

Scholz, Mathias (Ed.) et al.

Research Report

Die Elster-Luppe-Aue - eine wertvolle Auenlandschaft: Ergebnisse der wissenschaftlichen Begleitung aus dem Projekt Lebendige Luppe

UFZ-Bericht, No. 2/2022

Provided in Cooperation with:

Helmholtz Centre for Environmental Research (UFZ)

Suggested Citation: Scholz, Mathias (Ed.) et al. (2022) : Die Elster-Luppe-Aue - eine wertvolle Auenlandschaft: Ergebnisse der wissenschaftlichen Begleitung aus dem Projekt Lebendige Luppe, UFZ-Bericht, No. 2/2022, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Leipzig, <https://doi.org/10.57699/RXX9-ZH02>

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/268650>

Standard-Nutzungsbedingungen:

Die Dokumente auf EconStor dürfen zu eigenen wissenschaftlichen Zwecken und zum Privatgebrauch gespeichert und kopiert werden.

Sie dürfen die Dokumente nicht für öffentliche oder kommerzielle Zwecke vervielfältigen, öffentlich ausstellen, öffentlich zugänglich machen, vertreiben oder anderweitig nutzen.

Sofern die Verfasser die Dokumente unter Open-Content-Lizenzen (insbesondere CC-Lizenzen) zur Verfügung gestellt haben sollten, gelten abweichend von diesen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Terms of use:

Documents in EconStor may be saved and copied for your personal and scholarly purposes.

You are not to copy documents for public or commercial purposes, to exhibit the documents publicly, to make them publicly available on the internet, or to distribute or otherwise use the documents in public.

If the documents have been made available under an Open Content Licence (especially Creative Commons Licences), you may exercise further usage rights as specified in the indicated licence.



© Mathias Scholz / UFZ

Mathias Scholz, Carolin Seele-Dilbat, Rolf A. Engelmann, Hans D. Kasperidus,
Fabian Kirsten, Anna Herkelrath-Bleyl & Michael Vieweg (Hrsg.)

Die Elster-Luppe-Aue – eine wertvolle Auenlandschaft

Ergebnisse der wissenschaftlichen Begleitung
aus dem Projekt Lebendige Luppe

Die Elster-Luppe-Aue – eine wertvolle Auenlandschaft

Ergebnisse der wissenschaftlichen Begleitung aus dem Projekt Lebendige Luppe

Herausgeber: **Mathias Scholz, Carolin Seele-Dilbat, Rolf A. Engelmann, Hans D. Kasperidus, Fabian Kirsten, Anna Herkelrath-Bleyl & Michael Vieweg**

Redaktion:

Dipl. Pol. Karin Lange
Prof. Dr. Sylke Nissen

Universität Leipzig
Institut für Soziologie
Beethovenstraße 15, 04107 Leipzig
E-Mail: nissen@uni-leipzig.de
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ
Department Naturschutzforschung
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
E-Mail: mathias.scholz@ufz.de

Dr. Mathias Scholz

Fachbetreuung:

Florian Mayer,
Dr. Klaus Follner

BfN, Fachgebiet II 4.1 „Landschaftsplanung, räumliche Planung und Siedlungsbereich“

Dr. Jörg Petermann

Programmbüro für das Bundesprogramm Biologische Vielfalt im DLR-Projektträger

Titelbild: Leipziger Auwald - Alte Luppe bei Gundorf (Foto Mathias Scholz)

Druck: DDF Digitaldruckfabrik GmbH, Werkstättenstraße 31 / Halle K, 04319 Leipzig

Dieser Bericht entstand im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitung des Projektes „Lebendige Luppe“, gefördert im Bundesprogramm Biologische Vielfalt durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (FKZ 3511 68 5C12) und des UFZ. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Weitere Informationen gibt es auf der Projekt-Homepage www.Lebendige-Luppe.de.



LEBENDIGE LUPPE

Förderer

Gefördert durch:

 Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz

 Bundesamt für Naturschutz

 Sächsische Landesstiftung Natur und Umwelt Naturschutzfonds

aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages

Projektpartner

 Stadt Leipzig
Amt für Stadtgrün und Gewässer

 NABU
Landesverband Sachsen e.V.

 UNIVERSITÄT LEIPZIG

 UFZ HELMHOLTZ Zentrum für Umweltforschung

 Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Klimaschutz

Das Projekt Lebendige Luppe wird durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz im Rahmen des Bundesprogramms Biologische Vielfalt gefördert. Die Lebendige Luppe ist ein Schlüsselprojekt des Grünen Ringes Leipzig und des NABU Leipzig.

 leben.natur.vielfalt
das Bundesprogramm

UFZ-BERICHT 2|2022

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ

ISSN 0948-9452

doi.org/10.57699/RXX9-ZH02

Inhaltsverzeichnis

Vorwort und Danksagung	4
Das Projekt Lebendige Luppe - Einführung in den Projektraum Elster-Luppe-Aue	
Scholz, M., Seele-Dilbat, C., Engelmann, R.A., Heinrich, J., Henle, K., Herkelrath-Bleyl, A., Kasperidus, H.D., Kirsten, F., Löffler, F., Masurowski, F., Sahlbach, T., Vieweg, M., Wilke, T., Wirth, C. & A. Zábajník	7
Untersuchungsdesign der naturwissenschaftlichen Begleitung im Projekt Lebendige Luppe	
Seele-Dilbat, C., Engelmann, R.A., Hartmann, T., Heinrich, J., Henle, K., Herkelrath-Bleyl, A., Kasperidus, H.D., Krüger, A., Kirsten, F., Löffler, F., Masurowski, F., Vieweg, M., Wirth, C. & M. Scholz	21
Entstehung und Eigenschaften der Böden und Sedimente in der in der Elster-Luppe-Aue	
Kirsten, F., Herkelrath-Bleyl, A., Krüger, A. & J. Heinrich	43
Grundwasserbeschaffenheit in der Elster-Luppe-Aue	
Herkelrath-Bleyl, A., Krüger, A., Kirsten, F., Harzer, R., Schneider, B., Heinrich, J. & M. Scholz	69
Die Gewässergüte der Alten Luppe und des Burgauenbachs	
Herkelrath-Bleyl, A., Sattler, D., Kirsten, F. & J. Heinrich	83
Gewässerchemie in den Papitzer Lachen	
Möller, N. & A. Herkelrath-Bleyl	97
Wasserstands- und Durchflussmessungen in den Papitzer Lachen und Altläufen der Luppe im Nordwesten des Leipziger Auensystems	
Nebel, S., Vieweg, M., Herkelrath-Bleyl, A., Scholz, M., Krüger, A., Heinrich, J. & H.D. Kasperidus	107
Der Gehölzbestand des Stieleichen-Ulmen-Hartholzauenwalds (Quercus Ulmetum minoris ISSLER 1942) im Projektgebiet Lebendige Luppe in der Elster-Luppe-Aue bei Leipzig	
Engelmann, R.A., Seele-Dilbat, C., Hartmann, T., Pruschitzki, U., Kasperidus, H.D., Scholz, M. & C. Wirth	115
Leben am Auwald. Ergebnisse der kommunalen Bürgerumfrage in Leipzig 2017	
Lange, K. & S. Nissen	133
Bürgerbeteiligung im Rahmen des Projektes Lebendige Luppe	
Lange, K. & S. Nissen	145
Autorinnen- und Autorenverzeichnis	155

Vorwort und Danksagung

Die Flussauen zählen in Europa zu den komplexesten und artenreichsten ökologischen Systemen. Der Mensch hat diese Lebensräume durch massive Eingriffe in das hydrologische Regime von Flüssen, strukturelle Änderungen und zunehmende Nähr- und Schadstoffbelastung erheblich verändert oder zerstört. Mit Nachdruck wird deshalb schon seit Jahren der ökologisch verträgliche Umgang mit Auen gefordert. Diese gesellschaftliche Zielsetzung erfordert es, die ökologischen Auswirkungen von Eingriffen, insbesondere von Nutzungsänderungen und flussbaulichen Maßnahmen, hinreichend sicher abschätzen zu können.

Leipzig ist die einzige deutsche Großstadt, in der großflächige Hartholz-Auenwälder entlang von Weißer Elster, Pleiße und Luppe erhalten geblieben sind. Momentan stellen Austrocknung und fehlende Hydrodynamik durch Entkoppelung von Fluss und Aue, verursacht durch den technischen Ausbau der Gewässerlandschaft im 19ten und 20igsten Jahrhundert um Hochwasser möglichst schnell aus der Flusslandschaft zu bringen, die größten Herausforderungen für den Erhalt der Auenlandschaft dar. Um das Leipziger Auensystem wieder in einen funktionierenden Auenraum zu entwickeln, muss darüber hinaus dem weiteren Verlust von Lebensräumen, wie z.B. naturraumtypischen Fließgewässern und artenreichem Auengrünland, entgegen gewirkt werden. Mit der Wiederherstellung auentypischer Wasserverhältnisse und Lebensräume lassen sich mittelfristig Biodiversität und zahlreiche Ökosystemleistungen nachhaltig sichern.

Dazu soll im Projekt Lebendige Luppe, gefördert im Bundesprogramm Biologische Vielfalt durch das BMUV, die Reaktivierung der auentypischen Hydrodynamik auf großen Flächen, die Wiederherstellung von alten Gewässerläufen und die Umwandlung von intensiven Landnutzungen in auentypische Lebensräume realisiert werden. Die Maßnahmen im Projekt Lebendige Luppe bilden wesentliche Bausteine für ein Auenentwicklungskonzept der Elster-Luppe-Aue in den Städten Leipzig und Schkeuditz.

Mit dem vorliegenden UFZ-Bericht „Die Elster-Luppe-Aue – eine wertvolle Auenlandschaft“ möchten wir Ergebnisse der wissenschaftlichen Begleitung aus dem Projekt Lebendige Luppe über den vorgefundenen Zustand der Aue einer breiten Fachöffentlichkeit und interessierten Leserschaft zur Verfügung stellen. Die Veröffentlichung von weiteren Ergebnissen aus der wissenschaftlichen Begleitung und Planung soll in dieser Reihe folgen.

Dieser Band gibt in Scholz et al. eine Einführung in das Verbundprojekt Lebendige Luppe und in den Untersuchungsraum der Nordwestaue der Auenlandschaft zwischen dem Elsterflutbecken in Leipzig bis zur Bundesautobahn A9 in Schkeuditz.

Da geplante Maßnahmen im Rahmen einer Auendynamisierung und -renaturierung in der Nordwestaue auf eine deutliche Verbesserung der Standorteigenschaften für auentypen Arten und Lebensgemeinschaften im Leipziger Auensystem abzielen, wurde ein fachübergreifendes Messprogramm im Projektraum aufgebaut. Das dafür zugrunde gelegte Untersuchungsdesign der naturwissenschaftlichen Begleitung im Projekt Lebendige Luppe wird im Beitrag von Seele-Dilbat et al. vorgestellt. Anschließend werden die Erkenntnisse zur Entstehung und Eigenschaften der Böden und Sedimente aus der Elster-Luppe-Aue bei Kirsten et al. vertieft. Es folgen Beiträge zur Grundwasserbeschaffenheit in der Elster-Luppe-Aue und ein Einblick in die Gewässergüte der Alten Luppe und des Burgauenbachs von Herkelrath-Bleyl et al. Die Gewässerchemie in den Papitzer Lachen wird bei Möller & Herkelrath-Bleyl

betrachtet. Da die aus Lehmstichen und Sandabgrabungen entstandenen Papitzer Lachen künstlich aus der Weißen Elster geflutet werden und es Unsicherheiten gab, inwieweit die damit einhergehende alljährliche Flutung über die namenlose Luppe auch Auswirkungen auf den Auwald hat, werden bei Nebel et al. Wasserstands- und Durchflussmessungen in den Papitzer Lachen und Altläufen der Luppe im Nordwesten des Leipziger Auensystems detailliert beschrieben. Im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitung wurden 60 Dauerbeobachtungflächen mit über 8000 Bäumen eingerichtet. Der Gehölzbestand der Erstinventur im Stieleichen-Ulmen-Hartholzauenwalds im Projektgebiet wird bei Engelmann et al. vorgestellt.

Die wissenschaftliche Begleitung im Verbundprojekt Lebendige Luppe bezieht auch die sozialwissenschaftlichen Aspekte eines solchen Transformationsprozesses mit ein. Aus diesen Arbeiten werden Ergebnisse der kommunalen Bürgerumfrage in Leipzig 2017 – Leben am Auwald in Lange & Nissen wiedergegeben. In einem weiteren Betrag gehen die Autorinnen auf die Bürgerbeteiligung im Rahmen des Projekts Lebendige Luppe ein.

Wir möchten die Gelegenheit nutzen, uns für die sehr konstruktive und fruchtbare Zusammenarbeit in diesem Verbundprojekt bei allen Beteiligten, den Forschungspartnern, den Umsetzungspartnern und ganz besonders bei den assoziierten Praxispartnern und Mitgliedern der projektbegleitenden Arbeitsgruppe herzlich zu bedanken. Es ist eine Zeit intensiver und auch kontroverser Diskussionen gewesen, stets geprägt von Sachlichkeit und vom allseits vorhandenen Willen zu systematischen und am Ende praxisrelevanten Lösungen. Besonderer Dank gilt den Forstämtern der Stadt Leipzig und des Staatsbetriebes Sachsenforst (Forstbezirk Leipzig). Hier ist insbesondere die Unterstützung durch Andreas Sickert und Martin Opitz (Stadtforstamt Leipzig) sowie Andreas Padberg und Carsten Pitsch (Sachsenforst) stellvertretend für die Kolleginnen und Kollegen der beiden Forstämter hervorzuheben. Ein weiterer Dank gilt den Kolleginnen und Kollegen der Unteren Naturschutz- und Wasserbehörden der Stadt Leipzig und des Landkreises Nordsachsen sowie des Landestalsperrenbetriebs (LTV), die uns alle mit den Genehmigungen und fachlichen Hinweisen für die Umsetzung der Arbeiten unterstützt haben. Wertvoll war des Weiteren der Austausch mit Fachkolleginnen und -kollegen: Jens Riedel, Uta Zäumer, Michael Hammer und Axel Schmoll (ehem. Stadt Leipzig), Hendrik Teubert und Prof. Dr. Klaus Richter (Professor Hellriegel Institut der HS Anhalt), Nancy Löhr, Volker Dittmann, Ewald Jansen (LRA Nordsachsen), Dr. Christian Franke und Dr. Katja Sigel (LfULG), Ines Senft (SMEKUL), Dr. Peter Gutte (ehem. Univ. Leipzig), Dr. Ingrid Camienke (ehem. Landesdirektion Sachsen), Frank-Michael Herrmann (Landesdirektion Sachsen), Heiko Rudolf (BUND), Roland Zitschke, Ralf Mäckert, René Sievert, Wolf R. Große (NABU Leipzig), Tatjana Röther (LaNU), Dr. Janine Sybertz (Hannover) und den Kolleginnen und Kollegen im Verbundprojekt Lebendige Luppe bei der Stadt Leipzig, Amt für Stadtgrün und Gewässer, dem NABU Sachsen sowie der Universität Leipzig und dem UFZ. Hier sei stellvertretend Angela Zábajník, Torsten Wilke, Rainer Werner, Christiane Froberg, Franziska Löffler, Anna Heller, Stefan Alsheimer und Rüdiger Dittmar vom Amt für Stadtgrün und Gewässer der Stadt Leipzig und Dr. Maria Vlaic, Maria Vitztum, Dr. Kathleen Burkhard-Medicke, Dr. Karolin Tischer und Philipp Steuer (Projektbüro Lebendige Luppe, NABU Sachsen) für die vertrauensvolle Unterstützung gedankt. Außerdem danken wir den zahlreichen Studierenden, Praktikanten, FÖJlern, BuFtis und wissenschaftlichen Hilfskräften für die motivierte Arbeit und zahlreichen unterstützenden Abschlussarbeiten, nicht nur an der Universität Leipzig, sondern auch an der Hochschule Anhalt, der TU Dresden, der Universität

Göttingen und der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg und anderen Ausbildungsstätten.

Eine große Zahl von Projektmitarbeiterinnen und Projektmitarbeiter hat durch ihr Engagement weit über das übliche Maß hinaus zu den vorliegenden Texten beigetragen. Ihnen sei ebenfalls ganz herzlich gedankt. Wir danken allen für ihren engagierten Einsatz, die mit ihren Beiträgen diesen Bericht auch nach Feierabend oder Arbeitsvertragsende ermöglichten. Ein herzlicher Dank geht besonders an Karin Lange und Prof. Dr. Sylke Nissen für die redaktionelle Bearbeitung dieser Publikation.

Für die Realisierung des Vorhabens geht unser großer Dank an das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) und das Bundesamt für Naturschutz, das die Finanzierung des Vorhabens und somit eine intensive Bearbeitung der Thematik im Bundesprogramm Biologische Vielfalt ermöglicht hat. Dr. Jörg Petermann und Juliane Jacobs vom Projektträger DLR und Florian Mayer, Dr. Klaus Follner und Michael Pütsch vom BfN wird an dieser Stelle ausdrücklich für die sehr förderliche Begleitung des Vorhabens gedankt.

Mathias Scholz, Carolin Seele-Dilbat, Rolf A. Engelmann, Hans D. Kasperidus,
Fabian Kirsten, Anna Herkelrath-Bleyl & Michael Vieweg

Leipzig, im Dezember 2022

Das Projekt Lebendige Luppe - Einführung in den Untersuchungsraum Elster-Luppe-Aue

MATHIAS SCHOLZ, CAROLIN SEELE-DILBAT, ROLF A. ENGELMANN, JÜRGEN HEINRICH,
KLAUS HENLE, ANNA HERKELRATH-BLEYL, HANS D. KASPERIDUS, FABIAN KIRSTEN,
FRANZISKA LÖFFLER, FRANK MASUROWSKI, TILO SAHLBACH, MICHAEL VIEWEG,
TORSTEN WILKE, CHRISTIAN WIRTH & ANGELA ZÁBOJNÍK

1 Leipziger Auenlandschaft

Auen spielen auf Grund ihres Artenreichtums im Vergleich zu anderen Ökosystemen eine herausragende Rolle. So sind Auenökosysteme durch die hydrologischen Funktionen charakterisiert, zu denen beispielsweise die Dämpfung von Abflussspitzen bei Hochwasser bei gleichzeitiger Wasserspeicherung und Niedrigwasseraufhöhung bei Trockenheit gehören (Scholz et al. 2012, Schneider et al. 2017).

Die Stadt Leipzig wird von der Aue der Weißen Elster, der Luppe und der Pleiße durchzogen (Abb. 1). Naturräumlich gehört die Nordwestaue von Leipzig zum Leipziger Land und hier speziell zur Leipziger Elster-Pleiße-Aue, zur Schkeuditzer Elster-Luppe-Aue und Dölziger Aue. Aufgrund ausgedehnter Hartholz-Auenwälder wird diese Auenlandschaft auch als mitteleuropäisch bedeutsam eingestuft. Sie ist Teil des Landschaftsschutzgebiets „Leipziger Auwald“ (5.900 ha; ca. 13 % der Stadtfläche Leipzigs) und Bestandteil des NATURA 2000 Netzes (Kasperidus & Scholz 2011). Das FFH-Gebiet „Leipziger Auensystem“ (2.825 ha; davon über 700 ha Hartholzauenwald) nimmt im bundesweiten flächenmäßigen Vergleich Rang 6 der FFH-Gebiete mit Hartholz-Auenwald ein (Scholz et al. 2012).

Große Teile der Leipziger Hartholz-Auenwälder sind Mischbestände mit einem großen Strukturereichtum sowie einer hohen Diversität der Flora und Fauna (Müller & Zäumer 1992, Müller 1995, Gutte & Sickert 1998, Gutte 2011, Scholz et al. 2018). Ihre Besonderheit liegt in der vergleichsweise großen Naturnähe, die trotz intensiver anthropogener Eingriffe in das Auenökosystem und trotz der unmittelbaren Lage in der Stadt erhalten geblieben ist.

Die heutige Elster-Luppe-Aue findet ihren Ursprung im Pleistozän. Mit dem Abschmelzen der Gletscher am Ende der Saale-Kaltzeit vor ca. 130.000 Jahren bildete sich die ursprüngliche und heute zum Teil noch erkennbare Hydrographie heraus. Der landschaftsprägende Richtungswechsel der im Nordwesten der Stadt Leipzig befindlichen Flussauen besitzt ihren Ursprung im Deckvorstoß der Saalevereisung. Hier bildete sich vor dem Eisrand ein Entwässerungssystem mit einer Fließrichtung von SO nach NW heraus. Die ursprünglich nach Norden ausgerichteten Abflussbahnen wurden durch die saale-kaltzeitlichen Moränenablagerungen verschlossen. Die Weiße Elster wurde zusammen mit den Schmelzwässern des Inlandeises am Eisrand abgelenkt. Diese Gewässer gruben zwischen Leipzig und Halle ein breites Bett, in dem sich heute die stark mäandrierende Weiße Elster und das Luppebett befinden. Seit dieser Zeit fanden Verlagerungen der Gewässerrläufe und Ausräumungen statt, aber keine großräumigen Flussbettverlagerungen mehr (vgl. Ruske 1963). Seitdem wurde das Leipziger Auensystem durch ein dichtes Netz zahlreicher anastomisierender Fließgewässer geprägt, die ein Binnendelta in der Mäander- und Furkationszone der Hauptgewässer formten und heute noch durch zahlreiche Hohlformen und Flutrinnen in der Landschaft erkennbar sind.

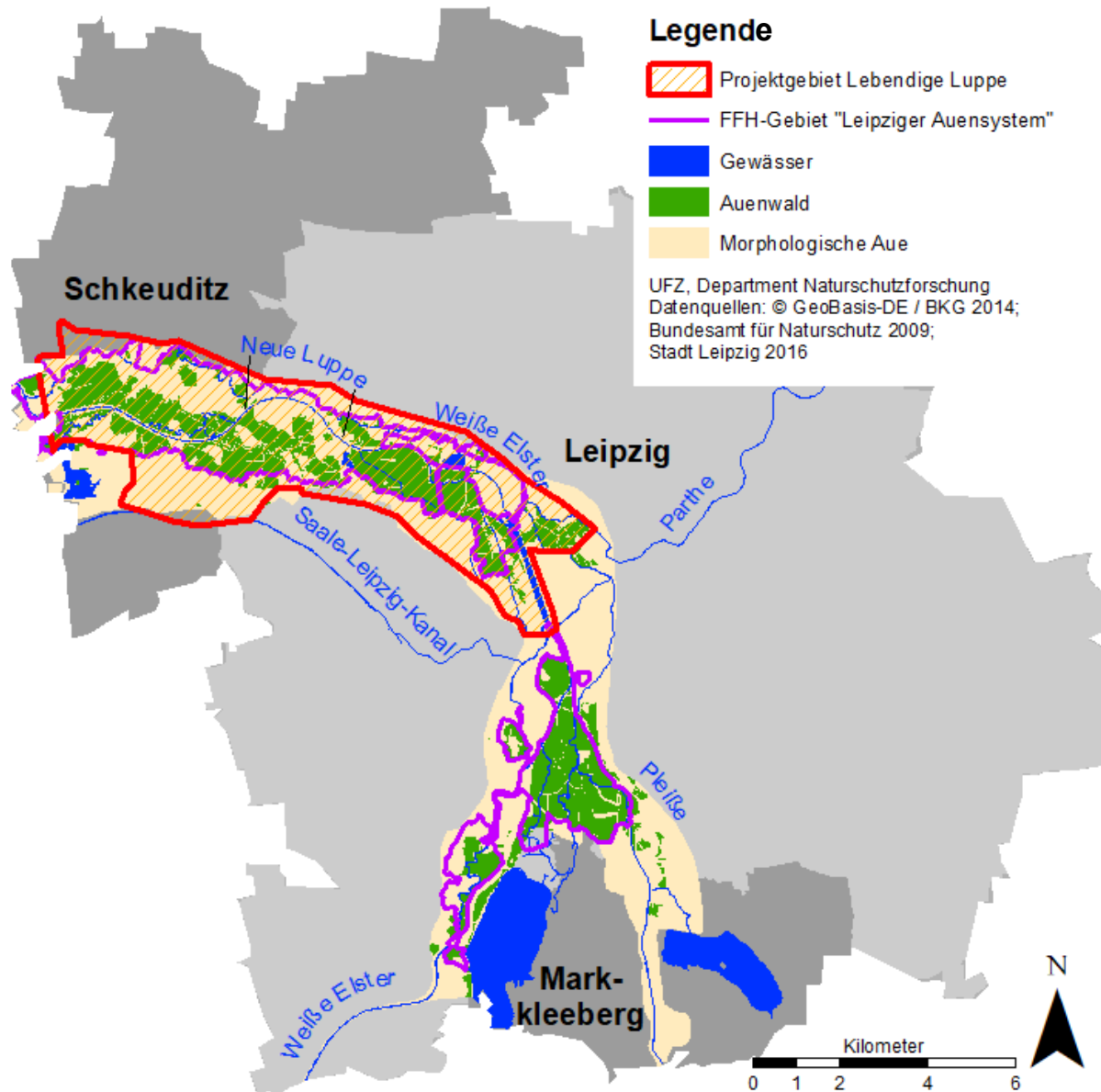


Abb. 1: Die Aue der Weißen Elster, der Neuen Luppe und der Pleiße im Stadtgebiet von Leipzig, Schkeuditz und Markkleeberg in Nordwest Sachsen.

Die Auenlehmlagerungen im Gebiet der Nordwestaue (bis zu 4 m Mächtigkeit) entstanden im Holozän als erosionsbedingtes Resultat der Rodungen und des einsetzenden Ackerbaus in der Jungsteinzeit. Der Talboden erhöhte sich dabei bis in unsere heutige Zeit stetig (vgl. Hiller et al. 1991), und blieb später dauerhaft über dem Grundwasserniveau. Die Flüsse gruben sich in diesem Prozess kastenförmig ein.

Seit der Mensch an Flussufern im Leipziger Raum siedelte, beeinflusste und regulierte er die Gewässerlandschaft stark. Die ersten Dämme und Deiche sowie Mühlgräben wurden bereits im 10. Jahrhundert angelegt. Das Gewässernetz unterlag seit dem frühen Mittelalter einem nachhaltigen Veränderungsprozess. Ab dem 12. Jahrhundert entstand ein gut aufeinander abgestimmtes Netz von Wasserbauwerken, das in seinen Grundzügen bis in das 19. Jahrhundert bestand (Müller & Zäumer 1992, Böhme & Becker 1995). Dabei darf aber nicht verkannt werden, dass an den Flüssen um Leipzig jeder Meter Gefälle durch Mühlen, die aus

logistischen und Sicherheitsgründen am Auenrand lagen, genutzt wurde. Die Auengewässer wurden deshalb dahingehend optimiert, dass den Mühlen bei geringen Abflüssen möglichst viel und zuverlässig Wasser zur Verfügung steht und bei Hochwasser der Schaden an den Mühlen möglichst gering ist. Der Gewässerverlauf Anfang des 19. Jahrhunderts mit zwei abflussstarken Flüssen an den Auenrändern und bei geringen Abflüssen trockenfallenden Rinnen in der Mitte der Aue ist ein durch menschliche Tätigkeit erreichter optimaler Zustand für die Wassermühlen. Bis in die 1850er-Jahre waren die hydraulischen Veränderungen im Vergleich zu jenen danach relativ gering. Von da an bis in das 21. Jahrhundert hinein vollzog sich dagegen eine massive anthropogene Änderung in der Hydrographie im ursprünglich sehr dichten natürlichen Gewässernetz (vgl. Denzer et al. 2015).

Im Zuge eines starken Bevölkerungswachstums mit steigendem Bedarf an Siedlungsflächen sowie zunehmender Industrialisierung erfolgten ab Mitte des 19. Jahrhunderts gravierende Veränderungen der Gewässerrläufe durch wasserbauliche Maßnahmen wie Eindeichung, Bau von Hochflutbetten, Fließstreckenbegradigung und -verkürzung (Abb. 2), um einen schnellen und sicheren Abfluss von Abwässern und Hochwasser zu gewährleisten.



Abb. 2: Die künstlich angelegte Neue Luppe
Foto: M. Scholz

Zu diesen Änderungen gehörten beispielsweise der Bau des technisch sehr tief und auenzentral liegenden Vorfluters Neue Luppe (Abb. 2) und der Nahle in den 1930er-Jahren sowie die weitere Verlängerung und Eindeichung der Neuen Luppe in den 1950er-Jahren. Durch den Bau der Neuen Luppe (1936 bis 1938, 1952 bis 1954) ging die Durchgängigkeit der Alten Luppe und weiterer Fließgewässer in der Nordwestaue verloren und ehemalige Nebenarme

und Flussverbindungen fielen trocken oder wurden verfüllt. Des Weiteren verschwanden gebietsprägende Gewässer wie zum Beispiel das Hundewasser. Auch wurden wichtige Auenfließgewässer wie die historische Alte Luppe zu Gunsten der Neuen Luppe entkoppelt.

Seit den 1970er-Jahren wurde südlich der Neuen Luppe der Nahle-Luppe-Polder eingerichtet (ca. 12 km Länge, ca. 10 km² Fläche und eine Flutung ab ca. HQ 25) und die Weiße Elster im sachsen-anhaltischen Raum kanalisiert und verlegt. Aus diesen Regulationsmaßnahmen und der Sohlerosion in Verbindung mit dem Bau von Deichen entlang der Neuen Luppe resultierte die weitgehende Entkopplung der Flüsse von ihren Auen. Damit verbunden war eine starke Einschränkung der Auendynamik durch das Ausbleiben periodischer direkter Überflutungen.

Alle diese Maßnahmen waren in den zur damaligen Zeit existierenden und spezifischen wasserwirtschaftlichen, hochwasserschutztechnischen sowie bergbaulichen Erfordernissen begründet. Die Resultate dieser wasserwirtschaftlichen Paradigmen prägen die Auenlandschaft bis heute nachhaltig und nachteilig. Das heutige Gewässernetz ist weder mit dem ursprünglichen Gewässernetz noch mit dem zur Zeit der Mühlennutzung vergleichbar. Zudem zeigt es mangelnde Dynamik und eine Verarmung an Gewässertypen.

Der Wasserhaushalt der Aue ist heutzutage erheblich gestört und das Wasserdargebot für die Aue weist große Defizite auf. Vor den Regulationsmaßnahmen verfügte das Leipziger Auensystem durch die auftretenden Winter-, Frühjahrs- und Sommerhochwässer und ausgeprägten Niedrigwasserperioden über eine weitgehend funktionierende Auendynamik. Heute beschränkt sich die direkte Überflutungsdynamik auf die schmalen flussnahen Bereiche vor den Deichen. Auentypische hydrologische Verhältnisse sind seit dem Bau des Nahle-Luppe-Polders selten und nur bei Überflutungen durch extreme Hochwasserereignisse wie im Januar 2011 und Juni 2013 zu beobachten. Durch eine starke Regulierung der Abflussverhältnisse der Gewässer in Verbindung der zahlreichen Wehranlagen und Speicher an Weißer Elster und Pleiße oberhalb Leipzigs und im „Gewässerknoten Leipzig“ kommt es zu einer stark gesteuerten und gedämpften Durchfluss- und Grundwasserdynamik im gesamten Auensystem. Der Braunkohletagebau vor allem im Süden von Leipzig (1974 bis 1990) hatte ein Absinken des Grundwassers um einen, gebietsweise bis zu zwei Meter zur Folge, wodurch vor allem die Leipziger Süd-Aue einen insgesamt trockeneren Charakter erhielt (Müller & Zäumer 1992). Auch nach Aufgabe der meisten Tagebaue und einem Wiederanstieg des Grundwassers kommt es in der Nordwestaue durch die tiefe Sohle der künstlich angelegten und in den letzten Jahren sich stetig vertiefenden Neuen Luppe zu einer anhaltenden Entwässerung der Aue.

Diese nachhaltigen Änderungen in der Hydrographie des Gebietes sind Ursachen für den schlechten Zustand der Aue (vgl. Brunotte et al. 2009, Auenzustandsbericht). Die Aue kann somit ihre Lebensraumfunktionen für auenabhängige Pflanzen und Tiere nicht mehr vollständig erfüllen.

2 Das Gewässernetz, Abflussbildung und Abflussgeschehen

Die Weiße Elster ist mit 257 km längster Nebenfluss der Saale, prägt das hügelige bis ebene Leipziger Land und besitzt ein Einzugsgebiet von etwa 5.154 km². Die Quelle liegt im tschechischen Teil des Elstergebirges östlich von Asch. Daran schließt sich der Oberlauf der Weißen Elster im sächsischen Vogtland an und durchfließt im Mittellauf die Vorlandzone der Mittelgebirge mit den Städten Greitz und Gera in Ostthüringen. Bei Zeitz (Sachsen-Anhalt) beginnt das Flachland mit der Leipziger Tieflandsbucht (Bilinski et al. 2015). Die Pleiße, der bedeutendste Nebenfluss der Weißen Elster mit 90 km Länge, entspringt südwestlich von Zwickau. In der Leipziger Tieflandsbucht sind beide Flüsse durch den mitteldeutschen Braunkohletagebau unter anderem durch Laufverkürzungen, Gerinneverlegung und -festlegung sowie hohem Auenverlust geprägt. Ein weiterer wichtiger Nebenfluss ist die Parthe, die mit knapp 60 km Länge dem Gewässersystem der Weißen Elster bei Mittelwasser knapp 1 m³/s beisteuert. Beide Flüsse münden im Stadtgebiet Leipzig in die Weiße Elster (Brunotte et al. 2009, Bilinski et al. 2015).

Die für die Leipziger Nordwestaue prägenden Flüsse Weißer Elster, Pleiße und Parthe zeigen sehr dynamische Abflüsse. Hochwasser kann zu jedem Zeitpunkt des Jahres in Folge von Starkregen und Schneeschmelze vor allem in den Oberläufen auftreten. In den letzten 45 Jahren (1973 bis 2018) sind 24 Jahre mit bedeutenden Hochwasserereignissen (größer 100 m³/s am Pegel Oberthau, Mittelwasser 26,3 m³/s, LHW 2016) vor allem durch Winter- und Frühjahrshochwasser gekennzeichnet; aber auch im Sommer und Herbst sind hohe Abflüsse häufig (siehe Abb. 3). Die Abflüsse der Hochwasserereignisse sind sehr unterschiedlich und reichen von kleineren, vor allem durch sehr kurzzeitige Starkregenereignisse hervorgerufene Wellen mit einer Dauer von wenigen Tagen ab 65 m³/s (HQ1), bis zu langandauernden Ereignissen, die wie im Winter 2011 einen Monat anhalten können (max. 322 m³/s am 5. Januar 2011). Das Hochwasser im Frühsommer 2013 zeichnete sich durch einen besonders hohen Durchfluss von 428 m³/s am 4. Juni 2013 aus. Beide Ereignisse waren im betrachteten Zeitraum die größten Hochwasserereignisse, die aufgrund der Öffnung des Nahleauslassbauwerkes auch zu einer flächigen Flutung des Nahle-Luppe-Polders geführt haben. Insgesamt sind Hochwasserereignisse mit mehr als 15 Tagen allerdings eher selten und traten seit 1973 nur fünf Mal auf, wobei hier Winterhochwasserereignisse dominieren. Gleichzeitig können aber auch immer wieder Jahre ohne bedeutende Hochwasserereignisse in Folge auftreten. In einer naturnahen Flussauenlandschaft würden alle in Abb. 3 dargestellten Hochwasserereignisse regelmäßig den Talraum überschwemmen, Fließgewässer gestalten und die Auenbiozöosen nachhaltig prägen. Aufgrund der durch Sohlerosion bedingten tiefen Sohle von Neuer Luppe und Nahle und zusätzlichen Barrieren durch die Deiche entlang der Fließgewässer haben kleinere Hochwasserereignisse heute kaum oder keinen Einfluss auf die Auendynamik im Gebiet. Überschwemmungen treten derzeit nur auf, wenn das Nahleauslassbauwerk geöffnet wird, oder wenn mehrere Tage andauernde Ereignisse sich über Druckwasser in den Grundwasserleiter fortsetzen und dann Rinnen und Senken fluten (Abb. 8). Kurzzeitige Ereignisse haben keinen Einfluss auf die Aue selbst (siehe Abb. 4).

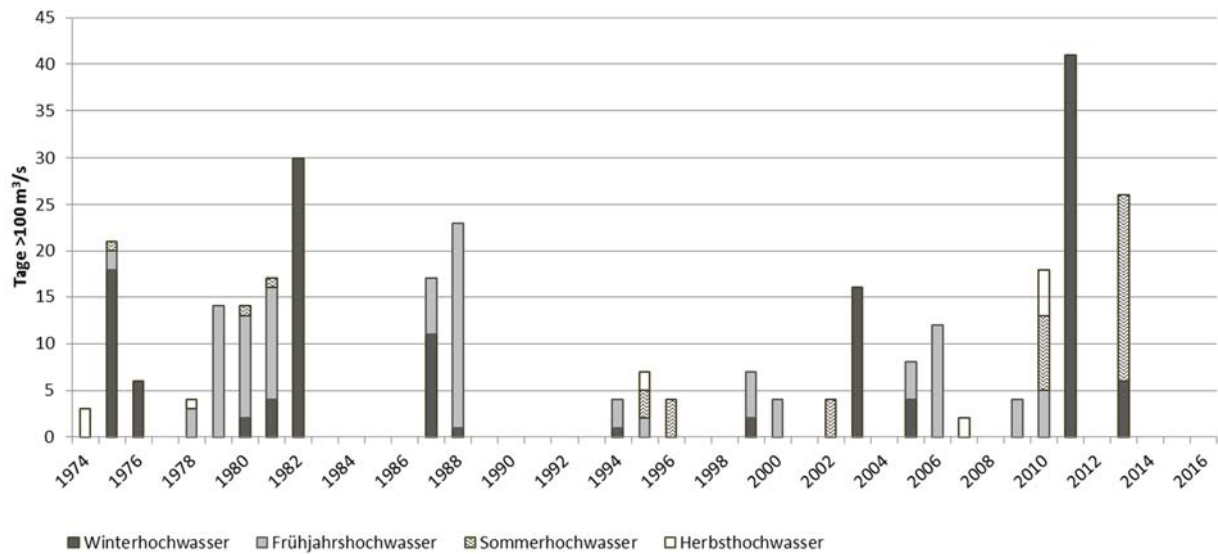


Abb. 3: Saisonalität und Dauer der Hochwasserereignisse (>100 m³/s Durchfluss der Weißen Elster am Pegel Oberthau der hydrologischen Jahre 1974 bis 2018)

Datenquelle: LHW Sachsen-Anhalt, Grafik: UFZ. Der amtliche Pegel liegt Unterstrom des Betrachtungsraumes und fasst die Abflüsse der Weißen Elster, Pleiße, Parthe und Neuer Luppe zusammen.

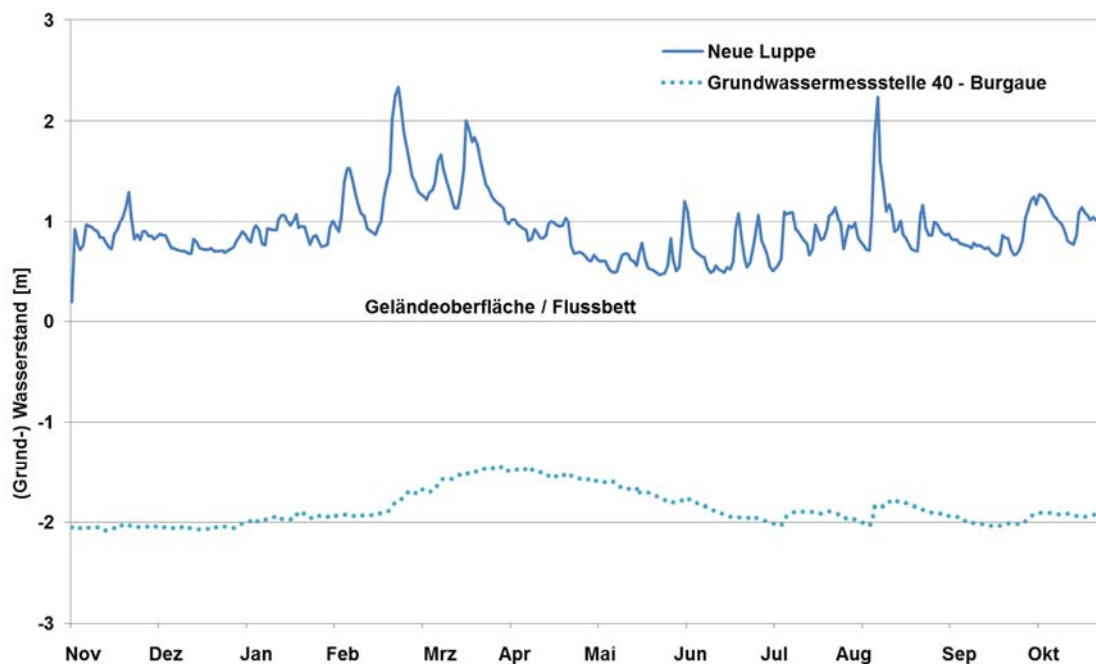


Abb. 4: Grundwasserwasserstand in der Burgauere und Oberflächenwasserstand in der Neuen Luppe für das hydrologische Jahr 2017
Daten: Lebendige Luppe (UFZ & Universität Leipzig)

Hochwasserereignisse in Leipzig entstehen für Weiße Elster und Pleiße im Oberlauf der Einzugsgebiete. Um der Frage nachzugehen, ob lokale Extremregenereignisse im Raum Leipzig mit extremen Hochwasserabflüssen gemeinsam auftreten, wurden auf der Grundlage von Niederschlagsaufzeichnungen von 1985 bis 2014 der DWD-Station in Schkeuditz die 69

größten Niederschlagsereignisse ermittelt (Abb. 5). Die Auswertung erfolgte für die in der Siedlungswasserwirtschaft häufig zum Ansatz gebrachte Dauerstufe von 60 Minuten. Die Niederschlagssummen zeigten eine Spannweite von 52 mm/h bis 10 mm /h. Die Gegenüberstellung zum gleichzeitig aufgezeichneten Durchfluss am Pegel Oberthau ergibt, dass im Auswertungszeitraum max. 60 m³/s am Pegel aufgezeichnet wurden. Dieser Wert entspricht einer statistischen Wiederkehrzeit von weniger als einem Jahr. Die Niederschläge können nach Kostra einer Wiederkehrzeit von 0,5 Jahren bis zu 100 Jahren zugeordnet werden. Als Fazit kann festgestellt werden, dass die Niederschlagscharakteristik aufgrund der sehr großen räumlich unterschiedlichen Einzugsgebiete im Gebiet Leipzig nur einen sehr untergeordneten Einfluss auf das Abflussverhalten des Pegels Oberthau und somit auf potenzielle Überflutungen der Auen im Gebiet hat. Im Hinblick auf die Gewässergütesituation, treffen somit die Abschlagsereignisse aus der Mischwasserkanalisation eher auf eine Mittelwassersituation im Gewässer als auf ein Hochwasser.

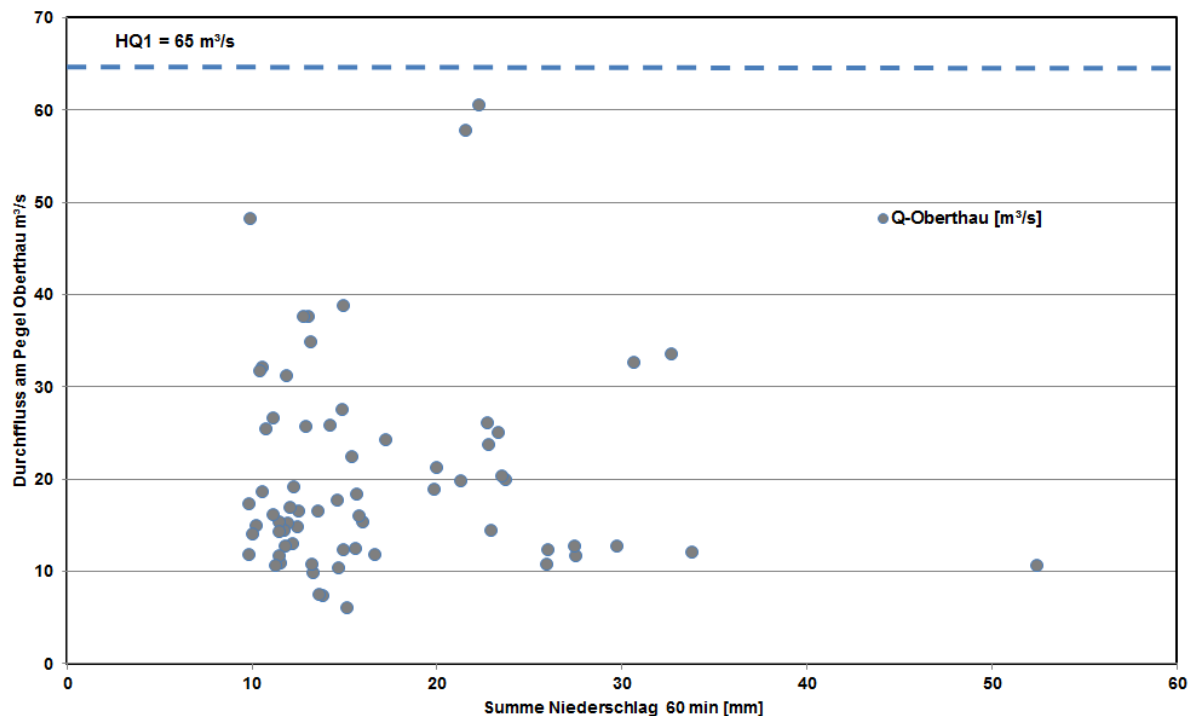


Abb. 5: Auswertung Niederschlag-Schkeuditz zu Durchfluss-Oberthau von 1985 bis 2014
 Daten: Niederschlag DWD, Durchfluss LHW

3 Veränderung der Landnutzung

Auch die Nutzungen der Flussaue veränderten den ursprünglichen natürlichen Charakter des Auengebietes. So ist heute der Mittelabschnitt der Nordwestaue durch ehemalige Rohstoffgewinnungsbereiche eines großflächigen Lehmabbaus aus dem 19. und beginnenden 20. Jahrhundert geprägt. Weiterhin wurden durch die Austrocknung der Aue konsequent landwirtschaftliche Nutzflächen von extensiv genutztem Auengrünland in intensive ackerbauliche Nutzung überführt (z.B. Abb. 6). Auch für den Auwald ist seit dem Mittelalter eine umfangreiche Nutzung bekannt. Bis 1870 dominierte eine Mittelwaldwirtschaft, danach wurde der Wald

in Hochwald überführt (Gläser 2005). Seit Beginn der 1990er Jahre wird mit einer femelartigen Nutzung strukturreicher Auenwald gefördert bzw. in einigen Bereichen auch Prozessschutzflächen und eine Mittelwaldbewirtschaftung initiiert (Prof. Hellriegel Institut 2012, Sickert 2012). Insgesamt besitzt der Leipziger Auwald einen noch sehr naturnahen Charakter. Wasserwirtschaftliche Anlagen, wie der Nahle-Luppe-Polder, führen jedoch zu einer zunehmend naturfernen Entwicklung der Auenlebensräume. Hinzu kommt die fast vollständige urbane Einklammerung der Aue.



Abb. 6: Leipziger Nordwestaue – der Pfungstanger – ehemals grünlandgeprägte Auenlandschaft
Foto: A. Weiß und J. Bäss (360bit.com)

Ehemals weitverbreitete Grünlandlebensräume der Leipziger Nordwestaue, insbesondere artenreiches Auengrünland, wurden bis in die 1980er Jahren südlich der neuen Luppe durch Drainage, Reliefmelioration und landwirtschaftlicher Intensivierung (vor allem Umbruch zu Ackerland) auf Restflächen zurückgedrängt. Acker nimmt im Betrachtungsraum heute 30 % der Landnutzung ein (ca. 540 ha; Abb. 6 und Abb. 7). Das verbleibende Grünland (ca. 150 ha) hat hier nur noch zu 20 % einen Charakter von artenreichen Flachland-Mähwiesen; die für das Gebiet einst typischen Brenndolden-Auenwiesen konnten südlich der neuen Luppe nicht mehr gefunden werden. Der Wald, der die dominierende Landnutzungsform des Leipziger Auensystems mit knapp 50 % ist, zeigt noch in großen Teilen den Charakter von Hartholzauenwäldern (Scholz et al. 2018).

Mit der Zunahme nicht auentypischer Standortverhältnisse veränderten sich über die Jahrzehnte die Artenzusammensetzung und die Dominanzverhältnisse der Kraut- und Baumschicht der Hartholzauenwaldbestände deutlich (Gutte 1990, Müller 1995, Gläser 2005, Gläser & Wulf 2009). Als direkte Folge der fehlenden Überflutungen konnten Arten mit geringerer Überflutungstoleranz, insbesondere Spitz-Ahorn (*Acer platanoides* L.) und Berg-Ahorn (*A. pseudoplatanus* L.) sowie Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra* L.) vermehrt auftreten.

Noch 1870 betrug der Anteil der beiden Ahornarten am Gesamtbestand 1,6 % und 1993 bereits 21,3 % (Gläser 2005). Im Unterstand dominieren heute beide Ahornarten mit 35 %. Damit ist eine fortschreitende Veränderung des Querco-Ulmetums verbunden. Trockene Varianten, wie Eichen-Hainbuchen-Wälder oder das hohe Aufkommen des Ahorn im Unterwuchs sind als Zeichen zu trockener Standortverhältnisse zu werten und kommen in nennenswerten Flächenanteilen vor. Sie würden letztendlich, wenn keine Initiativen zur Auendynamisierung umgesetzt werden, ein Degradationsstadium der noch verbliebenen Auenwälder darstellen.

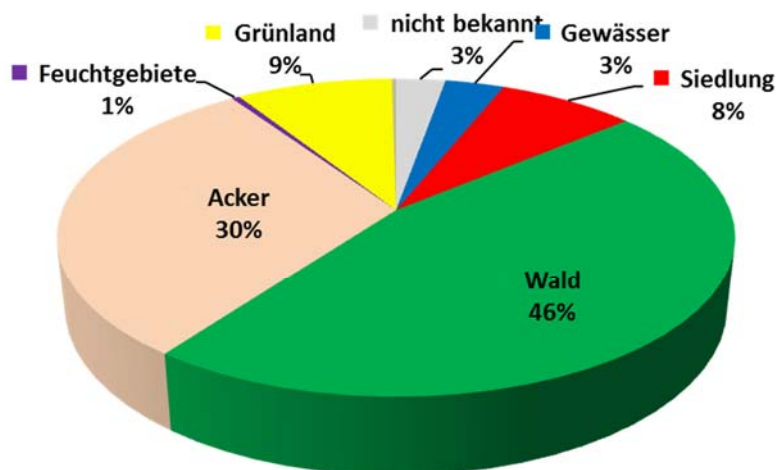


Abb. 7: Landnutzung im Projektgebietsteil südlich der neuen Luppe – insgesamt 1.770 ha
 Daten: Landnutzung - Geo-BasisDE/BKG 2009, Grafik: UFZ

4 Auendynamisierung im Leipziger Auwald

Die Wiederherstellung der hydrologischen Auenfunktion in Verbindung mit einem land-schaftstypischen Wasserhaushalt auf Basis der dazugehörigen hydrologischen und hydro-graphischen Elemente stellt auch im Hinblick auf die Klimaveränderungen die vordringliche Aufgabe der Auenrenaturierung im Nordwesten der Städte Leipzig und Schkeuditz dar. Aus den bereits eingetretenen Veränderungen ergibt sich die Notwendigkeit, die auentypischen hydraulischen, hydrographischen und hydrodynamischen Verhältnisse auf möglichst großen Flächen wieder herzustellen. Diese sind Voraussetzung für den langfristigen Erhalt, die Ent-wicklung und die Wiederherstellung einer auentypischen Biodiversität und der mit Auenle-bensräumen verbundenen Ökosystemfunktionen (wie Hochwasser- und Nährstoffretention, Kohlenstoffspeicherung). Bereits vor der Wende engagierten sich ehrenamtliche Naturschüt-zer für den Erhalt der Auenlandschaft. Ein Beispiel ist das Engagement für die Unterschutz-stellung und das Wassermanagement in den Papitzer Lachen durch den Kulturbund (Vlaic et al. 2017). Besonders nach der Wiedervereinigung Deutschlands gewannen Naturschutz- und Renaturierungsbestrebungen in der Leipziger Aue neuen Schub. Im südlichen Leipziger Auwald wurde 1993 ein kleinflächiges Pilotprojekt zur Flutung durch periodische, künstliche 14-tägige Überflutungen im zeitigen Frühjahr durchgeführt. Aufgrund von Flächengröße und mangelnder zeitlicher Dynamik in den Ereignissen ist die simulierte Überflutungsdynamik nur bedingt mit den in diesem Raum vorkommenden Hochwasserereignissen vergleichbar. Dies-es Projekt wird bis heute fortgeführt und zeigt auf der 5 ha großen Überflutungsfläche eine

Entwicklung in Richtung der nassen Ausprägung des Auwaldes, wie er in Senken mit im Frühjahr länger anstehendem Wasser in der Region auftritt. Der nassen Ausprägung entsprechend ist eine Zunahme hygrophiler Arten und ein starker Rückgang der Geophyten sowie von Spitz- und Bergahorn zu beobachten (Gutte 1999, Richter & Teubert 2011, Richter et al. 2022).

Aus diesem lokal begrenzten Pilotprojekt wurde das Projekt „Dynamische Aue“ entwickelt (Steib 2011). Durch den Ausbau kleinerer Auenfließgewässer sollen dabei ökologische Flutungen ab einer jährlichen Hochwasserwahrscheinlichkeit (HQ1) in großen Bereichen der Hartholzauenwaldbestände der südlichen Leipziger Aue ermöglicht und damit die Wiederherstellung dynamischer Auenbedingungen erreicht werden. Das Projekt befindet sich aktuell in der Umsetzungsphase.

Um der zunehmenden Austrocknung des nördlichen Teils der Leipziger Nordwestaue entgegenzuwirken, wurde 1999 mit dem Bau eines 5,5 km langen Fließgewässers (Burgauenbach) ein zusätzliches Element in dieser Auenlandschaft geschaffen. Gleichzeitig sollte damit lokal eine Grundwasseranhebung und ein dauerhaft verbessertes Wasserangebot ermöglicht werden. Aufgrund der Dimensionierung des Gewässers, aber auch wegen eingeschränkter Konnektivität mit dem Grundwasserleiter durch die hohe Auenlehmmächtigkeit (zwischen 2 und mehr als 3 Metern) konnte der Austrocknungstendenz jedoch nicht im nötigen Umfang entgegengewirkt werden. Deshalb blieb die Notwendigkeit weitere und tiefgreifendere Maßnahmen zu initiieren, die mit dem Projekt Lebendige Luppe realisiert werden sollen.

5 Das Projekt Lebendige Luppe

Das Projekt Lebendige Luppe wird in der nordwestlichen Aue Leipzigs historische Fließstrecken der Luppe und des ehemaligen Luppe-Binnendeltas revitalisieren, die durch den Bau der Neuen Luppe in den 1930er und 1950er Jahren zerschnitten wurden. Im Projektteil 1, südlich der Neuen Luppe, ist die Stadt Leipzig gemeinsam mit der Stadt Schkeuditz für die Maßnahmenplanung und Umsetzung federführend. Aufbauend auf den Machbarkeitsstudien, die 2006 und 2009 durch den Grünen Ring beauftragt wurden, sollen beginnend in Leipzig bis hin zum Luppewildbett an der Grenze zu Sachsen-Anhalt historische Fließstrecken als Lebendige Luppe zu einem durchgängigen, dauerhaft wasserführenden, bis zu 16 km langen und mindestens 6 m breiten naturnahen Fließgewässer verbunden werden. Um eine Anhebung und Dynamisierung der Grundwasserstände zu ermöglichen, soll die Gewässersohle mit dem Grundwasserleiter kommunizieren (Putkunz 2011, Riedel & Vitzthum 2014). Von Bedeutung ist, dass genügend Raum für einen Gewässerentwicklungskorridor gegeben wird, so dass gewässerbettbildende Prozesse bei höheren Abflüssen möglich sind und sich in Niedrigwasserzeiten Pionierstandorte entwickeln können.

Im Projektverlauf hat es eine Zielerweiterung gegeben, die eine großflächige Überflutung durch jährliche bis fünfjährige Hochwasserereignisse ermöglichen soll. Insbesondere sollen nach Möglichkeit auch Ackerflächen in die Auendynamisierung einbezogen werden, da hier ein großes Potenzial für die Wiederherstellung einst prägender Offenlandlebensräume besteht. Abb. 8 zeigt das maximale Überflutungspotential südlich der Neuen Luppe. Derzeit werden im Rahmen der Erarbeitung eines Auenentwicklungskonzeptes Elster-Luppe-Aue verschiedene Varianten des Gewässerlaufes und die technischen Möglichkeiten der Wiederherstellung häufiger Überflutungen erarbeitet. Aufgrund der anthropogenen Überformung

des Gewässernetzes stellt dies eine große Herausforderungen dar.

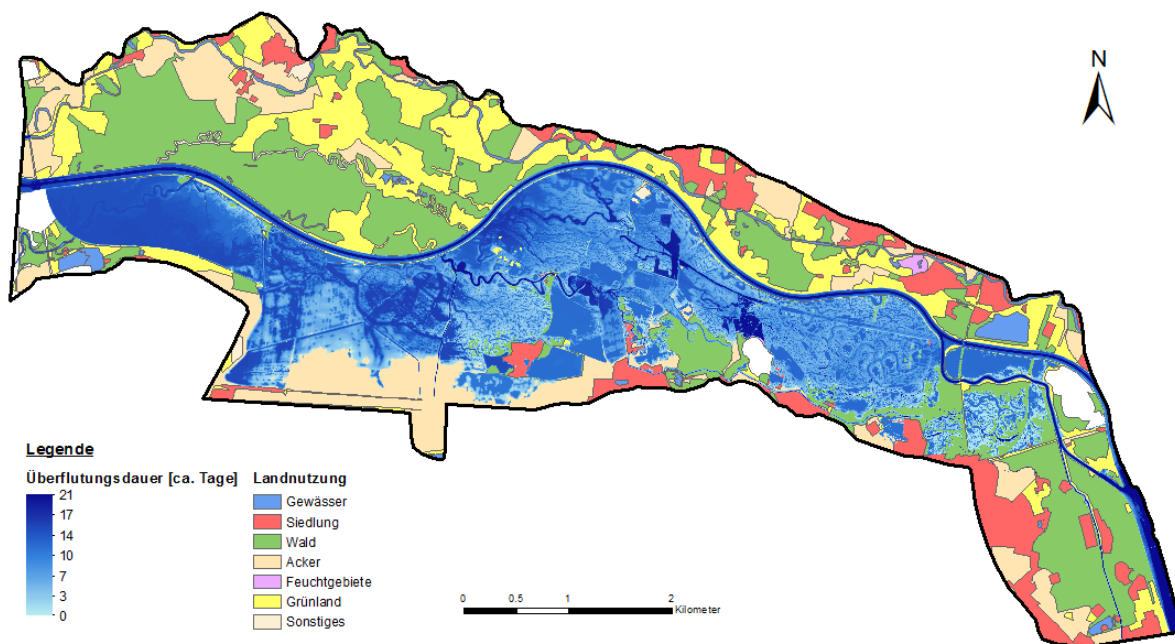


Abb. 8: Berechnete maximale Überschwemmungsfläche im Nahle-Luppe-Polder
 Datengrundlagen: Überflutung – Hydraulische Modellierung IWS 2016 – Projekt Lebendige Luppe, Landnutzung – Geo-BasisDE/BKG 2009; Kartographie: UFZ

Im Projektteil 2 nördlich der Neuen Luppe wurden seit 1996 die Wasserstände der von Austrocknung bedrohten Stillgewässer ehemaliger Lehmstiche, die sogenannten Papitzer Lachen reguliert. Dies geschieht durch ein Einlassbauwerk, das zeitweise Wasser aus der Weißen Elster in die Lachen führt und dadurch den Erhalt gefährdeter Amphibienpopulationen sichert. Die Funktionsfähigkeit des Einlassbauwerkes war allerdings eingeschränkt, im Rahmen des Projektes Lebendige Luppe konnte es durch den NABU Sachsen erneuert werden (Vlaic et al. 2017).

Die geplanten Revitalisierungsmaßnahmen werden durch ein naturwissenschaftliches Langzeit-Monitoring begleitet (UFZ und Universität Leipzig). Dafür wurden im Maßnahmensgebiet 60 Dauerbeobachtungsflächen nach dem BACI-Design (Before-After / Control-Impact; Smith 2002) eingerichtet, auf denen die Diversität ausgewählter Indikatorgruppen (Vegetation, Laufkäfer) sowie Grundwasserdynamik, Wasser- und Stoffhaushalt im Boden, Kohlenstoffspeicherung und Waldwachstum erfasst werden (s. auch Seele-Dilbat et al. in dieser Veröffentlichung). Unter Integration weiterer landschaftsökologischer und naturschutzfachlicher Daten ist damit eine umfassende Analyse des Status-Quo sowie der durch die zu erwartende Auendynamisierung eintretenden Veränderungen der Standortverhältnisse, der Biodiversität sowie ausgewählter Ökosystemfunktionen der Aue möglich (z.B. Riedel et al. 2017).

Um die besonderen Rahmenbedingungen der Durchführung dieses Revitalisierungsvorhabens im dicht besiedelten urbanen Raum zu berücksichtigen und alle Akteure (Bevölkerung, Politik, Verwaltung, Verbände) angemessenen zu involvieren, hat die umfangreiche Öffentlichkeits- und Umweltbildungsarbeit unter Federführung des NABU Sachsen einen hohen Stellenwert im Projekt Lebendige Luppe. Hier werden neue Ansätze zur Öffentlichkeitsarbeit

und Umweltbildung entwickelt, bei denen die Vermittlung von Gewässer- und Auen-relevanten Ökosystemleistungen eine zentrale Rolle spielt. Darüber hinaus wird das Projekt sozialwissenschaftlich begleitet, um die Wahrnehmung und Akzeptanz des Vorhabens in der lokalen Öffentlichkeit zu untersuchen, den Prozess der Implementation einzelner Projektschritte zu moderieren und um das Umweltbewusstsein der BürgerInnen und ihre Einstellung zur Auenlandschaft zu analysieren. Unter anderem wird ermittelt, wie die Bevölkerung Naturschutzmaßnahmen bewertet, die wie die hier angestrebte Gewässer- und Auenrevitalisierung mit Eingriffen in die Umwelt verbunden sind (siehe auch die Beiträge von Lange & Nissen in dieser Veröffentlichung).

Mit den drei skizzierten Bausteinen: „Maßnahmen zur Gewässer- und Auenrevitalisierung“, „Öffentlichkeitsarbeit und Umweltbildung“ sowie „natur- und sozialwissenschaftliche Begleitforschung“ verbindet das Vorhaben Lebendige Luppe in bislang wenig praktizierter Form Revitalisierungsmaßnahmen mit wissenschaftlicher Analyse und Bildungsansätzen.



Abb. 9: Hochwasser in der Burgaue im Juni 2013, Foto: C. Seele-Dilbat

6 Fazit und Ausblick

Das Projekt Lebendige Luppe ist aktuell das flächenmäßig bedeutendste Naturschutzprojekt in der Leipziger Aue. Dennoch ist es nur ein Baustein neben weiteren notwendigen Maßnahmen, die für die Wiederherstellung der Dynamik auentypischer Wasserverhältnisse erforderlich sind, und gleichzeitig Voraussetzung für eine auentypische Biodiversität und die zahlreichen mit Auen verbundenen Funktionen und Ökosystemleistungen für Mensch und Natur (Wirth et al. 2020). Verlust und Degradation der Auenbiozönosen sind bereits eingetreten

und schreiten voran. Es besteht somit dringender Handlungsbedarf!

Der historische Zustand der Aue lässt sich auf Grund der vielen irreversiblen Veränderungen im Gebiet nicht wiederherstellen. Gleichzeitig bietet die Revitalisierung von auentypischen Fließgewässern und Renaturierung von Offenlandlebensräumen die Möglichkeit, weitere Defizite nachhaltig zu minimieren und die gebietstypische Formenvielfalt einer naturnahen Auenkulturlandschaft erlebbar zu machen. Solche Maßnahmen können wesentliche Bausteine in einem zukünftigen Auenentwicklungskonzept für die Leipziger Nordwestaue darstellen, in der auch die Bereiche nördlich der Neuen Luppe hydraulisch mit einbezogen werden. Insbesondere die Flutungen der Burgaue während der Hochwasserereignisse im Januar 2011 und Juni 2013 (Abb. 9) haben nach bisherigen Beobachtungen gezeigt, dass auch in Leipzig und Schkeuditz noch ein großes Regenerationspotential für eine Entwicklung zu naturnäheren Verhältnissen vorhanden ist.

Literaturverzeichnis

- Bilinski, W., Bohn, E., Büttner, U., Görner, C., Müller, I., Kardel, K., Rohde, S., Six, A., Walther, P., Wolf, E., Zander, K., Freier, K., Gerber, S., Jentsch, S., Kopp, T., Winkler, U. & Wundrak, P. (2015): Ereignisanalyse zum Hochwasser im Juni 2013 in Sachsen. LfULG – Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.). <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15180>.
- Böhme, H.J. & Becker, C. (1995): Die Leipziger Gewässer von der Jahrtausendwende bis zur Gegenwart. *Neue Ufer* 3: 1-64.
- Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U. & Mehl, D. (2009): Flussauen in Deutschland – Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. *NaBiV* 87, 244 S.
- Denzer, V., Dix, A. & Porada, H.T. (2015): Leipzig – Eine landeskundliche Bestandsaufnahme im Raum Leipzig, Landschaften in Deutschland. Band 78. Köln, Weimar, Wien: Böhlau Verlag.
- Glaeser, J. (2005): Untersuchungen zur historischen Entwicklung und Vegetation mitteldeutscher Auenwälder. Dissertation, Technische Universität Dresden. Dissertation 09/2005, UFZ, Leipzig, 163 S.
- Gläser, J. & Wulf, M. (2009): Effects of water regime and habitat continuity on the plant species composition of floodplain forests. *Journal of Vegetation Science* 20: 37-48.
- Gutte, P. (1990): Florenzwandel im Stadtgebiet von Leipzig. *Tuexenia* 10: 57-65.
- Gutte, P. (1999): Botanische Begleituntersuchungen zur Pilotflutung im südlichen Auwald. In: *Der Leipziger Auwald – eine Landschaft von europäischem Rang*. Tagungsband zum 3. Leipziger Auensymposium am 17. April 1999. Leipzig: Amt für Umweltschutz der Stadt Leipzig.
- Gutte, P. (2011): Das *Quercus-Ulmetum minoris* Issl. 1942, der Stieleichen-Ulmen-Hartholzwald in der Elster-Luppe-Aue bei Leipzig. *Mauritiana (Altenburg)* 22: 213-242.
- Gutte, P. & Sickert, A. (1998): Der Leipziger Auwald – Bestand und Pflege. *Mitteilungen des Landesvereins Sächsischer Heimatschutz* 2: 80-85.
- Haase, D. & Gläser, J. (2009): Determinants of floodplain forest development illustrated by the example of the floodplain forest in the District of Leipzig. *Forest Ecol. Manage.* 258: 887-894.
- Hiller, A., Litt, T. & Eissmann, L. (1991): Zur Entwicklung der jungquartären Tieflandtäler im Saale-Elberaum unter besonderer Berücksichtigung von C14-Daten. *Eiszeitalter und Gegenwart*, 41: 26-41.
- Kasperidus H.D. & Scholz, M. (2011): Auen und Auenwälder in urbanen Räumen. In: Wirth, C., Reiher, A., Zäumer, U. & Kasperidus, H.D. (Hrsg.) *Der Leipziger Auwald – ein dynamischer Lebensraum*. Tagungsband zum 5. Leipziger Auensymposium am 16. April 2011. *UFZ-Bericht* 06/2011: 26–30.
- LHW – Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (2016): *Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch Elbegebiet Teil 1, Pegel Oberthau, Abflüsse*: 193.
- Müller, G.K. (1995): Die Leipziger Auen. Bestandsaufnahme und Vorschläge für die Gebietsentwicklung. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung. Dresden.

- Müller, G.K. & Zäumer, U. (1992): Der Leipziger Auwald: ein verkanntes Juwel der Natur. Leipzig: Urania Verlag.
- Putkunz, J. (2011): Lebendige Luppe - attraktive Auenlandschaft: Wiederherstellung ehemaliger Wasserläufe der Luppe im nördlichen Leipziger Auwald. In: Wirth, C., Reiher, A., Zäumer, U. & Kasperidus, H.D. (Hrsg.): Der Leipziger Auwald – ein dynamischer Lebensraum. Tagungsband zum 5. Leipziger Auensymposium am 16. April 2011. UFZ-Bericht 06/2011: 31-37.
- Prof. Hellriegel Institut (2012): Managementplan für das FFH-Gebiet Landesmeldenummer 050 E „Leipziger Auensystem“ (SCI 4639-301) und das SPA V05 „Leipziger Auwald“ (SCI 4639-451). Prof. Hellriegel Institut e.V. an der Hochschule Anhalt (FH) Bernburg – Fachgutachten erstellt im Auftrag des Freistaates Sachsen, 497 S.
- Richter, K. & Teubert, H. (2011): Die Bedeutung des naturschutzfachlichen Monitorings an Beispielen aus dem Leipziger Auwald. In: Wirth, C., Reiher, A., Zäumer, U. & Kasperidus, H.D. (Hrsg.): Der Leipziger Auwald – ein dynamischer Lebensraum. Tagungsband zum 5. Leipziger Auensymposium am 16. April 2011. UFZ-Bericht 06/2011: 45-50.
- Richter, K., Scholz, M., Zäumer, U. & Zimmerhäkel, J. (2022): Neuigkeiten aus dem Auwald: Vorstellung Pilotprojekt Paußnitzflutung von 1993 – 2020 im Elster-Pleiße-Auwald Leipzig. Stadt Leipzig, Dezernat Umwelt, Klima, Ordnung, Sport, Amt für Umweltschutz, Umweltinformationszentrum. Leipzig-Natur, 42 S.
- Riedel, J. & Vitzthum, M. (2014): Lebendige Luppe – Attraktive Auenlandschaft als Leipziger Lebensader – Biologische Vielfalt bringt Lebensqualität in die Stadt. DWA Rundbrief Landesverband Sachsen/Thüringen Nr. 44: 11-12.
- Riedel, J., Sahlbach, T., Scholz, M., Masurowski, F., Kasperidus, H.D., Engelmann, R., Seele, C., Marlow, F., Mansel, H., Brückner, F. & Sandig, F. (2017): Die Verwendung gekoppelter Modelle in der Planung von Auenrevitalisierungsprojekten am Beispiel des Projektes „Lebendige Luppe“ aus dem Bundesprogramm Biologische Vielfalt. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 10 (12): 750-755.
- Ruske, R. (1963): Zur Entstehung des Gewässernetzes in der Umgebung von Halle/Saale, geologisch-paläontologisches Institut der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- Schneider, E., Werling, M., Stammel, B., Januschke, K., Ledesma-Krist, G., Scholz, M., Hering, D., Gelhaus, M., Dister, E. & Egger, G. (Hrsg.) (2017): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. NaBiV 163, 498 S.
- Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H.D., Born, W. & Henle, K. (2012): Ökosystemfunktionen in Flussauen. Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Treibhausgas-Senken-/Quellenfunktion und Habitatfunktion. NaBiV 124, 258 S.
- Scholz, M., Seele, C., Engelmann, R.A., Hartmann, T., Heinrich, J., Henle, K., Herkelrath, A., Kasperidus, H.D., Kirsten, F., Löffler, F., Masurowski, F., Sahlbach, T., Wirth, C., Riedel, J., (2018): Das Projekt Lebendige Luppe – ein Beitrag zur Renaturierung der Leipziger Nord-West-Aue. Auenmagazin 14: 14-21.
- Sickert, A. (2011): Fortschreibung der Konzeption zur forstlichen Pflege des Leipziger Auenwaldes. In: Wirth, C., Reiher, A., Zäumer, U. & Kasperidus, H.D. (Hrsg.): Der Leipziger Auwald – ein dynamischer Lebensraum. Tagungsband zum 5. Leipziger Auensymposium am 16. April 2011. UFZ-Bericht 06/2011: 51-57.
- Smith, E.P. (2002): BACI design. In: El-Shaarawi A.H. & Piegorisch, W.W. (Hrsg.): Encyclopedia of environmetrics. Vol. 1. Chichester: Wiley: 141-148.
- Steib, K. (2011): Dynamische Aue – ein Projekt zur Wiedervernässung der Südaue. In: Wirth, C., Reiher, A., Zäumer, U. & Kasperidus, H.D. (Hrsg.): Der Leipziger Auwald – ein dynamischer Lebensraum. Tagungsband zum 5. Leipziger Auensymposium am 16. April 2011. UFZ-Bericht 06/2011: 38-44.
- Vlaic, M., Sievert, R., Scholz, M., Herkelrath, A. & Große, W.-R. (2017): Die Papitzer Lehmlachen im Projekt Lebendige Luppe – Schutz eines wertvollen Amphibienlebensraumes in der Leipziger Nord-west-Aue. Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen 18: 12-28.
- Wirth, C., Franke, C., Carmienke, I., Denner, M., Dittmann, V., Homann, K., Rudolf, H., Schmoll, A., Scholz, M., Senft, I., Steuer, P., Wilke, T. & Zabochnik, A. (2020): Dynamik als Leitprinzip zur Revitalisierung des Leipziger Auensystems. UFZ discussion papers 9/2020, 62 S.

Untersuchungsdesign der naturwissenschaftlichen Begleitung im Projekt Lebendige Luppe

CAROLIN SEELE-DILBAT, ROLF A. ENGELMANN, TIMO HARTMANN, JÜRGEN HEINRICH, KLAUS HENLE, ANNA HERKELRATH-BLEYL, HANS D. KASPERIDUS, ANNETT KRÜGER, FABIAN KIRSTEN, FRANZISKA LÖFFLER, FRANK MASUROWSKI, MICHAEL VIEWEG, CHRISTIAN WIRTH & MATHIAS SCHOLZ

1 Einleitung

Flussauen-Ökosysteme sind Hotspots der Biodiversität und stellen zahlreiche Ökosystemleistungen bereit (Scholz et al. 2012, Schneider et al. 2017). Gleichzeitig gehören sie zu den Ökosystemen, die weltweit am stärksten durch anthropogene Eingriffe in ihrer Funktionsfähigkeit und ökologischen Integrität beeinträchtigt sind (Tockner & Stanford 2002, Vanneuvillle et al. 2016, Schneider et al. 2017). Die große Mehrheit der europäischen Flüsse und ihre Auen sind anthropogen verändert und in einem schlechten ökologischen Zustand (Tockner & Stanford 2002, Brunotte et al. 2009). Für die langfristige Sicherung der auenspezifischen Biodiversität und Ökosystemleistungen sind Renaturierungsmaßnahmen notwendig (Vanneuvillle et al. 2016, Ehlert & Natho 2017, Harms et al. 2018). Daher ist innerhalb Europas die Zahl von Maßnahmen gestiegen, die zu einer Verbesserung des ökologischen Zustandes der Fluss-Auen-Ökosysteme führen sollen, und für die nahe Zukunft wird eine weitere Zunahme prognostiziert (Haase et al. 2013, Morandi et al. 2017). Gleichzeitig sind Daten zu den ökologischen Wirkungen solcher Maßnahmen selten (Haase et al. 2013), denn sie werden häufig nicht durch wissenschaftliche Untersuchungen begleitet (Kail & Wolter 2011, Morandi et al. 2017, Roni et al. 2019). Daher heben viele Autoren die Notwendigkeit hervor, die Auswirkungen von Maßnahmen zu quantifizieren und ihre ökologischen Wirkungen zu bewerten (Downs & Kondolf 2002, Gillilan et al. 2005, Palmer et al. 2005, Pess et al. 2005, Friberg et al. 2016, Muhar et al. 2016).

In jüngster Zeit nimmt die Anzahl, Größe und Komplexität von Renaturierungsmaßnahmen zu und dieser Trend wird sich voraussichtlich fortsetzen. Daher bedarf es standardisierter Anleitungen für die Erfassung und Bewertung zukünftiger Maßnahmen (Pess et al. 2005, Palmer et al. 2005, Friberg et al. 2016, Januschke et al. 2018, Roni et al. 2019). Dies trifft besonders für Maßnahmen in Auen zu, denn hier sind die Komplexität und die räumliche Skala geomorphologischer und ökologischer Prozesse größer als in anderen Ökosystemen und eine größere Zahl externer Faktoren muss berücksichtigt werden, die für den Erfolg von Maßnahmen relevant sind (Friberg et al. 2016, Morandi et al. 2017, Roni et al. 2019). Die bereits existierenden Untersuchungen zu hydromorphologischen und ökologischen Effekten von Renaturierungsmaßnahmen in Flussauen haben uneindeutige und zum Teil gegensätzliche Ergebnisse erbracht (Januschke et al. 2016). Zum einen wurde berichtet, dass sich die biotischen Komponenten nur geringfügig oder gar nicht verbessert hatten, obwohl die Renaturierungsmaßnahmen die Habitateigenschaften deutlich verbessert oder sogar die Heterogenität der Habitate erhöht hatten (Jähniq et al. 2010, Palmer et al. 2010, Haase et al. 2013, Hering et al. 2015, Muhar et al. 2016, Morandi et al. 2017). Zum anderen wurden starke positive Effekte von Renaturierungsmaßnahmen auf einzelne Organismengruppen berichtet (Januschke et al. 2011, Lorenz et al. 2012, Schmutz et al. 2014). Diese Diskrepanz kann teilweise durch Unterschiede in der Wirksamkeit verschiedener Renaturierungsmaßnahmen

sowie durch geomorphologische Besonderheiten der untersuchten Flüsse und Auen erklärt werden. Zum größten Teil liegt sie aber darin begründet, dass es für die Analyse der Effekte der untersuchten Maßnahmen große methodische und qualitative Unterschiede hinsichtlich des Monitoringdesigns, der Datenaufnahme und Datenauswertung gibt und diese Unterschiede die Vergleichbarkeit von Ergebnissen einschränken (Palmer et al. 2005, 2010, Roni et al. 2008, Januschke et al. 2016, Muhar et al. 2016). So kann sich eine Bewertung von Maßnahmen anhand von ausschließlich biotischen Bewertungskriterien (zum Beispiel artbasierte Verfahren) stark von Bewertungen unterscheiden, die nur auf abiotischen oder hydromorphologischen Kriterien beruhen (Haase et al. 2013). Untersuchungen, die ökologische und hydromorphologische Bewertungen koppeln und die Betrachtung von Ökosystemleistungen einbeziehen, fehlen weitgehend (Paillex et al. 2013). Auch vergleichende Untersuchungen von verschiedenen Organismengruppen und Habitaten (Jähnig et al. 2009, Januschke et al. 2011, 2014, Kail et al. 2015) sind selten, besonders solche, die den gesamten Auengradienten, also Organismengruppen des aquatischen, semi-aquatischen, semi-terrestrischen und terrestrischen Bereichs erfassen. Daher sind für eine ganzheitliche, generalisierbare Erfassung und Bewertung der Effekte von Renaturierungsmaßnahmen in Flussauen kombinierte Verfahren unerlässlich, die sowohl abiotische als auch biotische Aspekte integrieren, mehrere Organismengruppen vergleichend betrachten und Rückschlüsse auf Ökosystemleistungen erlauben (Müller et al. 2014, Muhar et al. 2016, Stammel et al. 2016, Januschke et al. 2018).

Um biotische Variablen und ihre abiotischen Treiber korrekt verschneiden und zusammen auswerten zu können, müssen sie räumlich und zeitlich zusammen erfasst werden. Dafür bedarf es eines zwischen den Disziplinen abgestimmten, gemeinsamen Untersuchungsdesigns mit fachübergreifend genutzten, standardisierten Probeflächen sowie abgestimmten Zeitpunkten und Protokollen der Probennahme, wie sie zum Beispiel im Rahmen des RIVA-Projektes (Robustes Indikationssystem für ökologische Veränderungen in Auen; Henle et al. 2006, Scholz et al. 2009) und der Deutschen Biodiversitätsexploratorien (Fischer et al. 2010) verwendet wurden. Im Projekt Lebendige Luppe haben wir diese Anforderungen berücksichtigt und an eine von Wald dominierte Auenlandschaft angepasst. Im Rahmen der naturwissenschaftlichen Begleitung haben wir daher fachübergreifend genutzte Untersuchungsflächen (Plots) eingerichtet, die eine kontinuierliche Erfassung biotischer, stofflicher und hydrologischer Daten ermöglichen. Diese umfangreiche und in Auwäldern bisher in dieser Form einzigartige Infrastruktur schafft die Grundlage für eine integrierte Synthese von biotischen und abiotischen Daten und damit für eine valide, ganzheitliche Quantifizierung und Bewertung der Effekte der Revitalisierungsmaßnahmen. Unser Fokus liegt auf der Analyse von Art-Umwelt-Beziehungen und von Ökosystemfunktionen des Hartholzauenwaldes (Baumwachstum, Verjüngungspotential der Baumarten, Totholzbereitstellung) und deren Beeinflussung durch sich ändernde Umweltbedingungen in Folge der Revitalisierungsmaßnahmen. Wir gehen davon aus, dass die im Projekt geplanten Maßnahmen zu morphologischen und hydrologischen Veränderungen im Untersuchungsgebiet führen, in deren Folge es zu Veränderungen der Lebensräume für Flora und Fauna kommen wird. Daher untersuchen wir die Auswirkungen auf mehrere Organismengruppen (krautige Pflanzen, Bäume, Laufkäfer und Amphibien), da diese Organismengruppen sensitiv gegenüber hydrologischen Veränderungen sind und als Bioindikatoren genutzt werden können (Follner & Henle 2006, Scholz et al. 2009).

Als robustes, für die ökologische Analyse von Renaturierungsmaßnahmen bereits umfänglich genutztes Untersuchungsdesign verwenden wir das BACI-Design (Before-After-Control-Impact, Stewart-Oaten et al. 1992, Smith 2002, Kail et al. 2015) mit stratifiziert zufälliger Auswahl der Plots (Follner et al. 2005, Scholz et al. 2009). Damit sind insbesondere Vorher-Nachher-Vergleiche (Before-After) von Standorten im direkten Einflussbereich der Revitalisierungsmaßnahmen (Impact) mit Standorten ohne Einfluss der Maßnahmen (Control) räumlich und zeitlich möglich (Abb. 1).

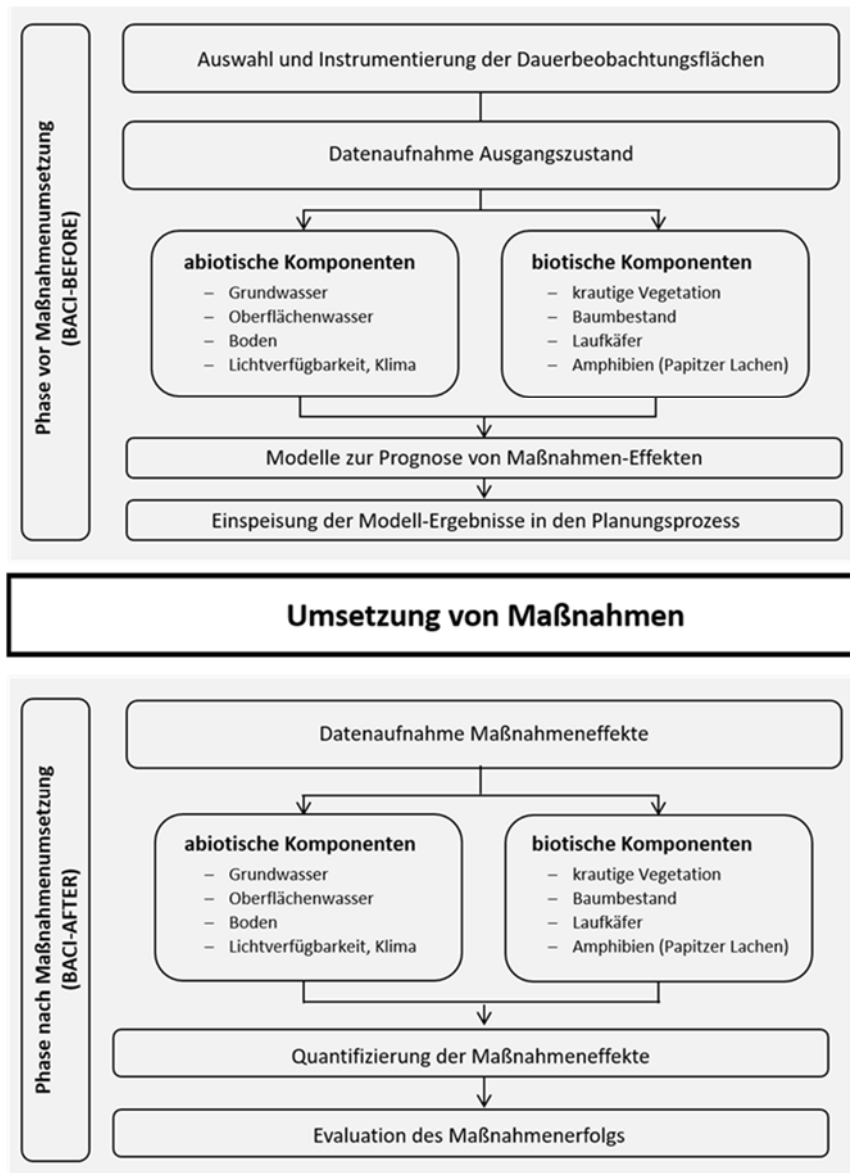


Abb. 1: Untersuchungsdesign der naturwissenschaftlichen Begleitung im Projekt Lebendige Luppe

Zum Zeitpunkt vor der Umsetzung der Revitalisierungsmaßnahmen erfassen wir den aktuellen ökologischen Zustand des Systems (IST-Zustand), der sich als funktionelle Konsequenz der anthropogenen Veränderungen und Regulierung des Systems ergibt (vgl. Scholz et al. in dieser Veröffentlichung). Diese Daten werden für den Aufbau von Prognosemodellen genutzt, mit denen die Auswirkungen verschiedener Varianten der geplanten Maßnahmen auf die abiotischen Standortbedingungen (Hydrologie, Schadstoffbelastung und -mobilisierbarkeit), die Arten und Lebensgemeinschaften vorhergesagt werden können. Diese Ergebnisse

finden Eingang in den Planungs- und Umsetzungsprozess. Nach Umsetzung der Maßnahmen sollen die Effekte quantifiziert und ihre ökologische Wirkung bewertet werden. Die Bewertung fokussiert insbesondere darauf, inwiefern die Auswirkungen anthropogener Veränderungen durch umgesetzte Revitalisierungsmaßnahmen verringert werden können und zur Sicherung und Wiederherstellung der biologischen Vielfalt sowie der untersuchten Ökosystemleistungen in der Leipziger Nordwestaue beitragen werden.

Mit den Untersuchungen der naturwissenschaftlichen Begleitung werden im Projekt Lebendige Luppe die folgenden Ziele verfolgt:

- Beschreibung des aktuellen ökologischen Zustandes der Leipziger Nordwestaue
- Analyse der raum-zeitlichen Veränderungen von abiotischen und biotischen Komponenten durch die Revitalisierungsmaßnahmen
- Ableitung von Modellen, die generalisierbare Aussagen zur Auswirkung abiotischer Veränderungen durch Revitalisierungsmaßnahmen auf die Biodiversität und Ökosystemfunktionen in Auen ermöglichen.

2 Auswahl der Untersuchungsflächen

Die Veränderungen durch die Revitalisierungsmaßnahmen werden voraussichtlich vorrangig in einem Bereich der Leipziger Elster-Luppe-Aue eintreten, der von Hartholzauenwald dominiert ist (43 % des Untersuchungsgebietes). Daher wurden die Untersuchungsflächen (Plots) zunächst fast ausschließlich im Hartholzauenwald angelegt. Die ausgewählten Waldstandorte sind als FFH-Lebensraumtyp Hartholzauenwald (LRT 91F0*) oder als Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (LRT 9160, hier Degradationsform des Hartholzauenwaldes auf Grund ausbleibender Überflutungen, Professor Hellriegel Institut 2012) ausgewiesen und haben ein Alter von ≥ 80 Jahren.

Innerhalb der Waldstandorte wurden die Plots nach einem stratifizierten Zufallsdesign ausgewählt. Da in Flussauen das Vorkommen und die Abundanz von Arten bei gleicher Landnutzung (hier Wald) vorrangig durch hydrologische Variablen bestimmt werden (Henle et al. 2006), wurde das Untersuchungsgebiet in drei hydrologische Bereiche (Straten) eingeteilt. Die drei Straten repräsentieren dabei den gesamten hydrologischen Gradienten im terrestrischen Bereich der Leipziger Nordwestaue. Basierend auf dem Grundwasserflurabstand (GWFA) wurden die Straten „feucht“ (GWFA < 1 m), „intermediär“ (GWFA 1-2 m) und „trocken“ (GWFA > 2 m) gebildet. Damit werden durch die Stratifizierung die im Untersuchungsgebiet in ihrem Flächenanteil unterrepräsentieren grundwassernahen Standorte genauso berücksichtigt wie die in ihrem Flächenanteil dominierenden intermediären und grundwasserfernen Standorte (Henle et al. 2006, Scholz et al. 2009). Die drei hydrologischen Straten wurden zusätzlich in Bereiche unterteilt, die potentiell mit und ohne Einfluss der geplanten Revitalisierungsmaßnahme sein werden. Innerhalb dieser Bereiche erfolgte die Auswahl der Plots zufällig, so dass die drei hydrologischen Straten jeweils 20 Plots umfassen und davon jeweils 10 Plots mit und 10 Plots ohne Einfluss der Maßnahme sind. Dieses Untersuchungsschema entspricht dem oben genannten BACI Design. Damit sind für die drei hydrologischen Straten Vorher-Nachher-Vergleiche von Standorten im Bereich der Maßnahme mit Referenz-Standorten ohne Einfluss der Maßnahme möglich (Abb. 1). Diesem Schema entsprechend wurden

insgesamt 60 Plots (je 0,25 ha) ausgewählt, die alle innerhalb des alten Hartholzauenwaldes liegen (Abb. 2, Tab. 1). Die Vorauswahl der Plots erfolgte im GIS basierend auf digitalen, georeferenzierten Informationen von Geländehöhe, Grundwasserflurabstand, Abstand zum ursprünglich geplanten neuen Fließgewässerverlauf, Landnutzung und Störungseinfluss (Abstand zu Waldwegen). Dazu wurde ein Raster (Zellengröße 50 m × 50 m) über das gesamte Untersuchungsgebiet gelegt, und alle Rasterzellen selektiert, die vollständig innerhalb des alten Hartholzauenwaldes lagen. Aus dieser Menge wurden nur solche Rasterzellen ausgewählt, die nicht von Fließ- und Stillgewässern, Straßen oder Waldwegen durchschnitten wurden (Tab. 1). Aus den am GIS ermittelten potentiellen Kandidaten-Plots wurden die 60 Untersuchungsflächen vor Ort in Absprache mit allen beteiligten Disziplinen und den Forstämtern ausgewählt.

Tab. 1: Sequentielles Vorgehen bei der Auswahl der Untersuchungsflächen.

Schritt	Auswahlkriterien
1	Abgrenzung des Untersuchungsgebietes (2.830 ha, davon 1.223 ha Wald) (Abb. 2, vgl. Scholz et al. in dieser Veröffentlichung)
2	Anlage eines 50 m × 50 m-Rasters (N-S, O-W-Orientierung) über das gesamte Untersuchungsgebiet
3	Selektion aller Rasterzellen innerhalb des Untersuchungsgebietes, die keine Flüsse I. Ordnung (Weiße Elster, Neue Luppe, Nahle, Kleine Luppe) und andere Still- und Fließgewässer (Lachen, Flüsse II. Ordnung) enthalten
4	Daraus Selektion aller Rasterzellen, ohne Beeinträchtigung durch Haupt- und Nebenverkehrswegen (Straßen, Bahntrassen, Wander- und Reitwege)
5	Daraus Selektion aller Rasterzellen, die vollständig innerhalb des Hartholzauenwaldes (FFH-LRT 91F0*) oder des Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwaldes (FFH-LRT 9160) oder außerhalb der LRT in Waldbeständen ≥ 80 Jahre liegen (nur Leipziger Stadtwald, basierend auf Forsteinrichtung 2003). Ausschluss von Rasterzellen mit besonderen forstlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen (Mittelwald, Femelung)
6	Generierung einer Grundwasserflurabstandskarte für das Untersuchungsgebiet mit Rasterauflösung von 2 m × 2 m basierend auf dem Grundwasserstand (Datenbasis = geostatistische Interpolation der Stichtagsmessung April 2012 von 71 amtlichen Pegeln) und der Geländehöhe (Digitales Geländemodell ATKIS-DGM2 mit Rasterauflösung von 2 m × 2 m, GeoSN 2012). Einteilung der Grundwasserflurabstandskarte in drei hydrologische Straten (feucht = GWFA ≤ 1 m, intermediär = GWFA 1-2 m, trocken GWFA ≥ 2 m)
7	Flächenanteilkriterien zur Auswahl von Rasterzellen mit möglichst homogenen Standortbedingungen: feucht: ≥ 10 %* der Rasterzelle mit GWFA ≤ 1m; intermediär: ≥ 90 % der Rasterzelle mit GWFA 1-2 m; trocken: ≥ 80 %* der Raster-Zelle mit GWFA ≥ 2 m.
8	Innerhalb der drei hydrologischen Straten (feucht, intermediär, trocken) Auswahl von Rasterzellen, die potentiell mit (< 100 m Abstand zum ursprünglich geplanten Verlauf der Maßnahme) und ohne Einfluss der Maßnahme sein werden.
9	Verschneidung aller Layer und Auswahl der potentiellen Kandidaten-Rasterzellen je Stratum im GIS; daraus Zufallsauswahl von Rasterzellen mit Mindestabstand von 100 m zwischen den Rasterzellen.
10	Überprüfung der tatsächlichen Eignung der potentiellen Kandidaten-Rasterzellen im Feld (Ausschluss von Rasterzellen mit Störung durch Rückegassen, Wege, Gaps)
11	Finale Auswahl und Einrichtung der Plot

Anm.: * größerer Flächenanteil schließt zu viele Rasterzellen aus

Alle 60 Plots liegen innerhalb der morphologischen Aue. Das feuchte Stratum ist ausschließlich auf die für Auenbereiche typischen Rinnenstrukturen beschränkt, die je nach Grundwasserstand und Niederschlagsereignissen temporär mit Druckwasser gefüllt sein können. Das mittlere (intermediäre) Stratum umfasst niedrige und das trockene Stratum höhere Bereiche, die je nach Mächtigkeit der Auenlehmauflage und der Bodenart entweder gar nicht, nur zeitweise während des Winterhalbjahrs oder dauerhaft an das Grundwasser angeschlossen sind (Tab. 2, siehe auch Plot-Steckbriefe im elektronischen Anhang 2). In Folge der anthropogenen Eingriffe (vgl. Scholz et al. in dieser Veröffentlichung) wird das gesamte Untersuchungsgebiet seit Einrichtung des Nahle-Luppe-Polders im Jahr 1973 nicht mehr regelmäßig durch Hochwasser überflutet. Lediglich bei Nutzung des Polders durch Öffnung des Nahle-Auslassbauwerkes finden noch Überflutungen des Gebietes statt. Dies war zuletzt während der extremen Hochwasserereignisse im Winter 2011 und im Sommer 2013 der Fall. Während des Sommerhochwassers 2013 waren 44 der 60 Plots im Mittel 5 bis maximal 8 Tage überflutet (siehe Abb. 8 im Beitrag Scholz et al. in dieser Veröffentlichung).

Bis auf 7 Plots, die innerhalb einer Prozessschutzfläche (seit 1998 ohne Bewirtschaftung) liegen, findet auf allen anderen Plots weiterhin forstliche Bewirtschaftung statt. Sie erfolgt in Form von einzelstammweiser und femelartiger Entnahme. In Absprache mit den Forstämtern werden Zeitpunkt und Intensität (Entnahmemengen) der Nutzung für die Plots dokumentiert.

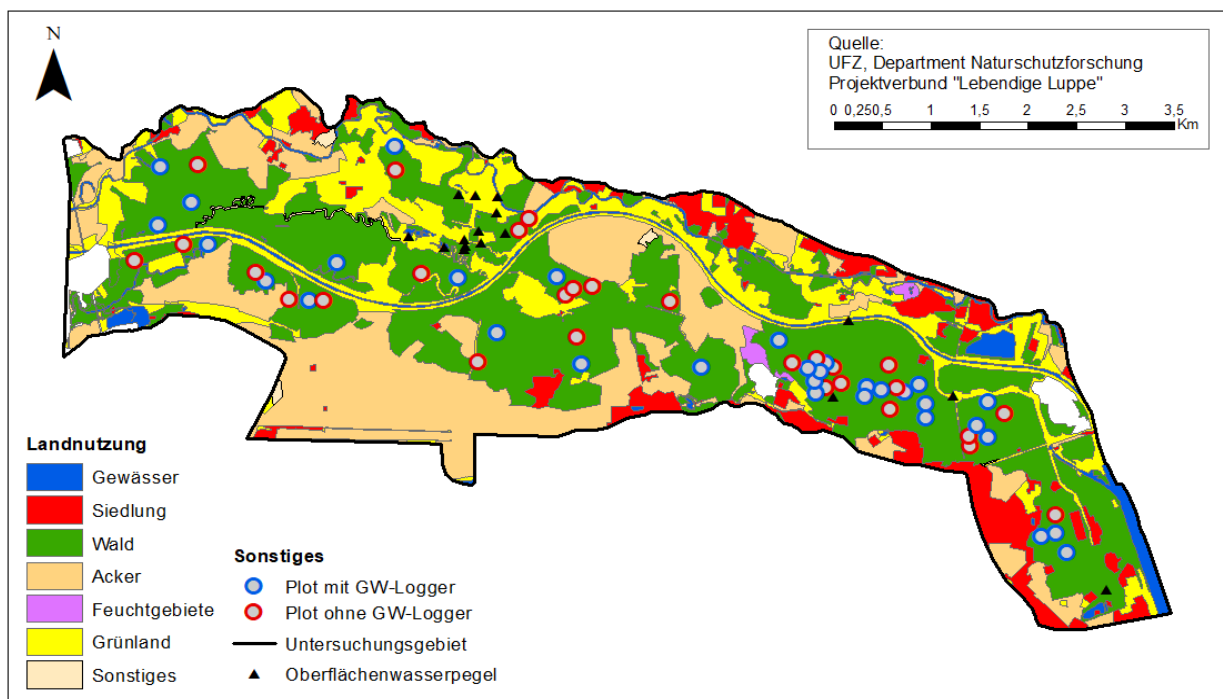


Abb. 2: Die Lage der 60 Untersuchungsflächen, der Grundwasser- und Oberflächenwassermessstellen im Untersuchungsgebiet des Projekts Lebendige Luppe (Landnutzung: Geo-BasisDE/BKG 2009).

Tab. 2: Realisierte hydrologische Stratifizierung der Untersuchungsflächen und damit assoziierte Variablen. Für alle Variablen sind Mittelwert \pm SD angegeben.

Überflutung 2013					
Hydrologische Straten	Grundwasserflurabstand (GWFA) [m]	Dauer [Tage]	Höhe [m]	Auenlehm-mächtigkeit [m]	Öffnungsgrad Waldbestand [%]
feucht (GWFA < 1 m) n = 20	1,03 \pm 0,59	6,4 \pm 2,4	1,53 \pm 0,57	1,82 \pm 0,59	7,02 \pm 1,87
intermediär (GWFA 1-2 m) n = 20	1,56 \pm 0,58	4,2 \pm 2,8	1,02 \pm 0,67	1,85 \pm 0,73	6,27 \pm 1,23
trocken (GWFA > 2 m) n = 20	2,04 \pm 0,76	4,5 \pm 2,6	1,07 \pm 0,63	2,52 \pm 0,66	6,32 \pm 1,20

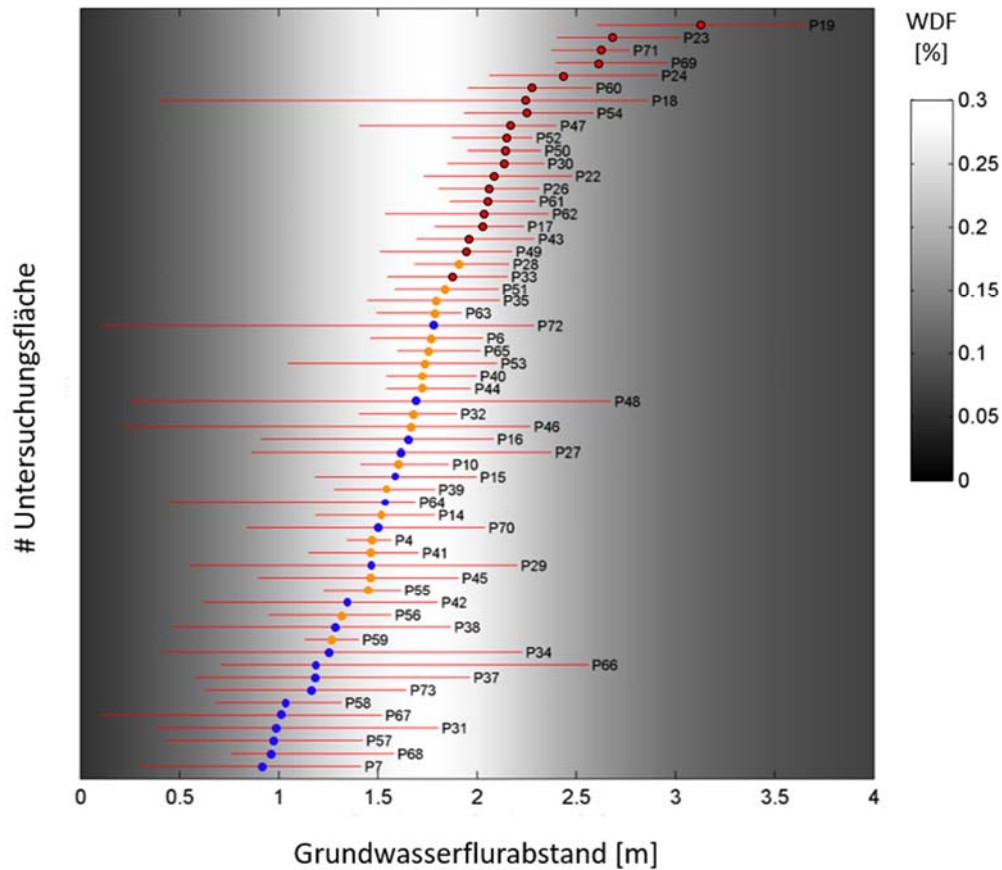


Abb. 3: Der hydrologische Gradient der Leipziger Nordwest-Aue und die Lage der 60 Untersuchungsflächen in diesem Gradienten.

Anm.: Die Zugehörigkeit der Untersuchungsflächen zu den drei hydrologischen Straten ist farbig markiert (blau = feucht, orange = intermediär, rot = trocken). Der Farbverlauf zeigt die Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion (WDF) des Grundwasserflurabstands in der Nordwestaue (hydrologisches Modell Riedel et al. 2017).

Die realisierte hydrologische Stratifizierung der 60 Plots weicht leicht von der geplanten Stratifizierung ab (Tab. 2, Abb. 3). Aufgrund der eingeschränkten Datenverfügbarkeit zu Beginn des Projektes basierte die Einteilung der hydrologischen Straten auf dem Grundwasserstand einer einzelnen Stichtagsmessung (April 2012) der 71 vorhandenen amtlichen Pegel. Die zeitlich hochaufgelöste Messung der Grundwasserstände auf den eingerichteten Plots zeigt, dass es für die Plots des feuchten und des trockenen Stratum zu Abweichungen vom geplanten Design kommt. Die Mehrzahl der 20 feuchten Plots hat einen mittleren Grundwasserflurabstand > 1 m (Abb. 3), mittlerer Grundwasserflurabstand aller 20 feuchten Plots beträgt $1,03 \text{ m} \pm 0,59 \text{ m}$, Tab. 2). Einige trockene Plots haben einen mittleren Grundwasserflurabstand < 2 m (Abb. 3, mittlerer Grundwasserflurabstand aller 20 trockenen Plots beträgt $2,04 \pm 0,76$, Tab. 2). Für die Analysen werden daher die gemessenen kontinuierlichen Grundwasserdaten der Plots verwendet und nicht die kategorielle Zuordnung der Plots zu den hydrologischen Straten.

3 Aufbau und Instrumentierung der Untersuchungsflächen

Die 60 Plots wurden alle mit einer Größe von 0,25 ha angelegt. Diese Größe resultiert aus zwei begrenzenden Bedingungen. Zum einen würden in kleinen Plots ($< 2.000 \text{ m}^2$) zu wenig Baumindividuen vorkommen, um eine vollständige Erfassung der Populationsstruktur und Biomasseverteilung für alle Arten zu ermöglichen. Flächen müssen groß genug sein, um insbesondere adulte Individuen aller Arten zu enthalten und um den Einfluss kleinräumiger Variabilität zu minimieren. Dies ist vor allem für arten- und struktureiche Hartholzauenwälder zu berücksichtigen. Zum anderen würden zu große Plots durch die für Auen typische hohe kleinräumige Relief-Heterogenität abiotisch sehr inhomogen sein. Die Plots des feuchten Stratum sind mehrheitlich rechteckig und in ihrer Form dem Verlauf der Rinnenstrukturen angepasst, damit die Plot-Fläche jeweils ideal innerhalb der Rinnen liegt. Damit wird die Variabilität der Geländehöhe und damit verbunden des Grundwasserflurabstands und der Überflutungsdauer innerhalb der Plots minimiert. Die Plots außerhalb von Rinnen sind in der Regel quadratisch angelegt, wenn keine Einschränkungen (z.B. Flutrinnen) eine rechteckige Form erforderlich machten. Da in Auen die Geländehöhe von übergeordneter ökologischer Bedeutung ist (Hape et al. 2000), wurden alle Plots so orientiert, dass die Relief- und Höhenunterschiede innerhalb der Plots minimiert werden.

Um wiederholte Erfassungen auf den ausgewählten Plots zu ermöglichen, wurden die Eck- und Mittelpunkte unterirdisch dauerhaft mit Erdankern (VARIO-PLUS Grenzmarke, feuerverzinkt) markiert. Dadurch sind die Plots jederzeit per Metallsuchgerät korrekt auffindbar. Zur Erleichterung der Auffindbarkeit während der Geländearbeiten wurden sie zusätzlich oberirdisch mit Holzpfosten markiert. Die Plots wurden mittels Tachymeter und einem hochauflösenden Differential-GPS höhen- und lagegenau eingemessen und anhand amtlicher Vermessungspunkte georeferenziert.

Alle Erhebungen abiotischer und biotischer Komponenten erfolgen auf den eingerichteten Plots. Innerhalb jedes Plots sind die Probennahme-Punkte und Aufnahmeflächen nach einem einheitlichen Schema standardisiert angelegt und ebenfalls tachymetrisch eingemessen (Abb. 4). Damit wird eine möglichst flächensparende Einrichtung der Plots und eine fachübergreifende Probennahme auf gleichen Standorten gewährleistet. Dies ermöglicht die gemeinsame Nutzung und Verschneidung der erhobenen Daten und damit die integrierte ökosystemare Analyse. Auf Grund begrenzter Ressourcen wurden auf den 60 Plots die abiotischen und biotischen Komponenten in unterschiedlicher Kombination und Intensität gemessen.

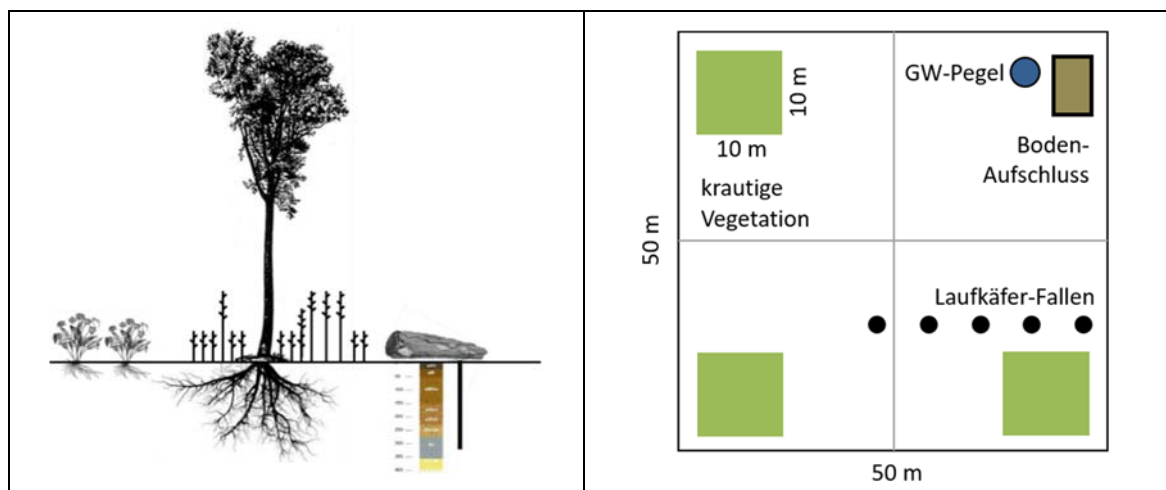


Abb. 4: Schematischer Aufbau einer Untersuchungsfläche (Plot).

4 Erfassung abiotischer Komponenten

Als für Auen relevante abiotische Variablen wurden die zeitliche Dynamik des Grund- und Oberflächenwassers, physiko-chemische Parameter des Bodens, die Wasserqualität und Schadstoffmobilisierung untersucht. Zur Charakterisierung des Bestandsklimas innerhalb des Waldes wurden Lichtverfügbarkeit, Lufttemperatur und Luftfeuchte gemessen (Tab. 3).

Tab. 3: Übersicht der abiotischen Umweltvariablen und die Anzahl der Untersuchungsflächen (Plots) mit Messungen der Umweltvariablen. Werte in Klammern geben die Anzahl der Plots mit Interpolation der Werte.

Umweltvariable	Anzahl der Plots	Mittelwert ± SD	Min – Max
Grundwasserflurabstand			
Modell IWS & IBGW (25jähriges Mittel)	56 (0)	vgl. Abb. 3	
Messungen der Grundwassermessstellen	34 (26)	1,55 ± 0,76	-0,96 – 3,68
Überflutungsdauer 2013 [Tage] *	56 (0)	5,0 ± 2,8	0 – 8
Überflutungshöhe 2013 [m] *	56 (0)	1,19 ± 0,66	0 – 1,92
Dauer GW-Überstauung (Druckwasser) [Tage] (aus GWFA-Messungen der Pegel)	34 (26)	6,76 ± 27,54	0 – 175
physiko-chemische Parameter Boden			
Auenlehmächtigkeit [m]	40 (20)	2,07 ± 0,73	0,06 – 4,14
Bodenform aus Profilsprache	34 (0)	vgl. Beitrag Kirsten et al. in dieser Veröffentlichung	
Korngrößenfraktionen Boden	34 (0)	vgl. Beitrag Kirsten et al. in dieser Veröffentlichung	
hydrochemische Parameter Grundwasser	37 (0)	Tab. 4, vgl. Beitrag Herkelrath-Bley et al. in dieser Veröffentlichung	
Öffnungsgrad Waldbestand [%]	60, je 3 Messungen	6,54 ± 1,50	3,62 – 12,67
Lufttemperatur **	18 (0)	—	—
Luftfeuchte **	18 (0)	—	—

Anm.: * Die Angaben zur Überflutungsdauer und -höhe basieren auf dem Modell eines HQ150 (hydrologisches Modell Riedel et al. 2017).

** Lufttemperatur und Luftfeuchte werden erst seit Sommer 2017 gemessen. Aufgrund dieses kurzen, nicht repräsentativen Zeitraumes werden hier keine Mittelwerte angegeben.

Auf 34 der 60 Plots wurde jeweils eine Grundwassermessstelle mit einer Ausbautiefe von ca. 4 m eingerichtet (Grundwasserleiter 1.0/1.1, holozäne bis weichselkaltzeitliche Flussschotter, Abb. 2). Die Grundwassermessstellen sind oberhalb des Grundwasserleiters mit HDPE-Vollrohren (DN 32/25 mm) ausgestattet und innerhalb des Grundwasserleiters mit geschlitzten HDPE-Rohren. Das eingesetzte Pegelrohr wurde mit Kies und Dichtungsgranulat eingebettet. Um zeitlich hochauflösend den Grundwasserstand zu messen, wurden im Pegelrohr Drucklogger zur Messung des Drucks und der Wassertemperatur installiert (TD-Diver Schlumberger Water Services, halbstündliches Messintervall). Die Wassersäule im Pegelrohr der Grundwassermessstellen wird aus den Druckwerten im Pegelrohr sowie dem Luftdruck und der Lufttemperatur der Umgebung (gemessen mit Baro-Logger, vanEssen Instruments, halbstündliches Messintervall) berechnet.

Die Plots zur Installation der Grundwassermessstellen wurden so ausgewählt, dass sie einen Gradienten der Entfernung zu den bestehenden Fließgewässern umfassen und Plots mit sowohl gespannten als auch ungespannten Grundwasserverhältnissen beinhalten. Mit dem eingerichteten Grundwassermessnetz kann das bestehende Grundwassergefälle in der Nordwestaue abgebildet werden und die Grundwasserganglinien können mit den Wasserständen der Vorfluter und mit Niederschlagsereignissen korreliert werden. Entsprechend dem BACI-Design wurden für die Einrichtung der Grundwassermessstellen Plots im Einflussbereich der geplanten Maßnahmen und außerhalb der Maßnahmen ausgewählt. Für die 27 Plots ohne Grundwassermessstelle wurde die Grundwasserganglinie der nächstgelegenen Grundwassermessstelle übertragen (korrigiert für die Geländehöhe und den Neigungswinkel der Grundwasseroberfläche). Aus den Grundwasserganglinien wurden für alle Plots Mittelwert, Minima, Maxima, Amplitude und Standardabweichung des Grundwasserflurabstands für biologisch relevante Zeiträume ermittelt (siehe auch Plot-Steckbriefe im elektronischen Anhang 2).

In den vier Hauptfließgewässern des Untersuchungsgebietes (Weiße Elster, Neue Luppe, Nahle und Kleine Luppe) sowie im Burgauenbach und den Papitzer Lehmlachen wurden Oberflächenwasser-Pegel zur kontinuierlichen Aufzeichnung der Oberflächenwasserstände installiert (Abb. 2). Dafür wurden 1 m lange, vollständig geschlitzte HDPE-Pegelrohre (DN 32/25 mm) in das Flussbett eingebracht, so dass sie nur wenige Zentimeter über der Gewässersohle nahe dem Ufer abschließen (Abb. 5). Durch diesen wenig-invasiven Einbau beeinträchtigen sie weder das natürliche Fließverhalten noch die aquatische Fauna, sie sind kein Hindernis für Treibgut und lassen sich später spurlos zurückbauen. Die Einbauposition wurde so gewählt, dass das Pegelrohr einerseits auch bei Niedrigwasser überströmt wird und andererseits ein einfaches Auslesen der Logger-Daten möglich ist. Dabei wurde ein entsprechender Abstand zu Brückenfundamenten o. ä. berücksichtigt. Bei mit Steinen befestigtem Flussbett wurden vorhandene Spalten genutzt.

Um zeitlich hochauflösend den Oberflächenwasserstand zu messen, wurden die Pegelrohre mit Druckloggern ausgestattet (Drucklogger TD-Diver Schlumberger Water Services, halbstündliches Messintervall). Der Wasserstand in den Oberflächenwasser-Pegelrohren wird aus Messung des Wasserdrucks im Pegelrohr und dem Luftdruck der Umgebung berechnet (vgl. Messverfahren an den Grundwassermessstellen). Damit kann die Verteilung der Wassermengen des gesteuerten Leipziger Gewässerknotens auf die vier Hauptfließgewässer und deren Korrelation mit den Grundwasserganglinien im Untersuchungsgebiet detailliert erfasst werden.

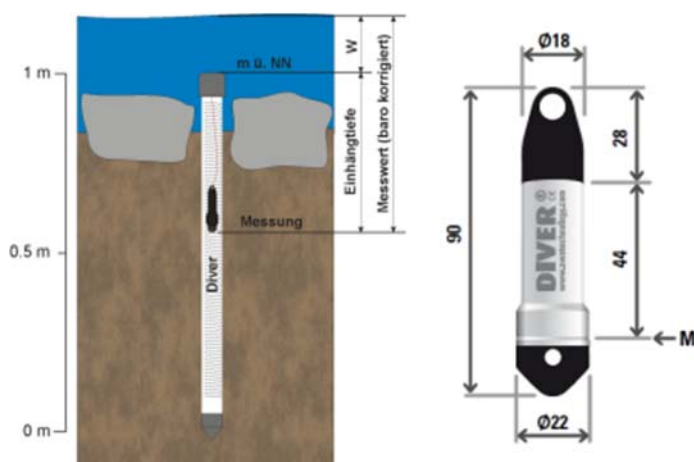


Abb. 5: Einbauverfahren der installierten Oberflächenwasser-Pegel (links) und verwendete Drucklogger (rechts). Messbereich: 10 m, Auflösung: 2 mm.

Hydrochemische Analysen der Grund- und Oberflächengewässer wurden je nach Parameter in halbjährlichen bis monatlichen Zeitintervallen durchgeführt. Die Analysen umfassen die Bestimmung der Hauptwasserinhaltsstoffe, des Stickstoff-Summenparameters (TN_b) und der Kohlenstoff-Summenparameter (TC, DOC, DIC) sowie von Neben- und Spurenelementen, insbesondere aus der Gruppe der Schwermetalle. Die Analytik bezieht sich ausschließlich auf die im Wasser gelösten Anteile (Partikel < 0,45 µm) der genannten Stoffe und Stoffgruppen, welche bis auf den Summenparameter DOC aus dem Bereich der Anorganik stammen. Alle Parameter wurden mit standardisierten labortechnischen Analyseverfahren gemessen (Tab. 4).

Tab. 4: Die gemessenen hydrochemischen Parameter der untersuchten Grund- und Oberflächengewässer sowie der Bodeneluat (S4-Aufschluss, lösliche Anteile im Boden) und dazugehörige Analysemethoden

Parameter	Messverfahren, Analysemethode
physiko-chemische Parameter: pH-Wert, Redoxspannung, elektrische Leitfähigkeit, O ₂ -Gehalt, Temperatur	in situ-Messung, WTW Messkoffer Labor (Bodeneluat)
Hauptkationen: Ca ²⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺	Atomemissionsspektrometrie (AES/OES, bis 08/2016), Ionenchromatographie (Dionex Aquion, ab 09/2016)
Hauptanionen: Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻	Ionenchromatographie (Modell, bis 08/2016), Ionenchromatographie (Dionex Aquion, ab 08/2016)
Stickstoffverbindungen: NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , NH ₄ ⁺	Photometrie (bis 08/2016), Ionenchromatographie (ab 08/2016)
Summenparameter: DOC, DIC, TC, TN _b	Multi N/C, Analytik Jena
Neben- und Spurenelemente: Fe, Mn	Atomemissionsspektrometrie (AES/OES)
Neben- und Spurenelemente: Al, Cd, Co, Cu, Cr, Ni, P, Pb, Zn	Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS)

Eine bodenkundliche Untersuchung erfolgte per Rammkernsondierung auf allen Plots mit einer Grundwassermessstelle. Die Beprobung erfolgte horizontbezogen bis zur Untergrenze des Auenlehms bzw. in den darunterliegenden Grundwasserleiter. Auf Plots ohne Grundwassermessstelle wurde die Mächtigkeit des Auenlehms mit einer Schappenbohrung ermittelt. Auf Plots ohne Rammkernsondierung oder Schappenbohrung wurde der Oberboden mit einem Pürckhauer Bohrstock beprobt. Geochemische Analysen der Bodenproben erfolgten horizontbezogen. Die Analysen umfassen die Bestimmung von Nährstoffen, Schwermetallen sowie Neben- und Spurenelementen. Alle Parameter wurden mit standardisierten labortech-nischen Analyseverfahren gemessen (Tab 5).

Tab. 5: Die gemessenen geochemischen Parameter der untersuchten Böden (Feststoffproben, Gesamtgehalte, horizontbezogene Analytik) und dazugehörige Analysemethoden.

Parameter	Messverfahren, Analysemethode
pH-Wert (in H ₂ O und CaCl ₂)	WTW Microprocessor (pH 196), WTW inoLab (pH 7110)
Nährstoffe: C, N	Elementaranalyse (C/N/S, vario El cube, Firma Elementar)
Hauptelemente/Nährstoffe (Ca, K, Mg, Na, Cl, P, S)	Atomemissionsspektrometrie (AES/OES, bis 08/2016), Ionenchromatographie (Dionex Aquion, ab 09/2016)
Neben- und Spurenelemente/Schwermetalle (Al, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn)	Röntgen-Fluoreszenzspektrometer (Fa. SPECTRO), S7-Aufschluss (Königwasseraufschluss) mit Atom-absorptionsspektrometrie (AAS, contrAA 700, Analytik Jena)

Lufttemperatur und -feuchte wurden mit Hobo-Loggern (Pro V2 U23-001, Genauigkeit Lufttemperatur $\pm 0,2$ °C und Luftfeuchte $\pm 2,5$ %) auf 18 der 60 Plots gemessen, so dass der Ost-West- und Nord-Süd-Gradient des Untersuchungsgebietes maximal repräsentiert und die hydrologische Stratifizierung berücksichtigt ist (5 feuchte Plots, 6 intermediäre Plots, 7 trockene Plots).

Der Öffnungsgrad des Waldbestandes und die Lichtverfügbarkeit für den holzigen Unterwuchs und die krautige Vegetation wurden mittels hemisphärischer Fotos (NIKON COOLPIX P5100 mit fisheye converter NIKON FC-E20) auf allen Subplots zur Erfassung der krautigen Vegetation (jeweils drei je Plot) einmal oberhalb der Krautschicht (zwischen 0,9 m und 2,0 m) und einmal oberhalb der Strauchschicht (zwischen 2,0 m und 5,0 m) gemessen. Der Öffnungsgrad des Waldbestandes wird im Wesentlichen durch die forstliche Bewirtschaftung und durch Auftreten der Baumkrankheiten (Eschentriebsterben, Rußrindenkrankheit mit Auflichtung der Krone und Absterben von Individuen) beeinflusst.

5 Erfassung biologischer Komponenten

Für die Analyse des aktuellen ökologischen Zustands des Auensystems und der Auswirkungen der geplanten Revitalisierungsmaßnahmen wurden mehrere Organismengruppen des terrestrischen Bereichs (krautige Pflanzen, Gehölze, Laufkäfer) sowie des aquatischen Bereichs von Stillgewässern (Amphibien) untersucht. Diese Organismengruppen sind sensitiv gegenüber hydrologischen Veränderungen und geeignete Indikatorgruppen für Überflutungsdauer und Grundwasserflurabstand (Leyer 2002, Scholz et al. 2005, 2009, Follner & Henle 2006, Schneider et al. 2017). Die untersuchten Organismengruppen wurden nach etablierten Standardmethoden erfasst (Tab. 6).

Auf den 60 Plots wurden alle Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser ≥ 5 cm höhen- und lagegenau mittels Tachymeter eingemessen, so dass über die gemessene Geländehöhe des Stammfußes auch der Abstand zum Grundwasser für jedes Baumindividuum ermittelt werden kann. Zusätzlich wurden für alle eingemessenen Individuen der Brusthöhendurchmesser, die Gesamthöhe und die Kronenansatzhöhe gemessen, die Art bestimmt und die Vitalität eingeschätzt (Waldinventur – elektronischer Anhang 1). Die etablierte Regeneration (Individuen mit Brusthöhendurchmesser < 5 cm und Höhe > 50 cm) wurde entlang der beiden Diagonalen je Plot mittels Transekt-Methode nach Hessenmöller et al. (2013) erfasst.

Für die Kohlenstoffbilanzierung und die Diversität holzbewohnender Organismengruppen stellt das Totholz eine wichtige Komponente dar. Das große Totholz ($\varnothing \geq 25$ cm) wurde auf der gesamten Plot-Fläche (0,25 ha) lagegenau mittels Tachymeter eingemessen. Das kleine Totholz ($\varnothing \geq 5$ cm und < 25 cm) wurde entlang der beiden Diagonalen je Plot, das noch kleinere Totholz ($\varnothing \geq 1$ cm und < 5 cm) auf Teilabschnitten entlang der beiden Diagonalen je Plot mittels Transekt-Methode nach Van Wagner (1968) erfasst.

Auf 21 der 60 Plots, an denen sich auch Grundwassermessstellen befinden, wurden insgesamt 289 Dendrometer (D1-Permanent tree girth band, UMS) installiert, um den Effekt der Revitalisierungsmaßnahmen auf das Wachstum der Hauptbaumarten quantifizieren zu können. Dafür wurden von den Arten Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus* L.), Spitz-Ahorn (*Acer platanoides* L.), Gemeine Esche (*Fraxinus excelsior* L.), Winter-Linde (*Tilia cordata* Mill.), Hainbuche (*Carpinus betulus* L.), Ulme (*Ulmus* spp.) und Stiel-Eiche (*Quercus robur* L.) jeweils Individuen in zwei Durchmesserklassen sowohl auf feuchten und als auch auf trockenen Plots ausgewählt. Die Dendrometer werden einmal im Jahr am Ende der Vegetationsperiode nach Abschluss des Dickenwachstums manuell abgelesen.

Die krautige Vegetation wurde auf allen 60 Plots jeweils auf drei Teilflächen (100 m²) je Plot aufgenommen (Abb. 4). Auf Grund der ausgeprägten Saisonalität der krautigen Vegetation von Hartholzauenwäldern erfolgte die Aufnahme zu zwei Zeitpunkten im Jahr: im zeitigen Frühjahr und zu Beginn des Sommers. Dabei wurde die Gesamtdeckung je Subplot und die Deckung jeder Art nach einer modifizierten LONDO-Skala (Londo 1976) geschätzt.

Die Gemeine Esche (*Fraxinus excelsior* L.) ist im Projektgebiet die dominante Baumart des Hartholzauenwaldes (44,5 % relative Dominanz im Oberstand). Seit 2011 tritt das Eschentriebsterben (verursacht durch den Pilz *Hymenoscyphus pseudoalbidus* und die dazugehörige Nebenfruchtform *Chalara fraxinea*) auch im Leipziger Auwald auf. Die Symptome des Eschentriebsterbens (vom Beginn lichter Belaubung bis zum Absterben des Baumes) wur-

den seit 2016 jährlich für alle Eschen auf den 60 Plots ($n = 1075$) mittels eines standardisierten 6-stufigen Boniturschlüssels (Lenz et al. 2012, NW-FA 2016) dokumentiert. Seit 2020 wird zusätzlich der Rußrindenbefall an Berg-Ahorn an insgesamt 1577 Individuen verteilt über die 60 Plots mittels einer fünfstufigen Skala bonitiert. Da alle Eschen und Ahornbäume tachymetrisch eingemessen und markiert sind, können sie für die jährliche Erfassung eindeutig identifiziert werden. Damit kann der Krankheitsverlauf Individuen bezogen auf den 60 Plots dokumentiert und mögliche Ursachen können analysiert werden (Alter der Individuen anhand Brusthöhendurchmesser, Grundwasserflurabstand, Vorkommen von Begleitbaumarten).

Tab. 6: Übersicht der untersuchten Organismengruppen und biotischen Komponenten.

Organismengruppe/ biotische Komponente	Anzahl Plots	Methodik	Zeitraum
Baumbestand Adulte (Individuen BHD ≥ 5 cm) Regeneration: (Individuen BHD < 5 cm, H > 50 cm)	60	Vollaufnahme 0.25 ha Transekt-Methode (Hessenmöller et al. 2013) Waldinventur (elektronische Anhang 1)	31 Plots 2014, 29 Plots 2016/2017 Wiederholung 60 Plots 2020/2021
Zuwachsmessungen Bäume	21	Dendrometer, $n = 289$	kontinuierlich seit 2017
Totholz großes Totholz ($\varnothing \geq 25$ cm) kleines Totholz ($\varnothing (1)-5-25$ cm)	60 60	Vollaufnahme 0.25 ha Transekt-Methode (Van Wagner 1968)	31 Plots 2014/2015, 29 Plots 2016/2017 Wiederholung 2021/2022
krautige Gefäßpflanzen	60 (180)	modifizierte LONDO- Skala (Londo 1976)	31 Plots 2013 – 2017, jährlich, Wiederholungen 2020, 2022 29 Plots 2016 und Wie- derholungen 2017, 2020, 2022 (jeweils Frühjahr, Sommer)
Laufkäfer	30	Bodenfallen-Transekt	2013, 2015
Amphibien	Papitzer Lachen / Waldspitz- lachen	Ruf- und Sichtbeobach- tungen Molche: Reusen- und Keschterfang	2013 – 2022 jährlich
Eschentriebsterben	60	Klassifizierte Sympto- matik der Befallsintensi- tät (Lenz et al. 2012; NW-FVA 2016)	2016 – 2022 jährlich
Rußrindenkrankheit	60	Klassifizierte Sympto- matik der Befallsintensi- tät	2020 bis 2022 jährlich

Die Laufkäfer wurden auf 30 der 60 Plots in den Jahren 2013 und 2015 erfasst. Die Erfassungsmethodik orientiert sich an Schanowksi et al. (2009). Pro Plot wurden entlang eines Transektes fünf Barberfallen im Abstand von fünf Metern exponiert (Abb. 4) und mit 7 %iger Essigsäure als Fangflüssigkeit versehen. Die Exposition der Fallen erfolgte im Zeitraum August/September jeweils zwei mal zwei Wochen. Die Fallenfänge wurden im Nachgang im Labor sortiert und soweit möglich bis zur Art bestimmt.

Auf Grund ihrer besonderen herpetho-faunistischen Bedeutung im Projektgebiet (Vlaic et al. 2017) wurden Amphibien an und in ihren Laichgewässern (Papitzer Lehmlichen, Abb. 6.) von 2013 bis 2021 und ab 2019 an der Waldspitze jährlich erfasst. Als eine sehr effektive Erfassungsmethode wird die Ruferfassung der Männchen in der Laichzeit verwendet. Vorteile dieser Methode sind zum einen, dass es nicht zur direkten Beeinträchtigung der Tiere kommt und Störungen minimiert werden. Zum anderen kann sie auch bei schwer zugänglichen Gewässern angewendet werden. Dieser Vorteil war im Gebiet der Papitzer Lehmlichen sehr relevant, da die Gewässer nur an wenigen Stellen zugänglich sind. Parallel zur Ruferfassung erfolgen Einzelnachweise durch Sichterfassungen. Für die schwer zu erfassenden Molche wurden Kescherfang und Reusen eingesetzt.



Abb. 6: Papitzer Lehmlichen im Frühjahr (Foto Mathias Scholz).

6 Diskussion

Die im Elster-Luppe-Auensystem geplanten Revitalisierungsmaßnahmen werden intensiv von naturwissenschaftlichen Untersuchungen begleitet, um die ökologischen Wirkungen der Maßnahmen zu messen und zu bewerten. Dafür wurde unter anderem ein Netz von 60 Plots im Untersuchungsgebiet aufgebaut, das die kontinuierliche Messung und integrierte Analyse von abiotischen und biotischen Daten vor und nach der Maßnahmenumsetzung ermöglicht. Dabei gibt es mehrere Herausforderungen, die die Erfassung von Maßnahmeneffekten erschweren. Zum einen ist die Planung der Maßnahmen südlich der Neuen Luppe noch nicht abgeschlossen (vgl. auch Scholz et al. in dieser Veröffentlichung) und es hat nach Einrichtung der Plots bereits Änderungen gegeben. Zusätzlich zum ursprünglich geplanten Bau eines neuen Fließgewässers wird eine regelmäßige Überflutung durch kleinere und mittlere Hochwasserereignisse in großen Teilen des Untersuchungsgebietes südlich der Neuen Luppe geplant. Damit ist zukünftig nicht nur von lokal begrenzten hydrologischen Veränderungen in Folge eines neuen Fließgewässers, sondern zusätzlich von großflächigen Veränderungen durch die Überflutungen auszugehen. Auch weitere Änderungen im Trassenverlauf des geplanten Fließgewässers sind möglich.

Dem vorgestellten BACI-Design entsprechend können die Effekte der Revitalisierung gemessen werden, indem Plots im direkten Einflussbereich der Maßnahmen mit Standorten ohne Einfluss der Maßnahmen vor und nach der Umsetzung der Maßnahmen verglichen werden. Bei der Einrichtung der Plots orientierte sich ihre Lage am ursprünglich geplanten Verlauf des neuen Fließgewässers. Sie wurden so ausgewählt, dass 30 Plots in unmittelbarer Nähe des Fließgewässers und 30 Plots außerhalb des Einflussbereiches des möglichen Gewässers liegen und dabei beide Gruppen gleichermaßen feuchte, intermediäre und trockene Standorte umfassen. Durch die große Zahl an Plots und ihre stratifiziert zufällige Auswahl ist es auch bei nachträglich verändertem Trassenverlauf sehr wahrscheinlich, dass eine ausreichend große Zahl von Untersuchungsflächen sowohl innerhalb als auch außerhalb des Einflussbereiches des neuen Fließgewässers liegen wird. Mit Hilfe des hydrologischen Modells des Untersuchungsgebietes (Riedel et al. 2017, Sahlbach et al. in Vorbereitung) und der kontinuierlichen Aufzeichnung hydrologischer Variablen auf den Plots kann für jede Fläche genau ermittelt werden, ob und in welchem Ausmaß sie durch das neue Fließgewässer beeinflusst ist. Von den 60 Plots liegen derzeit 15 (6 feucht, 7 intermediär, 2 trocken) außerhalb des Bereichs, der maximal durch die geplanten Überflutungen südlich der Neuen Luppe beeinflusst sein wird (vgl. Abb. 8 in Scholz et al. in dieser Veröffentlichung). Damit ist auch der Vergleich von Flächen mit und ohne direkte Überflutungen möglich.

Eine weitere Herausforderung besteht darin, die zukünftigen Veränderungen des Hartholzauenwaldes eindeutig ihren Ursachen zuzuordnen und dabei zu trennen, welche Veränderungen auf die Revitalisierungsmaßnahmen und welche auf andere Faktoren zurückzuführen sind, wie etwa die Pilzkrankungen der Gemeinen Esche (Eschentriebsterben, Pautasso et al. 2013) und des Berg-Ahorn (Rußrindenkrankheit, Gregory & Waller 1951). Durch diese Schadwirkungen wird es mit großer Wahrscheinlichkeit vor und zeitgleich zu den Maßnahmen massive Veränderungen der Struktur und der Artenzusammensetzung des Hartholzauenwaldes im Elster-Luppe-Auensystem geben.

Durch das Eschentriebsterben (Erreger *Hymenoscyphus pseudoalbidus* und die dazugehörige Nebenfruchtform *Chalara fraxinea*) ist das Vorkommen der im Untersuchungsgebiet aktuell dominierenden Baumart maßgeblich gefährdet, weshalb die Erfassung des Befalls der Eschen durch das Eschentriebsterben auf den 60 Plots bereits 2016 begonnen wurde. Erste Ergebnisse sind in Wirth et al. (2021) dargestellt. Die Rußrindenkrankheit des Berg-Ahorn (Erreger *Cryptostroma corticale* (Ellis & Everh.) Gregory & Waller) ist im Leipziger Auensystem erstmalig 2018 in großem Umfang aufgetreten und wird seit 2020 ebenfalls für alle Bergahorn-Individuen auf den Plots bonitiert. Der zukünftige Verlauf beider Krankheiten und das Ausmaß der damit verbundenen Veränderungen des Hartholzauenwaldes sind schwer zu prognostizieren. Anders als bei der Rußrindenkrankheit stellt das Eschentriebsterben ein grundsätzliches Risiko für den Fortbestand der Gemeinen Esche in Mitteleuropa dar (Pautasso et al. 2013). Bei weiter fortschreitendem Eschentriebsterben und Absterben der befallenen Individuen wird es zur Ansammlung großer Totholzmassen und einer starken Auflichtung der Waldstruktur kommen. Die daraus resultierende höhere Lichtverfügbarkeit und geringere Dichtekonkurrenz werden das Wachstum der anderen Baumarten und der Regeneration stark beeinflussen. Auch die Artenzusammensetzung der Krautschicht kann sich in Folge der höheren Lichtverfügbarkeit ändern. Zusätzlich werden weitere Trockenjahre in Folge des Klimawandels die Vitalität und das Wachstum der Baumarten sowie ihre Anfälligkeit für Krankheiten beeinflussen. Messungen der Stammflussraten und der Blattbedeckung im Leipziger Auwald während der Trockenjahre 2018 und 2019 zeigen, dass bis auf die Gemeine Esche alle untersuchten Baumarten (Stiel-Eiche, Winter-Linde, Hainbuche, Berg-Ahorn) stark durch die Trockenheit beeinträchtigt sind (Ballasus 2019, Wirth et al. 2021, Schnabel et al. 2022). Während der extremen Trockenheit im Sommer 2018 reichte die Grundwasserversorgung auch innerhalb der Aue nicht aus, um Trockenphasen physiologisch zu überbrücken. Dagegen können die biotischen Veränderungen durch Revitalisierungsmaßnahmen sehr langsam sein, da viele Organismengruppen langsam und zeitversetzt auf Veränderungen in Folge von Maßnahmen reagieren (Lindenmayer et al. 2008, Stammel et al. 2012, Müller et al. 2014, Januschke et al. 2016, Lorenz et al. 2018).

Durch das verwendete BACI-Design und die stratifizierte Zufallsauswahl der Plots wird es möglich sein, Veränderungen, die direkt auf die Revitalisierungsmaßnahmen zurückzuführen sind, von jenen zu trennen, die sich durch andere Einflüsse ergeben. Um die kausalen Ursachen für die beobachteten Veränderungen zu ermitteln, werden alle Zielgrößen und potentiellen Einflussfaktoren (Krankheiten, Klima, Hydrologie) vor und nach Maßnahmenumsetzung auf allen Flächen (maßnahmennah und -fern) erfasst. Eine kontinuierliche Erfassung klimatischer und hydrologischer Einflussfaktoren wird durch den Einsatz von Datenloggern zur Erfassung von Lufttemperatur und -feuchtigkeit sowie der Grund- und Oberflächenwasserstände möglich. Die Organismengruppen werden durch regelmäßige Inventuren erfasst, das Wachstum der Hauptbaumarten wird kontinuierlich durch Dendrometer gemessen. Mit dem Design und den Datenerhebungen können statistische Modelle aufgebaut werden, die es ermöglichen, den Erklärungsanteil der einzelnen Einflussfaktoren für die beobachteten Änderungen zu ermitteln. Auf diese Weise werden die Effekte der Maßnahmen quantifizierbar sein, auch wenn sie durch zusätzliche Prozesse (Krankheiten, Klimaextreme) überlagert werden. Es ist durchaus möglich, dass es Interaktionen zwischen den Effekten der Maßnahmen und den anderen Prozessen gibt. Auch diese wären detektierbar und sind sogar von hohem Interesse. Es ist vorstellbar (und wünschenswert), dass durch die Maßnahme zeitweise zu

einem höheren Grundwasserspiegel und häufigere Überflutungen führen, auch die Resistenz und Resilienz der Baum- und Bodenvegetation gegenüber Trockenheit verstärken.

Zur Bewertung der ökologischen Wirkung der Revitalisierungsmaßnahmen, werden die Veränderungen, die nach Umsetzung der Maßnahmen eintreten, mit dem aktuellen Zustand des Auensystems vor der Umsetzung verglichen. Dabei wird insbesondere bewertet, inwiefern die Auswirkungen der Regulierung des Auensystems durch die Maßnahmen verringert oder rückgängig gemacht werden können. Diese Bewertung ist umso valider, je besser der ökologische Ausgangszustand des Systems und die bereits stattgefundenen Veränderungen durch anthropogene Eingriffe quantifiziert werden können. Da Auen im Vergleich zu anderen Ökosystemen eine hohe zwischenjährliche Variabilität zeigen, charakterisieren wir den aktuellen Zustand des Systems nicht anhand einzelner Jahre, sondern basierend auf den Erfassungen mehrerer aufeinander folgender Jahre unmittelbar vor Umsetzung der Maßnahmen. Damit kann die aktuelle zwischenjährliche Variabilität der abiotischen und biotischen Komponenten abgeschätzt werden. Um die im Auensystem bereits stattgefundenen mittelfristigen Veränderungen abzuschätzen, werden ältere Daten abiotischer und biotischer Variablen aus dem Untersuchungsgebiet in die Datenanalyse integriert. Dies sind zum einen Grundwassermessungen amtlicher Pegel, die teilweise bis in die 1930er Jahre zurückreichen und deren Daten zur Kalibrierung des hydrologischen Modells (Riedel et al. 2017) verwendet wurden. Mit Hilfe dieses Modells kann die Entwicklung der Grundwasserflurabstände der letzten 25 Jahre räumlich und zeitlich hochaufgelöst für das Untersuchungsgebiet rekonstruiert und hydrologische Veränderungen durch die Maßnahmen können prognostiziert werden. Zum anderen haben wir die Daten von Haase & Gläser (2009) verwendet, die aus den forstwirtschaftlichen Einschlagszahlen die Abundanzverhältnisse der Hauptbaumarten des Leipziger Hartholzauenwaldes seit 1870 rekonstruieren, und haben diese mit den aktuellen Abundanzen verglichen, die auf den 60 Plots gemessen wurden (Scholz et al. 2018).

Um die ökologischen Konsequenzen von Renaturierungsmaßnahmen umfassend bewerten zu können, ist es notwendig, die Effekte über einen möglichst langen Zeitraum (mindestens 10 Jahre nach Maßnahmenumsetzung, Kail et al. 2015, Januschke et al. 2016, Lorenz et al. 2018) zu erfassen. Daten zu langfristigen Veränderungen von Ökosystemen sind vor dem Hintergrund des Klimawandels und des Biodiversitätsverlustes von großer Relevanz.

Literaturverzeichnis

- Ballasus, H. (2019): Species Effects on Temperature Regulation Mechanisms in the Tree Canopies at the Leipzig Canopy Crane. Master Thesis. Leipzig University.
- Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U. & Mehl, D. (2009): Flußauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. Naturschutz und Biologische Vielfalt Band 87: 141 S.
- Downs, P.W. & Kondolf, G.M. (2002): Post-Project Appraisals in Adaptive Management of River Channel Restoration. *Environmental Management* 29 (4): 477-496.
- Ehlert, T. & Natho, S. (2017): Auenrenaturierung in Deutschland - Analyse zum Stand der Umsetzung einer bundesweiten Datenbank. *Auenmagazin* 12: 4-9.
- Fischer, M., Bossdorf, O., Gockel, S., Hänsel, F., Hemp, A., Hessenmöller, D., Korte, G., Nieschulze, J., Pfeiffer, J., Prati, D., Renner, S., Schöning, I., Schumacher, U., Wells, K., Buscot, F., Kalko, E.K.V., Linsenmair, K.E., Schulze, E.-D. & Weisser, W.W. (2010): Implementing Large-Scale and Long-Term Functional Biodiversity Research: The Biodiversity Exploratories. *Basic and Applied Ecology* 11 (6): 473-485.
- Follner, K., Baufeld, R., Boehmer, H. J., Henle, K., Hüsing, V., Kleinwaechter, M. & Rickfelder, T. (2005): Ausgewählte Methodische Ansätze. In: Scholz, M., S. Stab, F. Dziock & Henle, K. (Hrsg.): *Lebensräume der Elbe und ihrer Auen*. Berlin, Weissensee-Verlag: 67-102.
- Follner, K. & Henle, K. (2006): The Performance of Plants, Molluscs, and Carabid Beetles as Indicators of Hydrological Conditions in Floodplain Grasslands. *International Review of Hydrobiology* 91 (4): 364-379.
- Friberg, N., Angelopoulos, N. V., Buijse, A. D., Cowx, I. G., Kail, J., Moe, T. F., Moir, H., O'Hare, M. T., Verdonschot, P. F. M. & Wolter C. (2016): Effective River Restoration in the 21st Century: From Trial and Error to Novel Evidence-Based Approaches. In: Dumbrell, A. J., Kordas, R. L. & Woodward, G. (Hrsg.): *Large-Scale Ecology: Model Systems to Global Perspectives*. Advances in Ecological Research. Academic Press 55: 535-611.
- Gillilan, S., Boyd, K., Hoitsma, T. & Kauffman, M. (2005): Challenges in Developing and Implementing Ecological Standards for Geomorphic River Restoration Projects: A Practitioner's Response to Palmer et al. (2005). *Journal of Applied Ecology* 42 (2): 223-227.
- Haase, D. & Gläser, J. (2009): Determinants of Floodplain Forest Development Illustrated by the Example of the Floodplain Forest in the District of Leipzig. *Forest Ecology and Management* 258 (5): 887-894.
- Haase, P., Hering, D., Jähmig, S., Lorenz, A. & Sundermann, A. (2013): The Impact of Hydromorphological Restoration on River Ecological Status: A Comparison of Fish, Benthic Invertebrates, and Macrophytes. *Hydrobiologia* 704 (1): 475-488.
- Hape, M., Katzur, L. & Bleyel, B. (2000): Vergleich verschiedener Verfahren für die Entwicklung eines digitalen Höhenmodells (DGM) für einen Ausschnitt der Elbtalaue. In: Friese, K., Witter, B., Rode, M. & Miehlich, G. (Hrsg.): *Stoffhaushalt von Auenökosystemen: Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen*. Berlin, Springer: 169-178.
- Harms, O., Dister, E., Gerstner, L., Damm, C., Egger, G., Heim, D., Günther-Diringer, D., Koenzen, U., Kurth, A. & Modrak, P. (2018): Potenziale zur naturnahen Auenentwicklung. Bundesweiter Überblick und methodische Empfehlungen für die Herleitung von Entwicklungszielen." Bonn - Bad Godesberg, Bundesamt für Naturschutz, Skripten 489, 77 S.
- Henle, K., Dziock, F., Foeckler, F., Follner, K., Hüsing, V., Hettrich, A., Rink, M., Stab, S. & Scholz, M. (2006): Study Design for Assessing Species Environment Relationships and Developing Indicator Systems for Ecological Changes in Floodplains - The Approach of the RIVA Project. *International Review of Hydrobiology* 91 (4): 292-313.

- Hering, D., Aroviita, J., Baattrup-Pedersen, A., Brabec, K., Buijse, T., Ecke, F., Friberg, N., Gielczewski, M., Januschke, K., Köhler, J., Kupilas, B., Lorenz, A., Muhar, S., Paillex, A., Poppe, M., Schmidt, T., Schmutz, S., Vermaat, J., Verdonschot, P. F. M., Verdonschot, R. C. M., Wolter, C. & Kail, J. (2015). Contrasting the Roles of Section Length and Instream Habitat Enhancement for River Restoration Success: A Field Study of 20 European Restoration Projects. *Journal of Applied Ecology* 52 (6): 1518-1527.
- Hessenmöller, D., Elsenhans, A. S. & Schulze, E. D. (2013) Sampling Forest Tree Regeneration with a Transect Approach. *Annals of Forest Science* 56: 3-14.
- Jähnig, S., Brabec, K., Buffagni, A., Erba, S., Lorenz, A., Ofenböck, T., Verdonschot, P. F. M. & Hering, D. (2010): A Comparative Analysis of Restoration Measures and Their Effects on Hydromorphology and Benthic Invertebrates in 26 Central and Southern European Rivers." *Journal of Applied Ecology* 47 (3): 671-680.
- Jähnig, S., Brunzel, S., Gacek, S., Lorenz, A. & Hering, D. (2009): Effects of Re-Braiding Measures on Hydromorphology, Floodplain Vegetation, Ground Beetles and Benthic Invertebrates in Mountain Rivers. *Journal of Applied Ecology* 46 (2): 406-416.
- Januschke, K., Brunzel, S., Haase, P. & Hering, D. (2011): Effects of Stream Restorations on Riparian Mesohabitats, Vegetation and Carabid Beetles. *Biodiversity and Conservation* 20 (13): 3147-3164.
- Januschke, K., Jachertz, H. & Hering, D. (2018): Machbarkeitsstudie zur Biozönotischen Auenzustandsbewertung. Bonn - Bad Godesberg, Bundesamt für Naturschutz, Skripten 484, 86 S.
- Januschke, K., Jähnig, S., Lorenz, A. & Hering, D. (2014): Mountain River Restoration Measures and Their Success(Ion): Effects on River Morphology, Local Species Pool, and Functional Composition of Three Organism Groups. *Ecological Indicators* 38: 243-255.
- Januschke, K., Ledesma-Krist, G., Scholz, M., Gelhaus, M., Stammel, B. & Hering, D. (2016): Biologisches Auenmonitoring in Deutschland. *Auenmagazin* 10: 21-26.
- Kail, J., Brabec, K., Poppe, M. & Januschke, K. (2015): The Effect of River Restoration on Fish, Macroinvertebrates and Aquatic Macrophytes: A Meta-Analysis. *Ecological Indicators* 58: 311-321.
- Kail, J. & Wolter, C. (2011): Analysis and Evaluation of Large-Scale River Restoration Planning in Germany to Better Link River Research and Management. *River Research and Applications* 27 (8): 985-999.
- Lenz, H., Straßer, L., Baumann, M. & Baier, U. (2012): Boniturschlüssel zur Einstufung der Vitalität von Alteschen. *AFZ–Der Wald* 3: 18-19.
- Leyer, I. (2002): Auengrünland der Mittel- und Niederelbe. Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen in der rezenten Aue, der Altaue und am Auenrand der Elbe. *Dissertationes Botanicae*, Band 363. 193 S.
- Lindenmayer, D., Hobbs, R. J., Montague-Drake, R., Alexandra, J., Bennett, A., Burgman, M., Cale, P., et al. (2008): A Checklist for Ecological Management of Landscapes for Conservation. *Ecology Letters* 11 (1): 78-91.
- Londo, G. (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33: 61-64.
- Lorenz, A., Haase, P., Januschke, K., Sundermann, A. & Hering, D. (2018): Revisiting Restored River Reaches – Assessing Change of Aquatic and Riparian Communities after Five Years. *Science of The Total Environment* 613-614: 1185-1195.
- Lorenz, A., Korte, T., Sundermann, A., Januschke, K. & Haase, P. (2012): Macrophytes Respond to Reach-Scale River Restorations. *Journal of Applied Ecology* 49 (1): 202-212.
- Morandi, B., Kail, J., Toedter, A., Wolter, C. & Piégay, H. (2017): Diverse Approaches to Implement and Monitor River Restoration: A Comparative Perspective in France and Germany. *Environmental Management* 60 (5): 931-946.
- Muhar, S., Januschke, K., Kail, J., Poppe, M., Schmutz, S., Hering, D. & Buijse, A. D. (2016): Evaluating Good-Practice Cases for River Restoration across Europe: Context, Methodological Framework, Selected Results and Recommendations. *Hydrobiologia* 769 (1): 3-19.

- Müller, M., Pander, J., Stammel, B., Gelhaus, M. & Cyffka, B. (2014): Synthese und Schlussfolgerungen zu den Ergebnissen des Monitorings in MONDAU. Auenmagazin 7: 38-42.
- Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FA) (2016): Eschentriebsterben. Abteilung Waldschutz, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt. 32 S.
- Paillex, A., Dolédec, S., Castella, E., Mérigoux, S. & Aldridge, D. C. (2013): Functional Diversity in a Large River Floodplain: Anticipating the Response of Native and Alien Macroinvertebrates to the Restoration of Hydrological Connectivity. *Journal of Applied Ecology* 50 (1): 97-106.
- Palmer, M. A., Bernhardt, E. S., Allan, J. D., Lake, P. S., Alexander, G., Brooks, S., Carr, J. et al. (2005): Standards for Ecologically Successful River Restoration. *Journal of Applied Ecology* 42 (2): 208-217.
- Palmer, M. A., Menninger, H. L. & Bernhardt, E. (2010): River Restoration, Habitat Heterogeneity and Biodiversity: A Failure of Theory or Practice? *Freshwater Biology* 55 (s1): 205-222.
- Pautasso, M., Aas, G., Queloz V. & Holdenrieder, O. (2013): European Ash (*Fraxinus Excelsior*) Dieback - A Conservation Biology Challenge. *Biological Conservation* 158: 37-49.
- Pess, G. R., Morley, S. A., Hall, J. L. & Timm, R. K. (2005): Monitoring Floodplain Restoration. In: Roni, P. (Hrsg.) *Monitoring Stream and Watershed Restoration*, Bethesda, American Fisheries Society: 127-165.
- Professor Hellriegel Institut (2012). MANAGEMENTPLAN für das FFH-Gebiet Landesmelde-nummer 050 E „Leipziger Auensystem“ (SCI 4639-301) und das SPA V05 „Leipziger Auwald, 573 S.
- Riedel, J., Sahlbach, T., Scholz, M., Masurowski, F., Kasperidus, H. D., Engelmann, R. A., Seele, C., Marlow, F., Mansel, H., Brückner, F. & Sandig, F. (2017): Die Verwendung gekoppelter Modelle in der Planung von Auenrevitalisierungsprojekten am Beispiel des Projektes „Lebendige Luppe“ aus dem Bundesprogramm Biologische Vielfalt. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 12: 750-755.
- Roni, P., Hall, J. E., Drenner, S. M. & Arterburn, D. (2019): Monitoring the Effectiveness of Floodplain Habitat Restoration: A Review of Methods and Recommendations for Future Monitoring. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*. Issue May: 1355.
- Roni, P., Hanson, K. & Beechie, T. (2008): Global Review of the Physical and Biological Effectiveness of Stream Habitat Rehabilitation Techniques. *North American Journal of Fisheries Management* 28: 856-890.
- Schanowksi, A., Figura, W. & Gerken, B. (2009): Laufkäfer als Indikatoren. In: Scholz, M., Henle, K., Dziock, F., Stab, S. & Foeckler, F. (Hrsg.): *Entwicklung von Indikationssystemen in der Elbaue*. Stuttgart, Ulmer-Verlag: 244-264.
- Schmutz, S., Kremser, H., Melcher, A., Jungwirth, M., Muhar, S., Waidbacher, H. & Zauner, G. (2014): Ecological Effects of Rehabilitation Measures at the Austrian Danube: A Meta-Analysis of Fish Assemblages. *Hydrobiologia* 729 (1): 49-60.
- Schnabel, F., Purrucker, S., Schmitt, L., Engelmann, R.A., Kahl, A., Richter, R., Seele-Dilbat, C., Skidaresis, G. & Wirth, C. (2022): Cumulative growth and stress responses to the 2018-2019 drought in a European floodplain forest. *Glob. Change Biol.* 28 (5): 1870-1883.
- Schneider, E., Werling, M., Stammel, B., Januschke, K., Ledesma-Krist, G., Scholz, M., Hering, D., Gelhaus, M., Dister, E. & Egger, G., (Hrsg.): *Biodiversität der Flussauen Deutschlands*. NaBiV 163, 498 S.
- Scholz, M., Henle, K., Dziock, F., Stab, S. & Foeckler, F. (Hrsg.) (2009): *Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue*. Stuttgart, Ulmer Verlag, 482 S.
- Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H. D., Born, W. & Henle, K. (Hrsg.) (2012): *Ökosystemfunktionen von Flussauen - Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion*. Bonn - Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz (BfN) - Naturschutz & Biologische Vielfalt Heft 124, 257 S.
- Scholz, M., Seele, C., Engelmann, R.A., Hartmann, T., Heinrich, J., Henle, K., Herkelrath, A., Kasperidus, H.D., Kirsten, F., Löffler, F., Masurowski, F., Sahlbach, T., Wirth, C., Riedel, J., (2018): *Das Projekt Lebendige Luppe - ein Beitrag zur Renaturierung der Leipziger Nord-West-Aue*. Auenmagazin 14: 14-21.

- Scholz, M., Stab, S., Dziock, F. & Henle, K. (Hrsg.) (2005): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Berlin, Weißensee-Verlag, 80 S.
- Smith, E.P. (2002): BACI Design. In: El-Shaarawi A.H. & Piegorsch, W.W. (Hrsg.): Encyclopedia of Environmetrics, Chichester, U.K., Wiley: 141-148.
- Stammel, B., Cyffka, B., Geist, J., Müller, M., Pander, J., Blasch, G., Fischer, P., Gruppe, A., Haas, F., Kilg, M., Lang, P., Schopf, R., Schwab, A., Utschik, H. & Weißbrod, M. (2012): Floodplain Restoration on the Upper Danube (Germany) by Re-Establishing Water and Sediment Dynamics: A Scientific Monitoring as Part of the Implementation. River Systems 20 (1–2): 55-70.
- Stammel, B., Fischer, P., Gelhaus, M. & Cyffka, B. (2016): Restoration of Ecosystem Functions and Efficiency Control: Case Study of the Danube Floodplain between Neuburg and Ingolstadt (Bavaria/Germany). Environmental Earth Sciences 75 (16): 1174.
- Stewart-Oaten, A., Bence, J. R. & Osenberg, C. W. (1992): Assessing Effects of Unreplicated Perturbations: No Simple Solutions. Ecology 73 (4): 1396-1404.
- Tockner, K. & Stanford, J. A. (2002): Riverine Flood Plains: Present State and Future Trends. Environmental Conservation 29 (3): 308-330.
- Vanneuville, W., Wolters, H., Scholz, M., Werner, B., Uhel, R., Snoj, L., Globevnik, L., Mysiak, J., Seijger, C. & Schulz-Zunkel, C. (2016). Flood Risks and Environmental Vulnerability - Exploring the Synergies between Floodplain Restoration, Water Policies and Thematic Policies. EEA Report. Luxembourg: EEA, 78 S.
- Van Wagner, C. E. (1968): The Line Intersect Method In Forest Fuel Sampling. Forest Science 14: 20-26.
- Vlaic, M., R. Sievert, M. Scholz, A. Herkelrath & Große, W.R. (2017): Die Papitzer Lehmlachen Im Projekt Lebendige Lupe – Schutz eines wertvollen Amphibienlebensraumes in der Leipziger Nordwest-Aue. Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen 18: 12-28.
- Wirth, C., Engelmann, R.A., Haack, N., Hartmann, H., Richter, R., Schnabel, F., Scholz, M., Seele-Dilbat, C., (2021): Naturschutz und Klimawandel im Leipziger Auwald : ein Biodiversitätshotspot an der Belastungsgrenze. Biodiversity conservation and climate change in the floodplain forest of Leipzig Biologie in unserer Zeit 51 (1): 55-65.

Elektronische Anhänge:

- Anhang 1: Seele-Dilbat, C., Pruschitzki U., Engelmann, R. A., Hartmann, T., Scholz, M. & Wirth C, Anweisung Waldinventur Projekt „Lebendige Lupe“. <https://www.ufz.de/index.php?de=49727>
- Anhang 2: Plot-Steckbriefe der Untersuchungsflächen im Verbundprojekt Lebendige Lupe <https://www.ufz.de/index.php?de=49727>

Entstehung und Eigenschaften der Böden und Sedimente in der Elster-Luppe-Aue

FABIAN KIRSTEN, ANNA HERKELRATH-BLEYL, ANNETT KRÜGER & JÜRGEN HEINRICH

1 Einleitung

Zur Genese und den Eigenschaften der nordwestsächsischen Auen sowie der in diesen verbreiteten Sedimenten und Böden liegen zahlreiche Vorarbeiten vor, auf denen die Untersuchungen im Rahmen des Projektes Lebendige Luppe aufbauen. In genetischer Hinsicht sind hierbei insbesondere die Arbeiten von Eissmann (1975, 1997), Eissmann & Tinapp (2005), Fuhrmann (1999a, 1999b, 2005), Neumeister (1964) und Tinapp (2002) zu nennen. Zahlreiche eher ökologisch angelegte Untersuchungen befassten sich zudem mit Stoffkonzentrationen und -verteilungen in den Auen um Leipzig, hierbei seien exemplarisch die Arbeiten von Haase (1999), Haase et al. (2000a, 2000b), Heinrich et al. (2011), Krüger & Neumeister (1999, 2000), Krüger et al. (1999), Lorz & Haase (2004), Müller et al. (1998, 2003), Neumeister et al. (2002) sowie Schneider & Neumeister (2000) zu nennen, wobei in diesen Arbeiten insbesondere die Fragen der Schadstoff- bzw. Schwermetallverteilung und -mobilisierbarkeit im Fokus standen. Des Weiteren wurden am Institut für Geographie der Universität Leipzig zahlreiche Qualifikationsarbeiten zu diesen Themenbereichen bearbeitet, die ebenfalls als Vorarbeiten zum Projekt anzusehen sind (Wimmer 2011, Lorenz 2012, Steiner 2012, Herrtrich 2013).

Neben einem kurzen Überblick zur Sediment- und Bodengenese sowie -verbreitung im Untersuchungsgebiet, werden in der Folge die im Rahmen des Projektes eingesetzten Untersuchungsmethoden sowie der daraus resultierende Datenrahmen aufgeführt. Dies dient zum einen zum besseren Verständnis der nachfolgend dargestellten Ergebnisse, zum anderen zur genauen Dokumentation der durchgeführten Arbeiten, da im Rahmen dieses Beitrags nur ein grober Überblick über die große Menge an erhobenen Daten gegeben werden kann. Alle erhobenen Daten bzw. Messergebnisse wurden in einer Datenbank zusammengeführt, die als Grundlage für detaillierte Auswertungen genutzt wird bzw. für weitere Arbeiten zur Verfügung steht.

1.1 Die Sedimente und Böden im Untersuchungsgebiet

1.1.1 Tertiär/Pleistozän

Die Entwicklung des Hauptflusssystemes im Untersuchungsraum begann im Miozän/Pliozän (vor ca. 5 Millionen Jahren); weitere Laufveränderungen erfolgten im Verlauf des Quartärs bzw. Pleistozäns aufgrund zahlreicher Vorstöße der Inlandeisströme von Norden (Eismann & Tinapp 2005). Im Verlauf des Pleistozän kam es während der Kaltphasen (Glaziale, Stadiale) zudem zur Ablagerung von Frottschutt aus den Mittelgebirgen (insbesondere aus dem Erzgebirge) in Form von Schotterkegeln von mehreren Kilometern Breite und bis zu mehreren Metern Mächtigkeit. In den Warmzeiten (Interglaziale, Interstadiale) sowie im Holozän wurden diese Schotterterrassen jedoch zum Teil wieder ausgeräumt sowie Feinmaterialkörper abgelagert.

Am Ende des Elster-Glazials verlief das Tal der Weißen Elster in Nord-Süd-Richtung, vereinigte sich im Bereich des heutigen Rosentals mit der Pleiße und der vereinigten Mulde und

floss weiter in Richtung Bitterfeld (ebd.). In der frühen Saalezeit kam es zur Aufschotterung der Hauptterrasse (Kiese und Sande) (Mächtigkeit bis zu 14 m), auf der sich heute die westlichen Stadtteile Leipzigs befinden. Die (End-)Moränenriegel nördlich von Leipzig stammen aus dem Drenthe-Vorstoß der Saalezeit, der vor ca. 150.000 Jahren den Lauf der Weißen Elster und Mulde nach Norden blockierte und ein Abknicken der Weißen Elster südlich von Möckern nach Westen zur Folge hatte. Im Rahmen der Teileintiefung wurden pleistozäne Sedimente ausgeräumt. Die Mulde verlegte ihren Verlauf weiter nach Osten und fließt seitdem im Bereich des heutigen Muldetals.

Im Bereich des heutigen Tallaufs der Weißen Elster sind die Hauptterrassenschotter der Saalezeit im Eem-Interglazial weitgehend abgetragen worden. In der nachfolgenden Weichselkaltzeit kam es schließlich zur Ablagerung der Niederterrasse (Eissmann & Tinapp 2005). Diese ist in nicht abgetragenen Bereichen bis zu 8 m mächtig und dient heute als Hauptgrundwasserleiter.

Nach dem letzten glazialen Maximum vor ca. 20.000 Jahren schnitt sich die Weiße Elster in die Niederterrasse ein und trug diese im Gerinneverlauf weitestgehend ab. Die verbleibenden Inseln der Niederterrasse mit Lößbedeckung werden als Tallehm Inseln bezeichnet (Eissmann & Tinapp 2005). In diesem Sinne ist Tallehm eine weichselzeitliche Lössdecke in der rezenten Aue.

1.1.2 Holozän

Im Holozän kam es zur Bewaldung der Aue und damit zur sukzessiven Entwicklung der Hartholz- und Weichholzaue sowie zur Bildung von anmoorigen Lagen (mit Beimengungen von Feinmaterial) aus dem Frühholozän. Die Sedimentation von Auenlehm setzte nach aktuellem Stand vor ca. 7.300 Jahren mit den ersten ackerbaulichen Aktivitäten im Einzugsgebiet ein (Frühneolithikum, Linienbandkeramiker im Oberlauf zwischen Gera und Merseburg), wobei die Mächtigkeiten und Sedimentationsdynamiken der Auenlehmdecke nicht homogen bzw. kontinuierlich sind. Die Rekonstruktion der Auenlehmgeneese ist Gegenstand von aktueller Forschung (Fuhrmann 1999a, 1999b, 2005; Tinapp et al. 2019), wobei insbesondere die Frage nach den Steuergrößen der Abtragungs- und Sedimentationsdynamik im Zentrum steht.

Neben dem Auenlehm liegen in einzelnen Bereichen der Aue auch holozäne Flussschotter vor, die vor 6.000 bis 8.000 Jahren abgelagert wurden und Mächtigkeit zwischen zwei und vier Metern haben (Staatliches Umweltfachamt Leipzig 2003: 7).

Durch häufige Laufverlegungen der Flüsse und daraus resultierende Umlagerungen von Sedimenten wurden die heutigen Auenlehme hauptsächlich im Mittelalter und der Neuzeit abgelagert (Eissmann & Tinapp 2005). Ältere flächige Auenlehmschichten sind nur noch in wenigen abtragungsgeschützten Positionen erhalten. Je nach Morphologie der Aue im Holozän kam es zur Ablagerung unterschiedlicher Sedimente über- und nebeneinander, sodass kein idealtypisches Sedimentprofil im engeren Sinn existiert. Neben den Sand- und Kieskörpern sowie dem Auenlehm finden sich zum Teil auch sehr tonreiche Ablagerungen, die in der Regel als limnische Sedimente eines Alt- bzw. Totarms zu deuten sind. Das heutige Relief lässt allgemein nur bedingt Rückschlüsse auf die jeweilige Mächtigkeit der Auenlehmdecke bzw. das Paläorelief (vor Beginn der Auenlehmsedimentation) zu. In Abbildung 1 ist ein schematischer Talquerschnitt der Leipziger Aue dargestellt.

Die holozäne Bodenentwicklung im Auenlehm fand in geomorphologischen Stabilitätsphasen (Eissmann & Tinapp 2005) statt, wobei sich typischerweise je nach Abstand der Geländeoberfläche zum Grundwasserkörper braune Auenböden (Vegen) bzw. Grundwasserböden (Gleye) sowie Übergangsformen zwischen diesen gebildet haben.

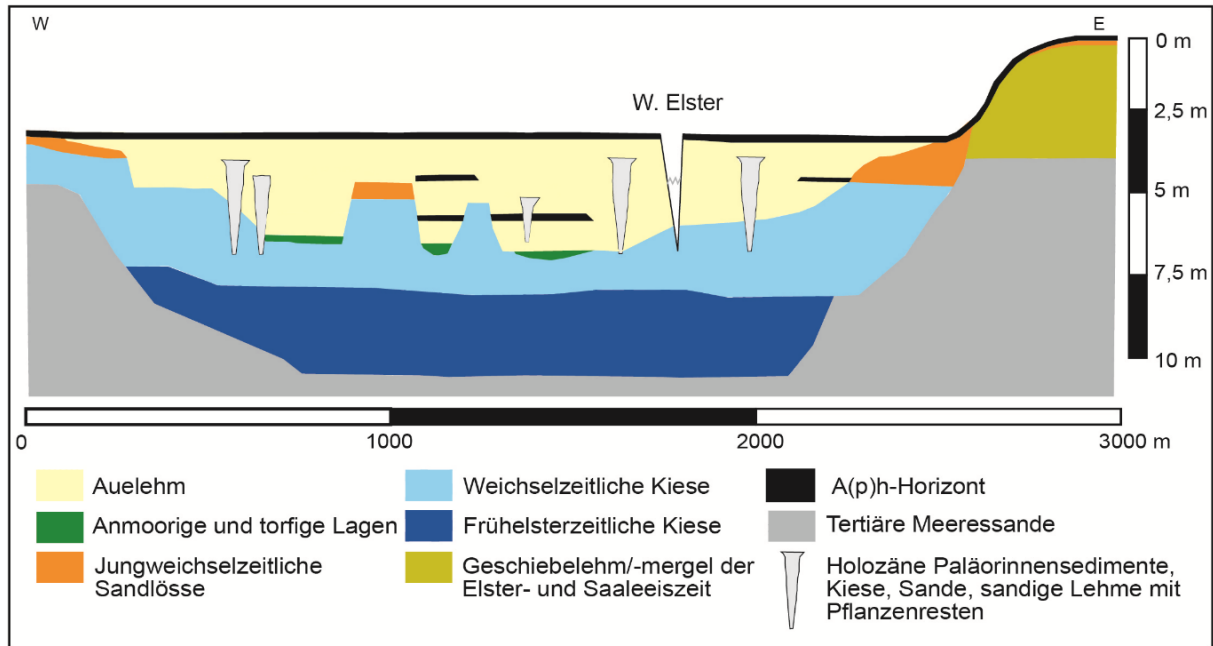


Abb. 1: Schematischer Talquerschnitt durch die Leipziger Aue südlich von Leipzig bei Zwenkau
Verändert nach Eissmann & Tinapp (2005)

1.1.3 Nutzung/Aktuelles

Der Auenlehm wurde im Verlauf der letzten ca. 1.000 Jahre in Lehm-/Tongruben zur Herstellung von Ziegeln abgebaut. In den zurückbleibenden Hohlformen befinden sich heute die sogenannten Lachen (zum Beispiel Papitzer Lachen oder Waldspitze in Böhlitz-Ehrenberg), die heutzutage als Feuchtbiotope einen hohen naturschutzfachlichen Wert haben können.

Der Leipziger Gewässerknoten wurde seit den 1850er Jahren (Flussregulierungen im ganzen Stadtgebiet, Hochwasserschutz und Verbesserung der hygienischen Verhältnisse) und 1930er bis 1950er Jahren (Bau der Neuen Luppe als Hochwasserschutzmaßnahme) stark umgestaltet. In der Folge gab es keine weitere kontinuierliche Auenlehmsedimentation im Untersuchungsgebiet, da große Sedimentationsbecken (Elsterbecken) vorgeschaltet wurden, in denen sich die Sedimente seitdem absetzen. Bei starken Hochwässern wie 2011 und 2013 wird die südliche Nordwestaue jedoch als Polder genutzt und erfährt eine kurzzeitige Sedimentzufuhr und -umlagerung.

Durch den Bau der Neuen Luppe, die sich aufgrund von Geschiebemangel kontinuierlich weiter eintieft und als Drainagegraben für die Aue wirkt, ist der Grundwasserspiegel deutlich abgesunken. In vielen Bereichen des Auwalds liegen mittlerweile keine gespannten Grundwasserverhältnisse mehr vor und die Wasserdynamik ist verändert. In diesem Zusammenhang ist auch die Aufgabe vieler großer Braunkohletagebaugruben in den letzten Jahrzehnten zu nennen, die einen Wiederanstieg des Grundwasserspiegels im Umfeld der Gruben zur Folge hat.

1.2 Methoden

Bei der Anlage der Grundwassermessstellen im Projekt Lebendige Luppe wurden Rammkernsondierungen durchgeführt und die Sedimente im Feld nach der bodenkundlichen Kartieranleitung (KA5) (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden 2005) angesprochen. Es wurden zudem gestörte horizontbezogene Mischproben für die Laboranalytik entnommen.

Die Ermittlung der Korngrößenverteilung des Feinbodens (< 2 mm) erfolgte zum überwiegenden Teil im Labor des Institutes für Geographie (IfG) der Universität Leipzig nach Standardmethodik. Dabei wurden vier Sandfraktionen mittels Trockensiebung getrennt und jeweils 3 Ton- und Schlufffraktionen mittels Sedigraphanalyse differenziert (insgesamt 10 Fraktionen). Weitere Proben wurden im Labor der Physischen Geographie der Goethe-Universität Frankfurt am Main mittels Nasssiebung und Pipett-Methode (nach Köhn) durchgeführt. Dabei wurden insgesamt 7 Fraktionen differenziert (gS, mS, fS, gU, mU, fU, T).

Die Messung der pH-Werte erfolgte im Labor am IfG in destilliertem Wasser sowie CaCl₂-Lösung. Die Leitfähigkeit wurde ebenfalls in destilliertem Wasser gemessen.

Die Details zu den bodenchemischen Analyseverfahren können dem Beitrag Seele-Dilbat et al. (in dieser Veröffentlichung) zum Untersuchungsdesign entnommen werden. Die im Rahmen der zahlreichen Qualifikationsarbeiten (s.u.) eingesetzten zusätzlichen Feld- und Labormethoden sind in den betreffenden Arbeiten aufgeführt und erläutert.

1.3 Datenrahmen

Für das Untersuchungsgebiet liegen insgesamt 456 Einzeleinträge zur Auenlehmmächtigkeit nach einer Datenbank des IBGW vor. Diese orientieren sich an den damals geplanten Baumaßnahmen/Gewässerverläufen und sind daher nicht gleichmäßig bzw. repräsentativ über das Untersuchungsgebiet verteilt. Es erfolgt daher hier auch keine detaillierte Auswertung dieser Daten.

Im Rahmen des Projekts Lebendige Luppe wurden von den im Zeitraum 2012 bis 2018 angelegten insgesamt 60 Dauerbeobachtungsflächen an 25 Plots¹ in der Burgau und dem Leutzscher Holz sowie an 12 weiteren Plots² im westlichen Bereich des Untersuchungsgebietes Grundwassermessstellen eingerichtet und im Zuge dessen eine Bodenansprache bis mindestens zur Unterkante des Auenlehms bzw. bis in die darunter liegenden sandig-kiesigen Schichten durchgeführt. Für 13 Plots³ im östlichen sowie für 7 Plots⁴ im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes liegen bodenchemische und bodenphysikalische Laborwerte vor. Für die Plots 27, 28, 33, 37, 41, 43, 48, 53, 56, 60, 63, 64, 65, 66, 68 und 71 wurde die Profilansprache im Gelände nach KA5 (Horizontmächtigkeiten und -eigenschaften, Bodenart, Lagerungsdichte) durchgeführt. Im Herbst 2017 wurde in 11 Plots⁵ zudem die Auenlehmmächtigkeit bestimmt.

¹ Plots 4, 6, 7, 16, 17, 19, 22, 23, 24, 26, 27, 28, 29, 31, 32, 33, 34, 37, 38, 39, 40, 41, 43, 45 und 46

² Plots 48, 51, 54, 56, 58, 60, 63, 64, 65, 66, 68 und 71

³ Plots 4, 6, 7, 19, 22, 23, 24, 26, 31, 32, 34, 38 und 40

⁴ Plots 45, 46, 48, 51, 54, 56 und 58

⁵ Plots 28, 30, 37, 44, 47, 49, 55, 59, 67, 69 und 73

Die Daten für die Plots 51, 54 und 58 wurden im Rahmen der Masterarbeit von Alschner (2017) erhoben und ausgewertet.

Über die aufgeführten Plots bzw. Untersuchungen hinaus wurden die folgenden Daten im Rahmen von Qualifikationsarbeiten erhoben:

- Für den Bereich der Papitzer Lachen liegen bodenchemische und -physikalische Laborwerte für vier weitere Profile vor (Czarnowsky 2013, Kertscher 2013, Völlmer 2013).
- Im Bereich des Bauerngrabens östlich der Villa Hasenholz wurden 12 Profile nach KA aufgenommen (Horizontmächtigkeiten und -eigenschaften, Humusgehalt, Bodenart) (Wimmer 2011).
- Im Bereich der Gottge (südlich der Hans-Driesch-Straße) wurden 16 Profile entlang einer früheren Vorzugsvariante nach KA aufgenommen (Horizontmächtigkeiten und -eigenschaften, Humusgehalt, Bodenart, Lagerungsdichte) (Drößler 2011).
- Von Nestler (2013) wurden zwei Profile (NL-P1, NL-P8) im Bereich des Bauabschnitt 1 (östlich von Leutzsch, Bauerngraben) aufgenommen, für die neben den Daten nach KA5 (s.o.) bodenphysikalische und -chemische Laborwerte vorliegen.
- Von Ballasus (2016) wurden in den Bauabschnitten 3 und 4 auf 10 Plots Oberbodenproben (0-20 cm) im Hinblick auf bodenchemische Laborwerte (pH, Gesamtelementgehalte) untersucht.
- Kaniecki (2016) hat für neun Plots in den Bauabschnitten 3 und 4 Bodenprofile aufgenommen, wobei für einzelne Profile bzw. Horizonte bodenphysikalische (Bodenart) (P51, P52, P58) bzw. bodenchemische (Gesamtelementgehalte) (P49, P50, P51, P52, P53, P57, P58, P64) Laborwerte vorliegen.
- Haberstock (2017) hat für den Oberboden (0-20 cm) der Vegetationsplots innerhalb der Plots 26, 27 und 31 bodenchemische bzw. -ökologische Kennwerte (pH, elektrische Leitfähigkeit, CNS, Ionen) im Labor ermittelt.
- Kemptner (2014) hat Hochflutsedimente (auf der Geländeoberfläche bzw. auf Blattoberflächen) verteilt über die Bauabschnitte 2, 3 und 4 im Hinblick auf ihre Elementgehalte (Königswasseraufschluss, S4-Aufschluss, Schwermetalle und weitere Elemente) im Labor analysiert und mit Oberbodenproben als Referenzwerten verglichen.

Sämtliche Analyseergebnisse wurden in eine projektinterne Datenbank aufgenommen, die als Grundlage für die vorliegende Auswertung diente. Auf eine detaillierte Darstellung und Analyse aller erhobenen Werte wird aus Kapazitätsgründen an dieser Stelle verzichtet. Einzelne Ergebnisse können über das Autorenkollektiv bzw. das Projekt Lebendige Luppe angefragt werden. Die Lage der Plots, die jeweilige Ausstattung an Gehölzen sowie der geologische Aufbau und der Grundwasserflurabstand ist dem elektronischen Anhang zu entnehmen.

2 Auenlehm mächtigkeiten und Bodenarten

Die Auenlehm mächtigkeit aus dem für das Projekt Lebendige Luppe verwendeten Grundwassermodell weist einen mittleren Wert von 2,31 m bei einem Minimum von 0 und einem Maximum von 9,1 m auf. Für die 34 Untersuchungsplots, in denen Rammkernsondierungen durchgeführt wurden, wurde bei einem Minimum von 0 (P06) und einem Maximum von 3,65 m (P43) die folgende Verteilung der Auenlehm mächtigkeit ermittelt:

< 1m:	3 Plots (P4, P6, P34)
1 – 1,5 m:	7 Plots (P10, P31, P48, P53, P56, P58, P63)
1,5 – 2 m:	5 Plots (P14, P16, P17, P29, P51)
2 – 2,5 m:	6 Plots (P7, P23, P32, P66, P68, P71)
2,5 – 3 m:	10 Plots (P24, P26, P38, P39, P40, P41, P54, P60, P64, P65)
> 3 m:	3 Plots (P19, P22, P43)

An einem Großteil der Plots liegt die Mächtigkeit folglich zwischen 1 und 3 m, ca. ein Drittel der Plots weist Mächtigkeiten zwischen 2,5 und 3 m auf.

Die für den Auenlehm laboranalytisch ermittelten Bodenarten liegen in der Regel im westlichen Bereich des Untersuchungsgebietes im Bereich der Lehmtone – Tt (P51, P54, P58), Tl (P56), Ts2 (P56) – und in den Bauabschnitten 1 und 2 im Bereich von Tu2 sowie von Schlufftonen (Tu3, Tu4, Lt3) bzw. Schluffen (Ut3, Ut4, Uls, Lu) sowie Lehmen (Lt2, Ls2), im unteren Bereich auch Sl3 (P34). Sie sind also in der Regel schluffig (maximal 74 %, mindestens 30 % mit Ausnahme von P51, P56), tonig (8 – 85 %) und wenig sandig (Ausnahme 73 % bei P34). Die tonigeren Bereiche im Westen repräsentieren dabei verlandete Altarme bzw. Bereiche mit ehemals längerer Überflutungsdauer, in denen sich bei sehr geringen Fließgeschwindigkeiten entsprechend feine Sedimente ablagern konnten.

Die Trockenrohdichten (pt) bzw. Lagerungsdichten (Ld) im Auenlehm liegen nach KA5 (Tabelle 68) in der Regel in den oberen 10 – 20 cm aufgrund der Bioturbation bei 1 bis 2 (bis zu 1,6 g cm⁻³), in den tiefer liegenden Bereichen, je nach Tongehalt, bei 3 bis 4 (1,6 – 2,0 g cm⁻³).

In den Schichten unterhalb des Auenlehms liegen hauptsächlich Bodenarten vor, die nach KA5 in den Bodenartenhauptgruppen der Sande (Ss, St2, Sl2) und Lehme (hier hauptsächlich Sandlehme Slu, Sl4, St3 und Normallehme Ls4, Ls2, Lt2) eingeordnet werden. Die Bodenart Lts an der Untergrenze des Auenlehms in Plot 58 bildet hier eine Ausnahme und stellt vermutlich einen Übergangsbereich dar. Zudem weisen diese tiefliegenden Horizonte in der Regel nennenswerte Grobbodenanteile (Kies) auf, die bis zu 80 % betragen können.

Für diese Schichten bzw. Horizonte liegen, je nach Sand- und Kiesgehalt, nach KA5 in der Regel Lagerungsdichten von 2 bis 3 (1,4 – 1,8 g cm⁻³).

Die Mächtigkeit der einzelnen Schichten ist, bedingt durch zahlreiche Laufverlegungen der Gerinnebetten sowie der komplexen Sedimentationsgeschichte im Holozän, auch kleinräumig sehr heterogen bzw. variabel. Daher können auch innerhalb der einzelnen Untersuchungsplots Unterschiede im Aufbau des oberflächennahen Untergrundes auftreten, die sich im Hinblick auf die Nährstoff- und Wasserverfügbarkeit für die Vegetation und damit deren Ausprägung auswirken. Dies gilt insbesondere, aber nicht nur, für jene Plots, die Rinnenstrukturen beherbergen. Das Bohrprofil und damit auch die aus der Bohrung generierten bodenchemischen und bodenphysikalischen Werte sind dabei in der Regel an der Stelle der Grundwassermessstelle verortet. Ausnahmen hiervon bilden jene Daten, die im Rahmen der angeführten Qualifikationsarbeiten erhoben wurden. Trotz dieser Einschränkungen kann das Profil des Messplots 23 (Abb. 2) als charakteristisch, wenn auch nicht als repräsentativ für das gesamte Untersuchungsgebiet angesehen werden.

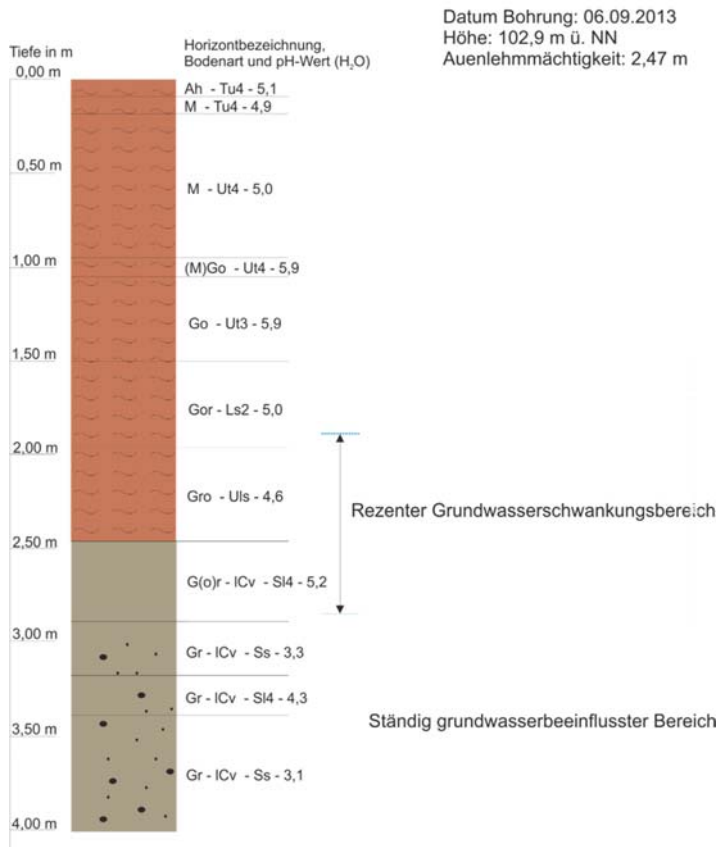


Abb. 2: Schematische Darstellung des Bohrprofils am Plot 23 inklusive Horizontbezeichnung und Bodenarten, Eigene Darstellung

3 Bodenwasserhaushalt

Die Versorgung der Vegetation mit Wasser funktioniert über den Bodenwasserspeicher, der vom Gesamtporenvolumen abhängig ist. Die Grobporen bestimmen dabei die Luftkapazität ($pF < 1,8$) sowie das Sickerwasser, die Mittelporen das pflanzenverfügbare Haftwasser und die Feinporen das nicht pflanzenverfügbare Haftwasser (sog. Totwasser, $pF \geq 4,2$). Dabei gibt die Feldkapazität die Menge Wasser an, die insgesamt vom Boden gegen die Schwerkraft gehalten werden kann ($pF \geq 1,8$) und die nutzbare Feldkapazität jene Wassermenge, die pflanzenverfügbar ist (Feldkapazität abzüglich Totwasser, $pF 4,2 - 1,8$).

Die bodenkundliche Kartieranleitung KA5 (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden 2005: Tabelle 70) weist bezogen auf das Feinbodenmaterial (<2 mm) für die im Auenlehm realisierten Bodenarten und Lagerungsdichten (s.o.) Feldkapazitäten zwischen 43 Vol.-% (Tt, pt 3) und 31 Vol.-% (Ls2, pt 4-5) auf. Bezogen auf eine Mächtigkeit von 100 cm wären dies zwischen 430 und 310 l m⁻². Insbesondere in den tonreichen Substraten ist jedoch ein beträchtlicher Teil dieses Wassers nicht pflanzenverfügbar (Totwasser). Die Werte liegen für die genannten Beispiele bei 30 Vol.-% (Tt, pt 3) bzw. 17 Vol.-% (Ls2, pt 4-5), was 300 bzw. 170 l m⁻² entspricht. Demnach wären lediglich 130 bzw. 140 l m⁻² pflanzenverfügbar, was nach KA5 (Tabelle 80) einer mittleren nutzbaren Feldkapazität im Wurzelraum (nFKWe) entspricht.

In den tiefer liegenden sandreicheren Substraten werden abzüglich der zum Teil erheblichen Grobbodenanteile (Kies) Feldkapazitäten zwischen 11 Vol.-% (Ss, pt3) und 36 Vol.-% (Lt2, pt3) erreicht, wobei das Totwasser einen Anteil von 4 bzw. 22 Vol.-% ausmacht, sodass vom

Feinboden zwischen 70 (geringe nFKWe) und 140 l m⁻² (mittlere nFKWe) pflanzenverfügbares Wasser gespeichert werden. In der Realität erreichen die Werte aufgrund der erheblichen Grobbodenanteile jedoch nur einen Bruchteil davon.

Bei normalen Witterungsverhältnissen kann in Mitteleuropa davon ausgegangen werden, dass der Bodenwasserspeicher zum Beginn der Vegetationsperiode im zeitigen Frühjahr aufgrund der geringen Evapotranspiration im Winterhalbjahr nahezu komplett aufgefüllt ist. Sobald die Evapotranspiration mit den zunehmenden Temperaturen im Frühjahr ansteigt, leert sich der Bodenwasserspeicher kontinuierlich. Die Aufnahme durch die Vegetation ist dabei insbesondere abhängig von der Durchwurzelungsintensität und -tiefe, die Evaporation von der Vegetation. Die Auffüllung des Bodenwasserspeichers erfolgt im Verlauf der Vegetationsperiode einerseits durch Niederschläge, andererseits durch Grundwasser, Wasser im Zwischenabfluss (auf dichteren Schichten) sowie kapillaren Aufstieg.

Je nach Grundwasserstand und Durchwurzelungstiefe wird die Baum- und ggf. die Strauchschicht direkt aus dem Grundwasser versorgt. Für die Krautschicht hingegen kann aufgrund der geringen Durchwurzelungstiefe nicht mit einer Versorgung durch Grundwasser gerechnet werden. Liegen gespannte Grundwasserverhältnisse vor (freier Grundwasserspiegel liegt oberhalb der Unterkante des Auenlehms), wird die Nachlieferung durch kapillaren Aufstieg in der Regel nach dem Konzept des Grenzflurabstandes (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden 2005: 357 f.) berechnet. Entscheidend ist dabei die kapillare Aufstiegshöhe (Distanz), für die eine kapillare Aufstiegsrate von 0,3 mm/Tag sowie eine Saugspannung von 4 pF an der Untergrenze des Wurzelraumes zugrunde gelegt werden. Die kapillaren Aufstiegshöhen für die im Untersuchungsgebiet realisierten Bodenarten liegen im Auenlehm zwischen 11 (Tt) und 30 dm (Ut4) (KA5; ebd.: Tabelle 82). Bei Veränderungen der Korngröße von Horizont zu Horizont innerhalb des Profils ist jedoch die Bodenart mit der geringsten Aufstiegshöhe entscheidend. Übersteigt der Abstand zwischen der Untergrenze des Wurzelraumes und der Grundwasseroberfläche diese Werte, findet keine Nachlieferung aus dem Grundwasser mehr statt.

Die kapillare Aufstiegsrate (KA5, ebd.: 352 ff.) bezeichnet jene Wassermenge pro Zeiteinheit, die aus dem Grundwasser durch Kapillarkräfte entgegen der Schwerkraft nachgeliefert wird. Bei einer Rate zwischen 2 und 5 mm wird für Mitteleuropa davon ausgegangen, dass die Vegetation in ihrer Wasserversorgung unabhängig vom sonstigen Wasserdargebot (Bodenwasserspeicher, Niederschlag, Zwischenabfluss) ist. Die Aufstiegsrate im effektiven Wurzelraum (KRWe) ist dabei, neben der Bodenart, vom Abstand der Grundwasseroberfläche zum effektiven Wurzelraum abhängig. Sie liegt bei einem Abstand von 1 m für die gegebenen Bodenarten zwischen 0,1 (Tt) und 4,4 mm d⁻¹ (Ut4), was nach KA5 (Tabelle 80) als sehr gering (Stufe 1) bzw. hoch (Stufe 4) einzustufen ist. Hierbei weisen insbesondere die schluffreichen Bodenarten (Ut2, Ut3, Ut4, Uls, Su) vergleichsweise hohe Aufstiegsraten auf, wohingegen bei ton- und sandreichen Bodenarten bei diesem Abstand erheblich geringere Aufstiegsraten vorliegen. Bei geringeren Entfernungen des Wurzelraumes zur Grundwasseroberfläche steigen die Aufstiegsraten jedoch auch für tonige und sandige Bodenarten deutlich an und gewährleisten somit die ausreichende Versorgung im Wurzelraum. So ist für die Bodenart Tt ein Abstand von 2 dm notwendig, um eine Aufstiegsrate von 2,0 mm d⁻¹ zu realisieren. Für die Bodenart Ss ist dies bereits ab einem Abstand von ca. 5 dm der Fall. Legt man die im Gebiet realisierten üblichen Auenlehmmächtigkeiten von 2 bis 3 m sowie eine Durchwurzelungstiefe der krautigen Vegetation von 0,5 m zugrunde, beträgt der Abstand 1,5 bis 2 m. Bei diesem Abstand findet eine Nachlieferung lediglich für die Bodenart Uu, Uls, Us,

Ut2, Ut3 und Ut4 statt, wobei lediglich bei der Bodenart Uu die Aufstiegsrate von 2 mm d⁻¹ bei einem Abstand von 1,5 m gerade noch erreicht wird. Von einer Versorgung der krautigen Vegetation durch kapillaren Aufstieg des Grundwassers in trockenen Jahren bzw. Phasen der Vegetationsperiode kann also für die Mehrzahl der Plots nicht ausgegangen werden.

4 Nährstoff- und Humusgehalte, pH-Werte

Neben der Wasserversorgung sind die Humusverhältnisse sowie die Nährstoffversorgung und die pH-Werte der Böden von zentraler ökologischer Bedeutung. Für insgesamt 20 Plots (s.o.) liegen diese bodenchemischen Kennwerte aus Laboranalysen für das gesamte Bohrprofil vor, hinzu kommen detaillierte Aufnahme der Oberbodenqualitäten im Rahmen der Arbeiten von Ballasus (2016), Czarnowsky (2013), Haberstock (2017) und Kaniecki (2016). Weitere Werte stammen aus den Arbeiten von Nestler (2013).

4.1 C_{org}

Die Gehalte an organischem Kohlenstoff liegen in den untersuchten Ah-Horizonten in der Regel zwischen 3 und 10 %, wobei nicht auszuschließen ist, dass Material aus der organischen Auflage in die Beprobung einbezogen wurde und einzelne Werte daher zu hoch ausfallen. In den darunter liegenden M- bzw. Go-Horizonten liegen die C_{org}-Gehalte in der Regel bei 0,5 – 1 %, in einigen Fällen (P19, P23, P26, P31, P32, P40) sogar zwischen 2 und 3,5 %, am P38 bei 4,4 %.

Für die Oberböden in den Plots 26, 27 und 31 hat Haberstock (2017) C_{org}-Gehalte zwischen 4 und 10,5 % ermittelt, wobei hierbei Ah- und darunterliegende M-Horizonte nicht differenziert wurden und aufgrund der z.T. sehr hohen Werte ebenfalls eine Vermischung der Probe mit der humosen Auflage anzunehmen ist. Mit zunehmendem Abstand zur Geländeoberkante nehmen die C_{org}-Gehalte in den untersuchten Profilen in der Regel kontinuierlich ab, wobei insbesondere in den grundwasserbeeinflussten Horizonten (Gr) bzw. im Auensand und -kies hohe Gehalte organischen Materials bzw. Holzkohle gefunden wurden, die deutlich höhere C_{org}-Gehalte von bis zu 4 % zu Folge haben.

Im Vergleich zu den Referenzwerten aus dem Bodenatlas des Freistaats Sachsen Teil 3 (Bodenmessprogramm) (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie 2000) (C_{org}-Gehalte: Tabelle 4-22, hier jeweils Median bzw. P50 angegeben), die sich für die Leitbodengesellschaft der Auenböden (Vega, Gley, Auengley) im mineralischen Oberboden unter Wald auf 2,2 % bzw. im Grünland 1,9 % sowie für Unterböden auf 0,4 % beläuft, sind die ermittelten Werte als hoch einzustufen und decken sich mit Werten, die bei Scholz et al. (2012) für Auenböden der Mittleren Elbe zusammengefasst wurden.

4.2 C/N

Die C/N-Verhältnisse liegen in den Ah-Horizonten bei 10-14. Wie bei den C-Gehalten fallen die Plots 45 und 46 mit auffällig niedrigen C/N-Verhältnissen aus dem Rahmen. Die für die Oberböden in der Arbeit von Haberstock (2017) ermittelten C/N-Verhältnisse liegen ebenfalls zwischen 10 und 14. Nach KA5 (AG Boden 2005: Tabelle 98) kann die Humusqualität bei C/N-Verhältnissen zwischen 10 und 15 als hoch (hq4), bei C/N-Verhältnisse <10 sogar als sehr hoch (hq5) bewertet werden.

4.3 pH-Werte

Die pH-Werte (CaCl₂) der untersuchten Böden liegen in den oberen Profilbereichen häufig im Bereich zwischen 4 und 5, was nach KA5 (Tabelle 92) als mäßig bis stark sauer (s3-s4) zu bezeichnen ist. Dies wird durch Oberbodenproben von Ballasus (2016) und Haberstock (2017) bestätigt. Die pH-Werte der Oberböden im Bereich der Papitzer Lachen (Czarnowsky 2013) sind insgesamt etwas höher (s2-s3) und liegen nur am Plot P46 unterhalb von 5. An einzelnen Plots wie NL-P8 (Nestler 2013) und den Plots P51 sowie P6 wurden sogar pH-Werte unter 4 (sehr stark sauer, s5) für Oberböden ermittelt. In den meisten untersuchten Profilen steigen die pH-Werte mit zunehmender Tiefe an und liegen im Unterboden bei 5 bis 6 (schwach sauer, s2), mitunter auch in größerer Tiefe bis pH 6,7 (sehr schwach sauer, s1) (P19, P51, P54, P58). Im Einflussbereich des Grundwassers (Gr) bzw. im Bereich der Kiese und Sande liegen jedoch zum Teil pH-Werte unterhalb von 4 vor (s5), zum Beispiel an den Plots P19, P22, P23, P26, P32, P38, und 40. Die Grenze vom Auenlehm zum Auensand bzw. -kies ist hier durch einen markanten Sprung in den pH-Werten deutlich erkennbar und mit der verstärkten Auswaschung der Basen durch den Grundwasserstrom zu erklären. Basische pH-Werte wurden nicht ermittelt, da die untersuchten Sedimente entweder primär kalkfrei waren oder seit der Ablagerung entkalkt wurden.

Die ermittelten pH-Werte sprechen für eine deutliche Versauerung der Standorte, die auf der Basis der aufgenommenen Humusformen (Mull/Moder) sowie die ermittelten C/N-Verhältnisse nicht zu erwarten war. Sie überrascht auch insofern, als für die Region um Leipzig aufgrund der industriellen Aschen aus dem 20. Jahrhundert in zahlreichen Untersuchungen (zum Beispiel Holzheu 2014) eine Erhöhung der pH-Werte im Oberboden festgestellt wurde. Haase et al. (2000b) ermittelten für den Zeitraum 1990 bis 1996 jedoch einen deutlichen Versauerungstrend der Niederschläge, der auch zu einer Versauerung der Oberböden geführt haben dürfte. Neben der vertikalen Verteilung der Niederschläge wurden von denselben Autoren auch Untersuchungen zu horizontalen räumlichen Mustern der pH-Werte durchgeführt. Dabei wurden in räumlicher Nähe zu Baumstämmen um bis zu 2 pH-Stufen niedrigere Werte im Vergleich zu baumstammfernen Standorten ermittelt. Die Übertragbarkeit der im Rahmen dieses Berichtes vorgestellten Punktdaten auf die Fläche ist daher nur sehr eingeschränkt möglich. Im Rahmen des Auenmessprogrammes des Freistaats Sachsen entlang der Vereinigten Mulde wurden pH-Werte mit einem Median von 6,0 (Oberboden) bzw. 5,7 (Unterboden) ermittelt. Im Vergleich dazu sind die im Untersuchungsgebiet gemessenen pH-Werte deutlich niedriger.

Als optimale Boden-pH-Werte für das Pflanzenwachstum, den Humusgehalt und die Nährstoffverfügbarkeit wird der Bereich von 5,4 bis 7,0 angegeben (Ad-hoc-AG Boden 2005: 367). Viele der untersuchten Oberböden, die als Standort für die krautige Vegetation dienen, liegen unterhalb dieses Bereiches und zumeist im Austausch-Pufferbereich (pH-Werte von 5,0 bis 4,2; Auswaschung von Ca, Mg, K). Ein merklicher Einfluss der pH-Werte auf die Zusammensetzung der Vegetation sowie deutliche Unterschiede zwischen den Standorten bzw. Plots ist vor diesem Hintergrund zu erwarten.

Des Weiteren sind die pH-Werte für die Mobilisierbarkeit von Schadstoffen und hierbei insbesondere Schwermetallen von Belang. Die Diskussion dieses Aspektes erfolgt im Anschluss an die Vorstellung der Ergebnisse der Schwermetallanalytik.

4.4 Nährstoffe

Für die wichtigsten Pflanzennährstoffe (Hauptnährelemente N, K, Ca, Mg, P, S) wurden im Verlauf des Projektes auf den untersuchten Plots sowohl die Gesamtgehalte (S7/KW-Aufschluss bzw. RFA) als auch auf einzelnen Plots die leicht löslichen Anteile (S4-Aufschluss) ermittelt. Eine umfassende Darstellung und Bewertung der erzielten Ergebnisse kann den jeweiligen Qualifikationsarbeiten entnommen werden. Zusammenfassend ergibt sich dabei folgendes Bild:

4.4.1 Schwefel

Die wasserlöslichen Sulfatkonzentrationen liegen in den untersuchten Oberböden (P26, P27, P31) im Bereich westlich des Nahle-Auslassbauwerkes (Haberstock 2017) zwischen 87 und 275 mg kg⁻¹, in den vier untersuchten Profilen im weiter südöstlich gelegenen Bereich der Burgau (Nestler 2013) jedoch deutlich niedriger (mit Ausnahme von NL-P8).

Die ermittelten Gesamtgehalte an Schwefel liegen in den untersuchten Oberböden (0 – 20 cm) zwischen 500 und 1.000 mg kg⁻¹, auf einzelnen Plots sogar bei bis zu 2.000 mg kg⁻¹. Dies gilt auch für alle weiteren untersuchten Plots, wobei in den tiefer liegenden Horizonten, insbesondere den grundwasserbeeinflussten, sehr hohe Werte zwischen 2.000 und 5.000 bzw. teilweise über 10.000 mg kg⁻¹ (P22, P31, P38) gemessen wurden. Die Richtwerte nach Scheffer & Schachtschabel (2002: 321) für die Totalgehalte an Schwefel in Böden humider Klimabereiche von 500 bis 1.000 mg kg⁻¹ werden damit im Untersuchungsgebiet deutlich überschritten. Dies ist größtenteils auf die hohen geogenen Konzentrationen, bedingt durch die Sulfatlösung im Zusammenhang mit dem Braunkohletagebau an pyrit- und markasithaltigen Ablagerungen im Südraum von Leipzig, sowie die Bildung von Eisensulfid zurückzuführen.

In den von Wiegandt (2017) und Fiddrich (2017) untersuchten Sohlsedimenten von Alter Luppe und Burgauenbach liegen die Sulfatkonzentrationen zwischen 2.800 und 5.900 mg kg⁻¹ (Burgauenbach) bzw. 3.500 und 18.000 mg kg⁻¹ (Alte Luppe). Diese extrem hohen Werte sind vermutlich ebenfalls auf die genannten geogenen Hintergrundkonzentrationen zurückzuführen.

4.4.2 Phosphor

Die wasserlöslichen Phosphatgehalte liegen in den von Haberstock (2017) untersuchten Oberböden zwischen 1,4 und 8,4 mg kg⁻¹ und damit ebenfalls deutlich höher als jene in den vier von Nestler (2013) untersuchten Profilen. Innerhalb dieser weist lediglich P6 innerhalb des ersten Meters Werte zwischen 0,4 und 1 mg kg⁻¹ auf. Die höchsten Konzentrationen wurden für den Oberboden des feuchten Standorts P31 ermittelt. Aufgrund der Entfernung zu landwirtschaftlichen Nutzflächen kann ein rezenter direkter anthropogener Phosphateintrag durch Düngemittel ausgeschlossen werden.

Die Gesamtphosphorgehalte im Untersuchungsgebiet liegen in der Regel zwischen 500 und 2.000 mg kg⁻¹, wobei in den Oberböden aufgrund der Rückführung von Nährstoffen durch die Streu sowie die Speicherung durch die organische Substanz höhere Werte als im Unterboden auftreten. Die höchsten Werte wurden von Ballasus (2016) in Oberböden von P48 gefunden. In den grundwasserdurchströmten Bereichen der Profile liegen die Gehalte zum Teil auch unter 500 mg kg⁻¹. Damit liegen die Werte im Unterboden im Bereich der für lehmig-

tonige Böden der gemäßigten Breiten angegeben Werte von 200 bis 800 mg kg⁻¹ (Scheffer & Schachtschabel 2002: 295), in den Oberböden jedoch deutlich darüber. Dies entspricht den Ergebnissen, die im Rahmen von zwei Untersuchungen der Universität Leipzig (Institut für Geographie 2011, Institut für Geographie 2013) in Lützschena an verschiedenen Punkten im Untersuchungsgebiet erzielt wurden. Inwieweit die insgesamt deutlich erhöhten Phosphorgehalte der Oberböden auf einen Eintrag von sehr nährstoffhaltigen Oberbodensedimenten aus den Hochwasserereignissen 2011 und 2013 oder anderen Quellen zurückzuführen ist, lässt sich nicht abschließend beantworten.

4.4.3 Stickstoff (inkl. Nitrat, Nitrit, Ammonium)

Die Gesamtstickstoffgehalte (N_t) liegen in den untersuchten Plots bei 0,3 bis 1 % in den Oberböden (und nehmen im Profilverlauf nach unten kontinuierlich ab. In den grundwasserbeeinflussten Unterböden werden in der Regel Werte zwischen 0,01 und 0,2 % erreicht. Die von Scheffer & Schachtschabel (2002) angegebenen Richtwerte von 0,2 bis 0,5 % für Waldböden werden dabei zum Teil überschritten. Die löslichen bzw. pflanzenverfügbaren (anorganischen) Anteile machen daran in den von Haberstock (2017) untersuchten Oberböden einen Anteil von 1 bis 1,6 % aus, die organischen (nicht pflanzenverfügbaren) Anteile liegen zwischen 17 und 54 %. Der anorganische lösliche Stickstoff besteht zu einem Großteil aus Nitrat und Ammonium. Bei guter Durchlüftung ist in der Regel mit einer raschen Nitrifikation und entsprechend geringen Ammoniumgehalten zu rechnen, wohingegen auf Standorten mit hohem Grundwasserstand und starker Durchfeuchtung auch im Unterboden mit relativ hohen Ammoniumgehalten zu rechnen ist (Beispiel: NL-P8, Nestler 2013).

4.4.4 Calcium

Nach Scheffer & Schachtschabel (2002: 286) liegt der Ca-Gehalt von Böden in der Regel zwischen 0,1 und 1,2 %. Für die Bodenlösung wird ein Ca-Gehalt von 20 mg kg⁻¹ als notwendig erachtet, darunter kann für Pflanzen Ca-Mangel auftreten. Dies ist insbesondere auf stark versauerten Waldstandorten der Fall (ebd.). Hier können, insbesondere bei gleichzeitig hohen Al- und Mn-Konzentrationen Wurzelschäden und andere Ernährungsstörungen auftreten.

In den untersuchten Profilen lagen die Gehalte bei 0,1 bis 1,1 % und damit genau im in der Literatur ausgewiesenen Bereich. Nur in einzelnen feinbodenarmen und stark sauren Unterbodenhorizonten wurden Werte von < 0,1 % gemessen. Die gelösten Anteile lagen in den von Nestler (2013) untersuchten Plots in der südlichen Burgau zwischen 13 und 84 mg kg⁻¹ und damit zum Teil unterhalb des Richtwertes. In den von Haberstock (2017) analysierten Oberböden hingegen lagen die Werte zwischen 83 und 125 mg kg⁻¹ und damit weit oberhalb des Richtwertes. Alschner (2017) hat für drei Profile wasserlösliche Ca-Gehalte (ICP-MS) in den Oberböden zwischen 25 und 170 mg kg⁻¹ ermittelt, in den stärker grundwasserbeeinflussten Unterböden liegen die Gehalte mit Werten von bis zu 2.400 mg kg⁻¹ deutlich höher und damit eher im Bereich der Sohlsedimente der Alten Luppe (s.u.).

4.4.5 Magnesium

Als Richtwert für Magnesium wird in der Literatur (Scheffer & Schachtschabel 2002: 287) ein Gesamtgehalt von 0,05 bis 0,5 % angegeben. Die löslichen Mg-Anteile liegen dabei zwischen 0,1 und 60 mg kg⁻¹, wobei für stark versauerte Waldböden der Bereich zwischen 0,1 und 10 mg kg⁻¹ als Richtwert dient (ebd.). Eine Mangelsituation entsteht entweder im stark

sauren Milieu durch Ionenkonkurrenz durch Al- und Mn-Ionen oder im gedüngten bzw. basischen Milieu durch Ammonium-, Kalium und Kalzium-Ionen.

In den untersuchten Böden lagen die Gesamtgehalte (RFA) zwischen 0,6 und 1,2 %, in einzelnen feinbodenarmen und stark sauren Unterbodenhorizonten auch unter 0,5 %. Die Gehalte liegen damit oberhalb der in der Literatur angegebenen Richtwerte. Die wasserlöslichen Mg-Anteile (IC) in den vier von Nestler (2013) untersuchten Plots in der südlichen Burgau lagen zwischen 5 und 6 mg kg⁻¹ und damit in jenem Bereich, der für saure Waldstandorte charakteristisch ist. Die von Haberstock (2017) untersuchten Oberböden hingegen wiesen Werte zwischen 13 und 33 mg kg⁻¹ auf und legen eine ausreichende bis gute Pflanzenversorgung nahe. Alschner (2017) hat für drei Profile wasserlösliche Mg-Gehalte (ICP-MS) in den Oberböden zwischen 4 und 38 mg kg⁻¹ ermittelt, in den stärker grundwasserbeeinflussten Unterböden liegen die Gehalte mit Werten von bis zu 290 mg kg⁻¹ deutlich höher und damit eher im Bereich der Sohlsedimente der Alten Luppe (s.u.).

4.4.6 Natrium

Die Richtwerte der Natriumgesamtgehalte von Böden liegen in der Literatur (Scheffer & Schachtschabel 2002: 294) bei 0,1 bis 1 %. Für die Aufnahme durch die Pflanze sind dabei die wasserlöslichen Anteile relevant, die in Acker- und Waldböden zumeist zwischen 1 und 20 mg kg⁻¹ beträgt (ebd.). Eine starke Anreicherung von Na erfolgt aufgrund der leichten Löslichkeit und der damit einhergehenden Auswaschungstendenz nicht.

In den im Untersuchungsgebiet analysierten Bodenprofilen wurden Na-Gesamtgehalte (RFA) zwischen 0,3 und 0,6 % gemessen. In einzelnen Horizonten werden diese Werte auch unter- bzw. überschritten. Sie liegen damit im Bereich der Richtwerte. Die wasserlöslichen Na-Anteile (IC) lagen in den vier untersuchten Profilen (Nestler 2013) zwischen 4 und 24 mg kg⁻¹ und damit ebenfalls in dem Rahmen, der in der Literatur angegeben ist. Dies trifft ebenfalls auf die von Haberstock (2017) untersuchten Oberböden zu, die Werte zwischen 12 und 18 mg kg⁻¹ aufwiesen. Alschner (2017) hat für drei Profile wasserlösliche Na-Gehalte (ICP-MS) in den Oberböden zwischen 8 und 36 mg kg⁻¹ ermittelt, in den stärker grundwasserbeeinflussten Unterböden liegen die Gehalte mit Werten von bis zu 430 mg kg⁻¹ deutlich höher und damit eher im Bereich der Sohlsedimente der Alten Luppe (s.u.).

4.4.7 Kalium

Das häufig in Form von Feldspäten und Glimmern sowie Tonmineralen gebundene Kalium liegt nach Scheffer & Schachtschabel (2002: 290) in illitisch-smectitischen Böden bei 0,2 bis 3,3 %, wobei häufig weiterhin zwischen austauschbarem, spezifisch gebundenem und fixiertem Kalium unterschieden wird. Die wasserlöslichen bzw. austauschbaren Gehalte liegen in der Regel zwischen 2 und 20 mg kg⁻¹ (ebd.).

In den untersuchten Böden wurden Kalium-Gesamtgehalte (RFA) zwischen 1,5 und 2,7 % ermittelt. Einzelne feinbodenarme und grundwasserbeeinflusste Unterbodenhorizonte weisen auch geringere Gehalte auf, die jedoch in keinem Fall unter 1 % liegen. Die Unterschiede zwischen den Horizonten innerhalb der Profile sind dabei gering. Die Gehalte liegen damit im Bereich der Richtwerte.

Die wasserlöslichen K-Gehalte (IC) in den vier von Nestler (2013) untersuchten Böden liegen zwischen 6 und 40 mg kg⁻¹ und damit im Bereich der in der Literatur angegebenen Richtwerte

bzw. darüber. Für die von Haberstock (2017) untersuchten Oberböden wurden wasserlösliche K-Gehalte in einer ähnlichen Größenordnung (13 - 40 mg kg⁻¹) ermittelt. Alschner (2017) hat für drei Profile wasserlösliche K-Gehalte (ICP-MS) von maximal 55 mg kg⁻¹ ermittelt, in einzelnen Horizonten lagen die Anteile jedoch unter 2 mg kg⁻¹, die Unterschiede zwischen den Standorten und Profilen sind hier deutlicher ausgeprägt als bei Nestler (2013).

Die Elemente Cl, Fe, Mn, Zn, B, Cu, Mo und Ni werden als Spuren- oder Mikronährelemente bezeichnet. Eisen, Aluminium und Mangan werden darüber hinaus als pedogene Elemente bezeichnet, weil sie im Rahmen verschiedener bodenbildender Prozesse eine wichtige Rolle spielen.

Im Rahmen des Projektes und der aufgeführten Belegarbeiten wurden für zahlreiche Plots die Gesamtgehalte (RFA) von Al, Cl, Mn, Fe, Ni, Cu und Zn gemessen. Für drei Plots wurden die wasserlöslichen Anteile (S4, ICP-MS) im Rahmen der Arbeit von Alschner (2017) bestimmt. Durch Nestler (2013) wurden für weitere vier Plots die wasserlöslichen Anteile (S4, IC/AAS) für Cl, Al, Cu, Fe, Mn, Ni und Zn ermittelt.

4.4.8 Chlor/Chlorid

Bereits 2011 wurde in Untersuchungen nach dem Hochwasserereignis im Winter 2011 im Abschlussbericht (Institut für Geographie 2011) Chloridgehalte von 10 bis 60 mg kg⁻¹ ermittelt, die innerhalb des Richtwertbereiches von Scheffer & Schachtschabel (2002: 145) für Waldböden von 5 bis 70 mg kg⁻¹ liegen. Die von Nestler (2013) für vier Plots in der südlichen Burgau analysierten Böden weisen jedoch deutlich geringere Chloridgehalte zwischen 2,5 und 7,5 mg kg⁻¹ auf (Ausnahme: Unterbodenhorizont NL-P8 mit 13,7 mg kg⁻¹, hier war bereits der Sulfatwert deutlich erhöht). Die Oberböden der Plots 26, 27 und 31 (Haberstock 2017) hingegen lagen mit Werten von 6,3 bis 14,8 mg kg⁻¹ zwischen diesen Ergebnissen.

Die mit der RFA-Methode ermittelten Gesamtgehalte an Chlor liegen in den untersuchten Bodenprofilen bei maximal 130 mg kg⁻¹ (P52). In der Regel wurden Gehalte < 100 mg kg⁻¹ gemessen. Höhere Werte liegen lediglich in grundwassernahen Unterbodenhorizonten einiger Plots (P34, P38, P51, P54, P58) vor.

In der Nähe von Straßen können die Werte durch den Eintrag von Streusalzen erhöht sein. Eine weitere Eintragsquelle stellt das mineralstoffreiche Überflutungswasser dar.

4.4.9 Eisen

Die wasserlöslichen Eisengehalte (S4) der untersuchten Profile liegen in der Regel zwischen 1 und 30 mg kg⁻¹, in einigen Sand- und Kieshorizonten (Gr/ICv) im Unterboden jedoch auch deutlich darüber und bei bis zu 1.000 mg kg⁻¹ (P22). In einzelnen Go- und Gr-Horizonten traten zudem sehr geringe Werte < 0,3 mg kg⁻¹ auf, die sich an bzw. unter der Nachweisgrenze befinden. Auffällig sind die großen Unterschiede zwischen einzelnen Horizonten innerhalb der Profile. Dies ist vermutlich auf die Grundwasserdynamik zurückzuführen, die zu lokalen An- bzw. Abreicherungen von Eisen führt. Da die pH-Werte der untersuchten Profile nicht unter 3,5 liegen, handelt es sich bei den löslichen Anteilen im aeroben Bereich fast ausschließlich um organische Fe-Komplexe, während unter anaeroben Verhältnissen auch Fe²⁺-Ionen vorliegen können.

Die Gesamtgehalte (RFA) an Eisen liegen in den untersuchten Profilen zwischen 2 und 5 %, in einzelnen (grauen) Unterbodenhorizonten auch niedriger (< 1 %). In wenigen Profilen werden in einzelnen Horizonten auch Werte von ca. 7 % erreicht (P51, P54). Die Unterschiede zwischen den Horizonten sind jedoch wesentlich schwächer ausgeprägt als bei den mobilen Anteilen. Diese Werte liegen im Rahmen der in der Literatur angegebenen Werte von 0,2 – 5 % (Scheffer & Schachtschabel 2002: 332). Sie liegen auch im Bereich der in Voruntersuchungen an Überflutungssedimenten der Luppe (Institut für Geographie 2011: 26) sowie an Böden in Lützschena (Institut für Geographie 2013: 26) ermittelten Werte.

4.4.10 Aluminium

Die Al-Gesamtgehalte (RFA) liegen in den untersuchten Profilen zwischen 3 und 9 %, in einzelnen Horizonten auch leicht darunter oder darüber. Die geringsten Gehalte werden, analog zu den Eisengehalten, in den grauen Sanden und Kiesen im Unterboden erreicht. Diese Werte liegen im oberen Bereich der in den Voruntersuchungen (Institut für Geographie 2011, 2013) ermittelten Werte und zum Teil auch darüber.

Die löslichen Al-Gehalte (S4, ICP-MS) liegen zwischen 2 und 30 mg kg⁻¹, in einzelnen Horizonten auch darunter. Im Gegensatz zu den Gesamtgehalten sind die löslichen Anteile in zahlreichen Unterbodenhorizonten bzw. Grundwasserleitern stark erhöht und erreichen Werte von bis zu 400 mg kg⁻¹ (P32, P38). In einzelnen Horizonten treten auch sehr geringe Werte (< 1 mg kg⁻¹) auf.

4.4.11 Mangan

Die Mn-Gesamtgehalte (RFA) liegen in den untersuchten Profilen zwischen 100 und 2.000 mg kg⁻¹. In einzelnen Horizonten werden diese Werte auch unter- bzw. überschritten (Max: 3.729 mg kg⁻¹; Min: 56,5 mg kg⁻¹). Die Unterschiede zwischen einzelnen Horizonten sind dabei ähnlich hoch wie bei den Fe-Gesamtgehalten. Diese Werte liegen im Bereich der in Vorarbeiten (Institut für Geographie 2011, 2013) ermittelten Gehalte für die Oberböden in der Burgau (1 250 – 1.900 mg kg⁻¹) und an der Weißen Elster (1.500 mg kg⁻¹).

Die Löslichkeit und Pflanzenverfügbarkeit von Mangan ist stark vom pH-Wert sowie den Redoxbedingungen im Boden abhängig. Im schwach sauren bis sauren Milieu der untersuchten Böden sollte die Verfügbarkeit relativ hoch sein, auch wenn ein großer Teil des Mangans in wasserbeeinflussten Böden häufig in Form von Konkretionen gebunden ist (Scheffer & Schachtschabel 2002: 329 ff.). Die löslichen Anteile (S4, AES) in den untersuchten Profilen liegen in einem Großteil der Horizonte zwischen 1 und 30 mg kg⁻¹, wobei in einzelnen Horizonten, insbesondere im Unterboden, auch deutlich höhere Werte erreicht werden (Max: 87,6 mg kg⁻¹). In den unteren Profilbereichen treten in der Mehrzahl der Profile zudem sehr geringe S4-lösliche Mg-Gehalte ($< 0,5$ mg kg⁻¹) auf. Auffällig sind zudem die großen Unterschiede zwischen den Horizonten.

5 Spurenelemente/Schwermetalle

Auen und Auenböden gelten als Senken für Schadstoffe, die fluvial (gelöst bzw. partikulär gebunden) bzw. äolisch aus dem Einzugsgebiet eingetragen werden und mitunter über längere Zeiträume in Sedimenten und Böden der Aue gespeichert werden können. Neben den

geogenen Hintergrundkonzentrationen von Elementen, die ab einer bestimmten Konzentration toxisch wirken (können), kommt es insbesondere dann zu Anreicherungen, wenn im Einzugsgebiet der Aue industrielle und/oder bergbauliche Nutzung vorhanden war oder ist. Dies trifft auf die Leipziger Nordwestaue zu, in deren Einzugsgebiet sowohl Bergbauggebiete des Erzgebirges (Pleiße), als auch Tagebauggebiete südlich von Leipzig liegen. Hinzu kommen die Industriestandorte entlang von Pleiße und Elster, insbesondere auch im Stadtgebiet von Leipzig. Dies hatte zur Folge, dass sich bereits zahlreiche Studien mit der Schadstoffbelastung in den Leipziger Auen auseinandergesetzt haben (Haase 1999, Haase et al. 2000b, Neumeister et al. 1999, Institut für Geographie 2011, 2013). Für Sachsen sind umfangreiche Datenreihen und Analysen zu Elementgehalten in Bachsedimenten im Geochemischen Atlas des Freistaates Sachsen Teil 2 (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie 2004) veröffentlicht. Ein Fokus liegt dabei in der Regel auf den Schwermetallgehalten, insbesondere Pb, Cd, Hg, Ni, Se, Cr, As, Tl und Co. Diese sind bei geringen Konzentrationen an Tonmineralen und die organische Substanz gebunden, können jedoch bei Veränderungen im Wasserhaushalt und/oder der bodenchemischen Verhältnisse mobilisiert werden. Bei erhöhter Transportkapazität der Fließgewässer kann es zum Beispiel zu einer partikulären Verlagerung mit dem Sediment flussabwärts kommen. Weiterhin ist im Hinblick auf mögliche Baumaßnahmen mit der Notwendigkeit der Altlastensanierung bzw. Deponierung ausgekoffelter Sedimente zu rechnen.

Im Rahmen des Projektes Lebendige Luppe stehen die letztgenannten Aspekte im Fokus des Interesses. Dabei geht es zum einen um die chemische Mobilisierung von Schadstoffen (in der Regel bei niedrigen pH-Werten erhöht, mit Ausnahme von Chrom) bei einem erwünschten Grundwasseranstieg, zum anderen die genannten Verlagerungen in gebundener Form.

Für die Bewertung können die Vorsorgewerte aus der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV 1999) herangezogen werden, wobei hier die Werte für Grünland und den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze genutzt werden. Diese beziehen sich auf die Bodentiefe 0 – 10 cm, können aber dennoch als Richtwert dienen. Für die Einordnung sind zum Teil zudem die Hauptbodenart sowie der pH-Wert des jeweiligen Horizontes relevant. Werden die Vorsorgewerte überschritten, ist nach Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG 1998) davon auszugehen, dass die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht. Weiterhin werden die ermittelten Gesamtgehalte mit Ergebnissen aus dem Auenmessprogramm des Freistaates Sachsen aus den Jahren 2000 bis 2006 verglichen (Kardel & Rank 2008), die sich auf Böden und Sedimente an der Elbe und Mulde beziehen.

Im Rahmen des Projektes wurden für alle bodenchemisch untersuchten Bodenprofile (s.o.) die Gesamtgehalte (RFA) der Metalle Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn ermittelt. Von Ballasus (2016) und Kaniecki (2016) wurden zudem auf 10 Plots Schwermetallgehalte der Böden sowie von Czarnowsky (2013) die Gehalte auf sechs Plots in den Papitzer Lachen ermittelt. Die wasserlöslichen (S4) Gehalte (AAS, ICP-MS) der gleichen Metalle wurden ebenfalls an allen aufgeführten Plots (s.o.) gemessen (z.T. im Rahmen der Arbeit von Alschner 2017). Für vier Plots in der südlichen Burgaue hat Nestler (2013) zudem ebenfalls wasserlösliche und Gesamtgehalte (S4, S7, AAS) ermittelt.

Zur Einordnung der mobilen Anteile werden die Prüfwerte für den Übergang vom Boden ins Grundwasser, im Speziellen für den Übergangsbereich von der ungesättigten zur wasserge-

sättigten Zone nach BBodSchV (1999), herangezogen. Auch wenn sich der betreffende Horizont aktuell oberhalb der wassergesättigten Zone bzw. des Grundwasserspiegels befindet, kann es durch eine veränderte Wasserdynamik im Rahmen einer Revitalisierung alter Flussläufe bzw. der Anlage neuer Gerinne zu Mobilisierungseffekten kommen. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu beachten, dass mit dem Sprung in den pH-Werten und Bodenarten an der Grenze Auenlehm/Kieskörper (Substratwechsel) eine starke Veränderung der Mobilisierungspotentiale einhergeht. In den kiesigen Grundwasserleitern treten daher häufig die niedrigsten Gesamtgehalte und zugleich die höchsten mobilisierbaren Anteile auf.

Die Wertspannen sowie relevanten Vorsorge und Prüfwerte nach BBodSchV sind zusammenfassend in Tabelle 1 dargestellt.

5.1 Blei (Pb)

Es wurden Gesamtgehalte zwischen 8,6 und 177,7 mg kg⁻¹ (P48) gemessen, wobei ein Großteil der Werte im Bereich zwischen 10 und 40 mg kg⁻¹ liegt. Erhöhte Werte (> 40 mg kg⁻¹) treten in fast allen Profilen in den Oberböden auf, was vermutlich durch die Affinität zum Element Schwefel begründet ist, das ein wichtiger Bestandteil der organischen Substanz ist. Der Vorsorgewert von 70 mg kg⁻¹ für lehmig-schluffige Böden wird in den Oberböden der Profile 31, 34, 45, 47, 48, 49, 51, 52, 57 und 58 überschritten (und in P26, P40, P53 und P64 jeweils nur knapp unterschritten). Für jene Horizonte, die pH-Werte < 5 aufweisen, ist nach BBodSchV sogar ein Vorsorgewert von 40 mg kg⁻¹ anzusetzen. P31 und P48 weisen auffällig hohe Werte von 140 – 200 mg kg⁻¹ auf und sind als sehr stark belastet zu bezeichnen. Der Maßnahmenwert für Grünland von 1.200 mg kg⁻¹ wird jedoch in keinem Profil bzw. Horizont erreicht. Nach Scheffer & Schachtschabel (2002) weisen unbelastete Böden Bleigehalte < 60 mg kg⁻¹ auf. Demnach sind die Oberböden der meisten untersuchten Profile als belastet zu bezeichnen. Dies entspricht dem Ergebnis der genannten Vorarbeiten (Institut für Geographie 2011, 2013, Krüger et al. 1999), in denen in vielen Fällen Pb-Gehalte von > 100 mg kg⁻¹, teilweise bis > 300 mg kg⁻¹ ermittelt wurden.

An der Vereinigten Mulde wurden im Rahmen des Auenmessprogramms des Freistaats Sachsen (Kardel & Rank 2008) mittlere Pb-Gehalte in Oberböden von 234 mg kg⁻¹ ermittelt, bei einem Maximalwert von 1.400 mg kg⁻¹. Für die Unterböden lagen die Gehalte in der gleichen Größenordnung, die Mediane lagen bei 170 mg kg⁻¹ (Oberboden) bzw. 200 mg kg⁻¹ (Unterboden). Vor diesem regionalen Hintergrund sind die im Untersuchungsgebiet ermittelten Werte als vergleichsweise gering einzustufen.

Die wasserlöslichen Anteile liegen zwischen 0,0 und 18 µg l⁻¹ (LL-P17). Auffällig hohe Werte treten dabei in den Plots P7 (8,9 µg l⁻¹), P31 (11,6 µg l⁻¹), P46 (8,6 µg l⁻¹), P51 (9,4 µg l⁻¹) und P58 (7,5 µg l⁻¹) auf. In den meisten untersuchten Horizonten lagen die Werte jedoch zwischen 1 und 2 µg l⁻¹ oder sogar darunter. Als Prüfwert für den Übergang vom Boden ins Grundwasser gilt ein Wert von 25 µg l⁻¹. Dieser Wert wird in keinem der untersuchten Horizonte erreicht bzw. überschritten.

5.2 Cadmium (Cd)

Es wurden Gesamtgehalte zwischen 0,1 und 2,8 mg kg⁻¹ (P23) ermittelt, wobei bei vielen Werten aus messtechnischen Gründen große Unsicherheiten bestehen. Der Großteil der Werte liegt zwischen 0,5 und 1,5 mg kg⁻¹ und damit im Bereich bzw. über den Vorsorgewerten für die Bodenart Lehm/Schluff von 1 mg kg⁻¹ bzw. 0,4 mg kg⁻¹ (bei pH < 6). Der Maßnahmenwert von 20 mg kg⁻¹ wird jedoch in keinem Fall erreicht. Nach Scheffer & Schachtschabel (2002) weisen unbelastete Böden Cadmiumgehalte < 0,5 mg kg⁻¹ auf, sodass ein erheblicher Teil der untersuchten Profile als belastet zu bezeichnen ist. In den genannten Vorarbeiten (Institut für Geographie 2011, 2013, Krüger et al. 1999) wurden Cd-Konzentrationen in Oberböden von in der Regel < 1 mg kg⁻¹ gemessen.

An der Vereinigten Mulde wurden im Rahmen des Auenmessprogramms des Freistaats Sachsen (Kardel & Rank 2008) mittlere Cd-Gehalte in Oberböden von 3,3 mg kg⁻¹ ermittelt, bei einem Maximalwert von 33 mg kg⁻¹. Für die Unterböden lagen die Gehalte in der gleichen Größenordnung, die Mediane lagen bei 1,7 mg kg⁻¹ (Oberboden) bzw. 1,9 mg kg⁻¹ (Unterboden). Vor diesem regionalen Hintergrund sind die im Untersuchungsgebiet ermittelten Werte als regional typisch einzustufen.

Die mobilen Anteile liegen zwischen 0,016 und 21,3 µg l⁻¹ (P38). Die höchsten Werte treten dabei im grundwassernahen Unterboden auf. Als Prüfwert für den Übergang vom Boden ins Grundwasser gilt ein Wert von 5 µg l⁻¹. Damit wird der Prüfwert an den Plots 19, 22, 38 überschritten und an den Plots 23 und 26 nur geringfügig unterschritten, wobei der Plot 38 einen auffällig hohen Einzelwert im Unterboden aufweist.

5.3 Nickel (Ni)

Es wurden Gesamtgehalte zwischen 14,1 und 124 mg kg⁻¹ (P51) ermittelt, wobei ein Großteil der Werte im Bereich zwischen 20 und 80 mg kg⁻¹ liegt. Die Vorsorgewerte für die Bodenart Lehm/Schluff von 50 mg kg⁻¹ bzw. 15 mg kg⁻¹ (bei pH < 6) werden damit in fast allen Profilen überschritten. Der Maßnahmenwert von 1.900 mg kg⁻¹ wird jedoch in keinem Fall erreicht. Nach Scheffer & Schachtschabel (2002) weisen unbelastete Böden Nickelgehalte zwischen 5 und 50 mg kg⁻¹ auf, sodass ein erheblicher Teil der untersuchten Profile als belastet zu bezeichnen ist. Dies entspricht dem Ergebnis der genannten Vorarbeiten (Institut für Geographie 2011, 2013, Krüger et al. 1999), in denen im Untersuchungsgebiet Ni-Gehalte zwischen 50 und 135 mg kg⁻¹ ermittelt wurden. Für Nickel liegen keine Vergleichswerte aus dem Auenmessprogramm von der Mulde vor.

Die mobilen Ni-Anteile liegen zwischen 1,0 und 1290 µg l⁻¹ (P38). Die höchsten Werte treten dabei in der Regel im Unterboden auf. Als Prüfwert für den Übergang vom Boden ins Grundwasser gilt ein Wert von 50 µg l⁻¹. Dieser wird in vielen der untersuchten Profile im Unterboden deutlich überschritten (P7, P19, P22, P23, P24, P26, P31, P32, P38, P40, P45). Auffällig ist dabei der große Unterschied bzw. Sprung zum darüber liegenden Horizont, der in ähnlicher Weise auch bei den mobilen Anteilen von Aluminium, Cadmium, Kobalt, Chrom, Kupfer und Zink zu verzeichnen ist und mit einer ebenso deutlichen Abnahme im pH-Wert im Zusammenhang steht. In den Oberböden liegen die Anteile hingegen in allen Profilen unter dem Prüfwert.

5.4 Kupfer (Cu)

Kupfer ist ein essentieller Pflanzenmikronährstoff (Spurenelement), kann jedoch in hohen Konzentrationen auch toxisch auf Pflanzen (und Tiere) wirken. Dies ist insbesondere in sauren Substraten ($\text{pH} < 5$) relevant, da in diesem Bereich die Löslichkeit bzw. Verfügbarkeit von Kupfer deutlich erhöht ist (Scheffer & Schachtschabel 2002: 336).

In den untersuchten Profilen wurden Cu-Gesamtgehalte zwischen 6,3 und 134,1 mg kg^{-1} (P57) ermittelt. Ein Großteil der Werte liegt dabei zwischen 10 und 50 mg kg^{-1} , wobei insbesondere in den Oberböden auch wesentlich höhere Werte auftreten. Der Vorsorgewert für die Bodenart Lehm/Schluff von 40 mg kg^{-1} wird dabei in den Oberböden der Profile 26, 31, 32, 34, 38, 40, 45, 46, 47, 48, 52, 53, 57 und 58 (leicht) überschritten. In den Profilen 51, 54 treten die Horizonte mit den höchsten Anteilen, die den Vorsorgewert überschreiten, hingegen im zentralen bzw. unteren Profiltail auf. Auffällig hohe Werte von $> 100 \text{ mg kg}^{-1}$ wurden für die Plots LL-P17 (Papitzer Lachen), P48 und P57 ermittelt. Der Maßnahmenwert von 1.300 mg kg^{-1} wird in keinem untersuchten Fall erreicht. Die Normalgehalte unbelasteter Böden liegen laut Scheffer & Schachtschabel (2002) zwischen 2 und 40 mg kg^{-1} , der Maximalwert entspricht also dem Grenzwert der BBodSchV.

An der Vereinigten Mulde wurden im Rahmen des Auenmessprogramms des Freistaats Sachsen (Kardel & Rank 2008) mittlere Cu-Gehalte in Oberböden von 57 mg kg^{-1} ermittelt, bei einem Maximalwert von 415 mg kg^{-1} . Für die Unterböden lagen die Gehalte in der gleichen Größenordnung, die Mediane lagen bei 35 mg kg^{-1} (Oberboden) bzw. 41 mg kg^{-1} (Unterboden). Vor diesem regionalen Hintergrund sind die im Untersuchungsgebiet ermittelten Werte als regional typisch einzustufen.

Die mobilen Anteile in den untersuchten Profilen liegen zwischen 0,74 und 320 $\mu\text{g l}^{-1}$. Als Prüfwert für den Übergang vom Boden ins Grundwasser gilt ein Wert von 50 $\mu\text{g l}^{-1}$. Dieser wird, ähnlich wie bei anderen hier aufgeführten Metallen, insbesondere in den Unterböden bei sehr niedrigen pH-Werten überschritten (P19, P23, P26, P32, P38, P45). In den Profilen P31, P32, P34, P45 und P46 sowie weiteren Plots in den Papitzer Lachen kommt es zudem zu einer Überschreitung des Prüfwertes im Oberboden.

5.5 Chrom (Cr)

Als einziges der hier dargestellten Elemente bzw. Metalle weist Chrom keinen direkten Zusammenhang zwischen erhöhter Mobilisierbarkeit und sinkendem pH-Wert auf. Chrom ist allgemein stark an verschiedene Fe-Oxide gebunden und wenig mobilisierbar.

In den untersuchten Profilen wurden Cr-Gesamtgehalte zwischen 13,4 und 550 mg kg^{-1} (P57) gemessen. Ein Großteil der Werte liegt dabei zwischen 50 und 120 mg kg^{-1} . Werte $> 120 \text{ mg kg}^{-1}$ treten insbesondere in den Oberböden auf, während die geringsten Gehalte in der Regel im Unterboden zu finden sind. Auffällig hohe Werte ($> 120 \text{ mg kg}^{-1}$) wurden in den Oberböden von P31, P34, P48 und P57 ermittelt. Der Vorsorgewert Lehm/Schluff von 60 mg kg^{-1} wird in allen untersuchten Profilen von mehreren Horizonten überschritten. Ein Maßnahmenwert ist in der BBodSchV für Chrom nicht definiert. Der Grenzwert der Klärschlammverordnung liegt bei 100 mg kg^{-1} und wird ebenfalls an zahlreichen Plots überschritten. Nach Scheffer & Schachtschabel (2002) weisen Böden in Deutschland meist Cr-Gehalte zwischen 5 und 100 mg kg^{-1} auf, unbelastete Flusssedimente ca. 60 mg kg^{-1} . In Voruntersuchungen (Institut für Geographie 2013) wurden ebenfalls hohe Chromkonzentrationen von bis zu 286

mg kg⁻¹ gemessen. Für Chrom liegen keine Vergleichswerte aus dem Auenmessprogramm von der Mulde vor.

Die mobilen Cr-Anteile liegen zwischen 0,11 und 50 µg l⁻¹ (P38). Als Prüfwert für den Übergang vom Boden ins Grundwasser gilt ein Wert von 50 µg l⁻¹, der lediglich in einer einzelnen Messung erreicht wurde. Aufgrund der geringen Mobilität stellen also die stellenweise hohen Cr-Gesamtgehalte kein Problem im Hinblick auf mögliche Mobilisierungseffekte durch eine veränderte Wasserdynamik dar.

5.6 Zink (Zn)

Zink ist wie Kupfer ein essentielles Spurenelement bzw. Pflanzenmikronährstoff, wirkt jedoch ebenso bei hohen Gehalten toxisch. Der Gesamthalt nicht belasteter Böden liegt in der Regel zwischen 10 und 80 mg kg⁻¹ (Scheffer & Schachtschabel 2002), wobei die Hintergrundgehalte für Geschiebelehme und Löss mit 50 bzw. 55 mg kg⁻¹ angegeben werden.

In den untersuchten Profilen wurden Zn-Gesamtgehalte zwischen 13,8 und 407,4 mg kg⁻¹ gemessen. Der Vorsorgewert für die Bodenart Lehm/Schluff von 150 mg kg⁻¹ bzw. 60 mg kg⁻¹ (bei pH < 6) wird dabei in einem Großteil der analysierten Profile und Horizonte erreicht bzw. überschritten. Insbesondere in den Oberböden bzw. obersten Horizonten treten in der Regel Gehalte > 100 mg kg⁻¹ auf, in einzelnen Profilen (31, 32, 34, 40, 45, 48, 57, 58) sogar > 200 mg kg⁻¹. Die BBodSchV sieht für Zink keinen Maßnahmenwert vor, der Grenzwert der Klärschlammverordnung liegt aktuell bei 4.000 mg kg⁻¹ (Bundesregierung 2017). In Voruntersuchungen (Krüger et al. 1999, Institut für Geographie 2011, 2013) wurden ebenfalls hohe Zinkgehalte in den Oberböden festgestellt, zum Teil sogar noch deutlich höhere Werte von bis zu 2.500 mg kg⁻¹ an der Weißen Elster. Insgesamt sind die anthropogenen Zn-Einträge deutlich erkennbar.

An der Vereinigten Mulde wurden im Rahmen des Auenmessprogramms des Freistaats Sachsen (Kardel & Rank 2008) mittlere Zn-Gehalte in Oberböden von 310 mg kg⁻¹ ermittelt, bei einem Maximalwert von 1.500 mg kg⁻¹. Für die Unterböden lagen die Gehalte in der gleichen Größenordnung, die Mediane lagen bei 230 mg kg⁻¹ (Oberboden) bzw. 260 mg kg⁻¹ (Unterboden). Vor diesem regionalen Hintergrund sind die im Untersuchungsgebiet ermittelten Werte als regional typisch einzustufen.

Die mobilen Zn-Anteile liegen zwischen 1,27 und 2560 µg l⁻¹ (P38), wobei analog zu den meisten anderen Metallen die höchsten Werte aufgrund der sehr niedrigen pH-Wert in den grundwassernahen Unterböden auftreten. Als Prüfwert für den Übergang vom Boden ins Grundwasser gilt ein Wert von 500 µg l⁻¹. Dieser wird an den Plots 7, 19, 22, 23, 26, 32 und 38 überschritten. Der Großteil der Werte liegt im Bereich zwischen 1 und 100 µg l⁻¹ und damit deutlich unterhalb des Prüfwertes.

5.7 Cobalt (Co)

Als essentielles Nährelement für Tiere und Menschen liegt Cobalt in Böden hauptsächlich in Assoziation mit Fe- und Mn-Oxiden vor und ist daher in oxidreichen Horizonten angereichert. Bei sinkenden pH-Werten nimmt die Adsorption jedoch ab und es kommt zu einer verstärkten Löslichkeit, insbesondere bei pH-Werten < 5.

In den untersuchten Böden treten Co-Gehalte zwischen 7,8 und 50,4 mg kg⁻¹ (P26) auf, wobei bei einem großen Teil der Werte erhebliche messtechnisch bedingte Unsicherheiten zu

verzeichnen sind. Ein Großteil der Werte liegt zwischen 15 und 40 mg kg⁻¹, wobei geringere Werte in der Regel im Unterboden zu verzeichnen sind. Prüf- und Maßnahmenwerte für Cobalt sind in der BBodSchV nicht definiert. Die Co-Gehalte von Böden liegen laut Scheffer & Schachtschabel in der Regel zwischen 1 und 40 mg kg⁻¹, häufig zwischen 5 und 15 mg kg⁻¹. Die in den untersuchten Profilen ermittelten Werte liegen in diesem Wertebereich. Für Cobalt liegen keine Vergleichswerte aus dem Auenmessprogramm von der Mulde vor.

Die mobilen Co-Anteile der untersuchten Horizonte liegen zwischen 0,07 und 860 µg l⁻¹ (P38). Als Prüfwert für den Übergang vom Boden ins Grundwasser gilt ein Wert von 50 µg l⁻¹. Dieser Wert wird, analog zu weiteren Metallen, in den untersuchten Profilen in den grundwasserbeeinflussten Horizonten mit sehr niedrigen pH-Werten überschritten (P7, P19, P22, P23, P26, P31, P32, P34, P38, P40, P45). In allen weiteren Horizonten mit höheren pH-Werten wird dieser Wert jedoch deutlich unterschritten.

Tab. 1: Gesamtgehalte und mobile Anteile der untersuchten Bodenprofile sowie Vorsorge und Prüfwerte nach BBodSchV

Element	ermittelter Konzentrationsbereich (Gesamtgehalt)	Vorsorgewert nach BBodSchV für die Bodenart Lehm/Schluff	Maßnahmenwert nach BBodSchV	Ermittelter Konzentrationsbereich (mobile Anteile)	Prüfwert für den Übergang Boden – Grundwasser nach BBodSchV
Blei (Pb)	8,6 – 177,7 mg kg ⁻¹	70 mg kg ⁻¹ bzw. 40 mg kg ⁻¹ (ph<5)	1200 mg kg ⁻¹	0,0 - 18 µg l ⁻¹	25 µg l ⁻¹
Cadmium (Cd)	0,1 - 2,8 mg kg ⁻¹	1 mg kg ⁻¹ bzw. 0,4 mg kg ⁻¹ (ph<6)	20 mg kg ⁻¹	0,016 - 21,3 µg l ⁻¹	5 µg l ⁻¹
Nickel (Ni)	14,1 - 124 mg kg ⁻¹	50 mg kg ⁻¹ bzw. 15 mg kg ⁻¹ (pH < 6)	1 900 mg kg ⁻¹	1,0 - 1685 µg l ⁻¹	50 µg l ⁻¹
Kupfer (Cu)	6,3 - 134,1 mg kg ⁻¹	40 mg kg ⁻¹	1 300 mg kg ⁻¹	0,74 - 320 µg l ⁻¹	50 µg l ⁻¹
Chrom (Cr)	13,4 - 550 mg kg ⁻¹	60 mg kg ⁻¹	–	0,11 - 50 µg l ⁻¹	50 µg l ⁻¹
Zink (Zn)	13,8 - 407,4 mg kg ⁻¹	150 mg kg ⁻¹ bzw. 60 mg kg ⁻¹ (pH < 6)	–	1,27 – 2 560 µg l ⁻¹	500 µg l ⁻¹
Cobalt (Co)	7,8 - 50,4 mg kg ⁻¹	–	–	0,07 - 860 µg l ⁻¹	50 µg l ⁻¹

Es lässt sich allgemein festhalten, dass die Gesamtgehalte an Spurenelementen bzw. Schwermetallen in den tonreichen Oberböden am höchsten sind, wohingegen die mobilen Anteile pH-bedingt in den grundwasserbeeinflussten Unterböden auftreten. Dieser Zusammenhang wird in Abb. 3 am Beispiel des Plots 23 verdeutlicht.

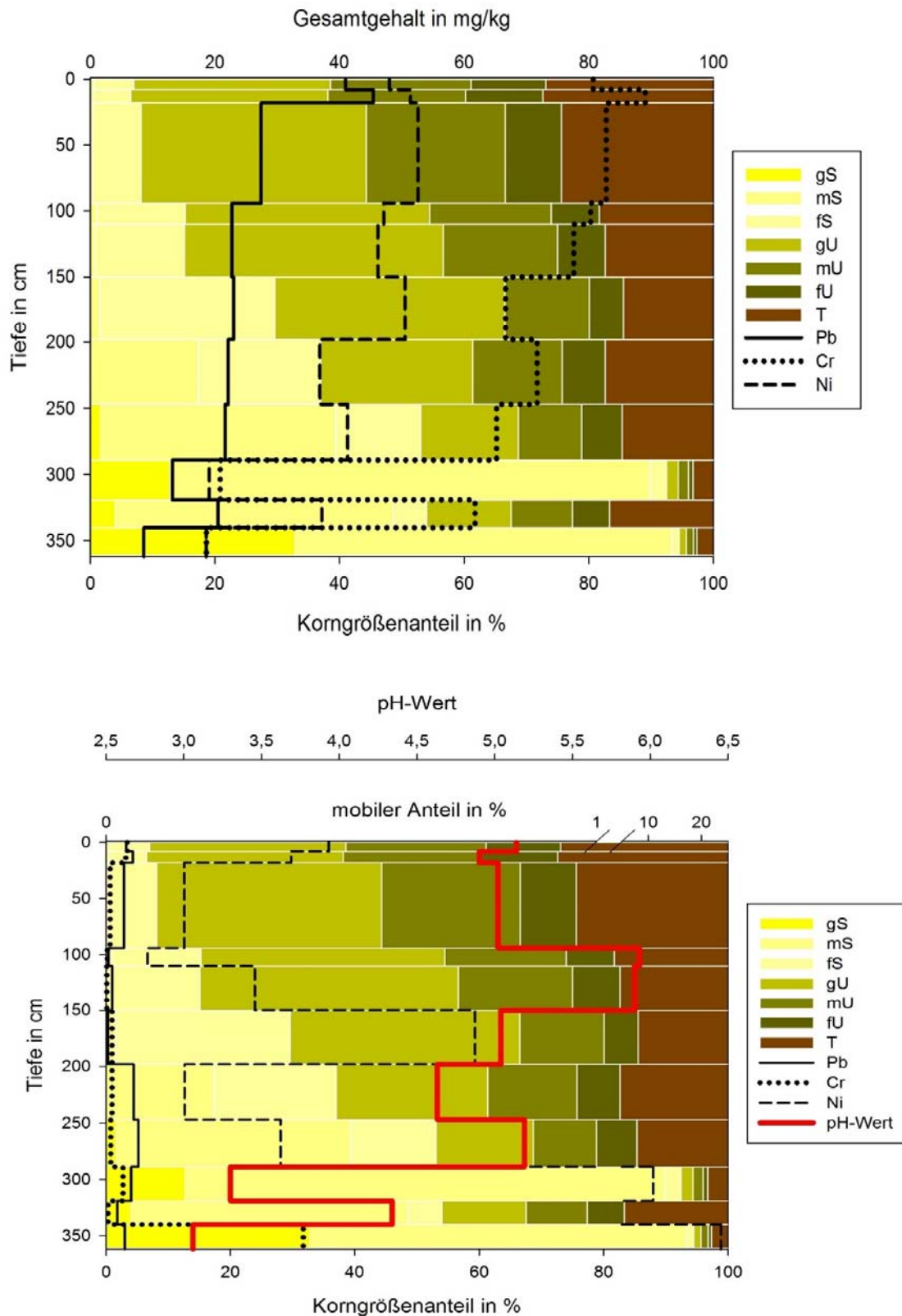


Abb. 3: Gesamtgehalte sowie mobile Anteile der Elemente Blei (Pb), Chrom (Cr) und Nickel (Ni) an Plot 23 (Tiefenstufen orientiert an Horizontgrenzen)
 Quelle: Herkelrath et al. (2015)

6 Zusammenfassende ökologische Einordnung der Ergebnisse und Standorte

Die Standorte im Untersuchungsgebiet sind durch eine mehr oder weniger mächtige Auenlehmdecke charakterisiert, die pleistozäne Schotterkörper überlagert. Die Auenlehmdecke ist in der Regel ca. 2 bis 3 m mächtig und durch schluffig-lehmige Bodenarten charakterisiert, wobei in Teilbereichen auch tonige Bodenarten dominieren. Die Wasserspeicherkapazitäten der in den Auenlehmen entwickelten Böden (Auengleye und Vegen) sind daher gut bis sehr gut, wobei ein erheblicher Teil dieses Wassers nicht pflanzenverfügbar ist. Im Mittel stehen zu Beginn der Vegetationsperiode jedoch 130 bis 140 l m⁻³ Boden zur Verfügung. Die Kraut- und Strauchschicht der Vegetation können sich somit ausreichend mit Wasser versorgen, mit einer nennenswerten Nachlieferung aus dem Grundwasser ist aufgrund des mittleren Grundwasserflurabstandes und der häufig gespannten Grundwasserverhältnisse nicht zu rechnen. Dies gilt jedoch nicht für die Baumschicht, die mit ihren tiefreichenden Wurzeln in den Bereich des Grundwassers vordringen kann.

Bodenchemisch sind die untersuchten Plots als mäßig bis stark versauert zu bezeichnen, in vielen Fällen werden pH-Werte zwischen 4 und 5 erreicht, in den grundwasserbeeinflussten Unterbodenhorizonten sogar bis zu 3. Die C_{org}- bzw. Humusgehalte sind als vergleichsweise hoch zu bezeichnen. Die ebenfalls hohen Gesamtgehalte an Makro- und Mikronährstoffen sind aufgrund der häufig sauren Verhältnisse jedoch nur eingeschränkt pflanzenverfügbar. Problematisch erscheinen zudem die an vielen Plots festgestellten hohen Gehalte an Schwermetallen, die aufgrund der zum Teil sehr niedrigen pH-Werte mobil werden können. Da dies jedoch insbesondere die stark versauerten Unterbodenhorizonte betrifft, ist mit einer toxischen Wirkung auf die Kraut- und Strauchschicht nicht zu rechnen. Allgemein finden sich im Gebiet zudem hohe Schwefel-, Phosphor-, Eisen und Mangankonzentrationen in den Böden, die hauptsächlich geogen bzw. bergbaulich bedingt sind.

Bodenphysikalisch und bodenchemisch ist das Untersuchungsgebiet als räumlich heterogen zu bezeichnen. So variieren sowohl die Auenlehmächtigkeit und -zusammensetzung, und damit die zentralen Parameter für die Wasserversorgung der Vegetation, als auch die Schadstoffverteilung aufgrund anthropogener Einflussfaktoren erheblich. Räumliche Muster konnten mit dem bestehenden Netz aus einzelnen (Bohr-)Punkten nicht erfasst werden. Einzelne Plots sind jedoch als auffällig zu bezeichnen. Bodenphysikalisch gehören dazu die Plots P6 (Auenlehmdecke ist nicht vorhanden), P34 (sehr sandig) sowie die Plots P51 bis P58 bzw. jene im Bereich der Papitzer Lachen (sehr tonig). Bodenchemisch weisen die Plots P6, P51 (stark versauerte Oberböden), P45 und P46 (sehr niedrige C_{org}-Gehalte und C/N-Verhältnisse), P31 (Bleigehalt), P48 (Blei- und Kupfergehalte), P38 (mobiles Cadmium und Cobalt), P26 (Cobaltgehalt, mobiles Nickel) sowie P57 (Kupfer- und Chromgehalt) Auffälligkeiten auf.

Die hier vorgestellten Werte können als Anhaltspunkte für notwendige tiefergehende Untersuchungen im Rahmen von wasserbaulichen Maßnahmen dienen. Zugleich können sie zur Interpretationen von Vegetationsverhältnissen auf den Plots herangezogen werden, wobei der punktuelle Charakter der Daten erneut hervorzuheben ist.

Literaturverzeichnis

- Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe; Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Mit 103 Tabellen und 31 Listen. Unter Mitarbeit von H. Sponagel. 5., verbesserte und erweiterte Auflage. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele und Obermiller).
- Alschner, A. (2017): Untersuchung der kleinräumigen Variabilität des geochemischen Inventars im Rahmen einer bodenkundlichen und sedimentologischen Aufnahme in Abhängigkeit der Standortverhältnisse und Grundwasserdynamik im Gebiet der Elster-Luppe-Aue. Masterarbeit. Universität Leipzig, Leipzig. Institut für Geographie.
- Ballasus, H. (2016): Die Nordwestliche Leipziger Aue – eine Standortanalyse unter pedobotanischen Aspekten. Bachelorarbeit. Universität Leipzig, Leipzig. Institut für Geographie.
- Bundesregierung (2017): Verordnung über die Verwertung von Klärschlamm, Klärschlammgemisch und Klärschlammkompost. Klärschlammverordnung - AbfKlärV, vom 27.09.2017.
- Czarnowsky, V. (2013): Die Papitzer Lachen – eine Standortanalyse unter pedobotanischen Aspekten. Bachelorarbeit. Universität Leipzig, Leipzig. Institut für Geographie.
- Drößler, J. (2012): Sedimentaufbau und Grundwasserstände in einem Teilbereich des geplanten Projektes: „Wiedervernässung der Elster-Luppe- Aue“ (Nördlicher Leipziger Auenwald). Bachelorarbeit. Universität Leipzig, Leipzig. Institut für Geographie.
- Eissmann, L. (1975): Das Quartär der Leipziger Tieflandbucht und angrenzender Gebiete um Saale und Elbe. Text- und Anlagenteil (Schriftenreihe für geologische Wissenschaften, 2).
- Eissmann, L. (1997): Das quartäre Eiszeitalter in Sachsen und Nordostthüringen. Altenburger naturwissenschaftliche Forschungen (8).
- Eissmann, L. & Tinapp, Ch. (2005): Zur Flussentwicklung des Leipziger Raums während des Quartärs unter besonderer Berücksichtigung der jüngeren Zeit. In: Stadt Leipzig (Hrsg.): 4. Leipziger Auensymposium. Der Leipziger Auwald und das Wasser: 5-9.
- Fiddrich, L. (2017): Schwermetallanalytik im Gewässer- und Sohlensedimentkörper des Fließgewässers Alte Luppe im Rahmen des Projekts „Lebendige Luppe“. Bachelorarbeit. Universität Leipzig, Leipzig. Institut für Geographie.
- Fuhrmann, R. (1999a): Die Entwicklungsgeschichte postsaaleglazial entstandener Talabschnitte der Weißen Elster und Mulde und die stratigraphische Gliederung des jüngeren Quartärs. In: Altenbg. naturwiss. Forschungen (11): 43-63.
- Fuhrmann, R. (1999b): Klimaschwankungen im Holozän nach Befunden aus Fluß- und Bachablagerungen Nordwestsachsens und angrenzender Gebiete. In: Altenbg. naturwiss. Forschungen (11): 3-41.
- Fuhrmann, R. (2005): Klimaschwankungen im Holozän nach Befunden aus Talsedimenten Mitteldeutschlands. In: Mauritiana (Altenburg) 19 (2): 289-304.
- Haase, D. (1999): Beiträge zur Geoökosystemanalyse von Auenlandschaften – Säurestatus und Pufferfunktion der Waldböden in den Leipziger Flussauen. UFZ-Berichte 19/1999. Dissertation. Universität Leipzig, Leipzig. Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle.
- Haase, D., Schneider, B. & Neumeister, H. (2000a): Processes in fluviosols caused by artificial flooding in forest ecosystems. Consequences of human impact on floodplain wetlands in central Germany. In: Geoökodynamik 3-4: 185-198.
- Haase, D., Schneider, B. & Neumeister, H. (2000b): Stoffeintrag und Stoffdynamik künstlicher Flutungsgebiete in bewaldeten Auen - das Beispiel Weiße-Elster-Aue in Leipzig. In: Friese, K., Witter, B., Rode, M. & Miehlich, G. (Hg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Berlin, Heidelberg: Springer: 279-288.
- Haberstok, T. (2017): Die Nordwestliche Leipziger Aue – orientierende geobotanische Untersuchungen zur Nährstoffverfügbarkeit von Auenböden. Bachelorarbeit. Universität Leipzig, Leipzig. Institut für Geographie.

- Herkelrath, A., Krüger, A., Schneider, B. & Heinrich, J. (2015): Schwermetalle der Leipziger Auenböden und deren Mobilisierbarkeit im Fokus von Renaturierungsmaßnahmen. Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. München, 05.09.2015.
- Herntrich, M. (2013): Die Entwicklung und Beschaffenheit des Hundewassers im Schlosspark Lützschena. Mögliche Zukunftsaussichten für das Hundewasser. Bachelorarbeit. Universität Leipzig, Institut für Geographie, Leipzig.
- Holzheu, M. (2014): Boden- und Vegetationsveränderungen in Folge veränderter äolischer Deposition von Flugasche im Südraum Leipzig. Masterarbeit. Universität Leipzig, Institut für Geographie, Leipzig.
- Institut für Geographie (Hg.) (2011): Geochemische und sedimentologische Untersuchungen an Wässern und Sedimenten aus der Überflutung des Nördlichen Leipziger Auwaldes im Januar 2011 durch Öffnung des Nahle-Wehres. Abschlussbericht. Unter Mitarbeit von J. Heinrich, H. Bullmann, A. Krüger, D. Sattler, B. Schneider, J. Wesenberg. Universität Leipzig, Leipzig, unveröffentlicht.
- Institut für Geographie (Hrsg.) (2013): Geochemische Untersuchungen an Wässern und Sedimenten im Schlosspark Lützschena – Untersuchungen zur Gewässergüte im Bereich des „Hundewassers“. Abschlussbericht. Unter Mitarbeit von J. Heinrich, A. Krüger, B. Schneider, M. Lorenz, M. Herntrich, N. Giesswein. Universität Leipzig, Leipzig, unveröffentlicht.
- Kaniecki, M. (2016): Die Nordwestliche Leipziger Aue – eine Standortanalyse unter pedochemischen Aspekten. Bachelorarbeit. Universität Leipzig, Leipzig. Institut für Geographie.
- Kardel, K. & Rank, G. (2008): Auenmessprogramm des Freistaats Sachsen. Untersuchungen der Auenböden der Elbe und des Muldensystems auf Arsen und Schwermetalle. Hrsg. v. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Referat 45 Bodenkartierung/ Geochemie.
- Kemptner, C. (2014): Geochemische und sedimentologische Untersuchungen zur Überflutungsdynamik in der Nördlichen Leipziger Aue im Zuge des Sommerhochwassers 2013. Masterarbeit. Universität Leipzig, Leipzig. Institut für Geographie.
- Kertscher, C. (2013): Eine bodenphysikalisch-orientierte Standortanalyse in den Papitzer Lachen bei Leipzig. Bachelorarbeit. Universität Leipzig, Leipzig. Institut für Geographie.
- Krüger, A., Haase, D. & Neumeister, H. (1999): Schadstoffmobilisierung und Verteilung in den Leipziger Flußauen. Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie. Universität Leipzig, Institut für Geographie.
- Krüger, A. & Neumeister, H. (Hrsg.) (1999): Untersuchungen zur Mobilisierung von umweltrelevanten Stoffen aus einem überflutungsbeeinflussten Altlastenstandort der Weißen Elster. Aue-Methodische Fortschritte zur Beschreibung von Stoffumsatzprozessen in der Landschaft? Leipziger Geowissenschaften, Band 11: 61-83.
- Krüger, A. & Neumeister, H. (2000): Stoffdynamik in Flussauen – Charakterisierung der Stoffdynamik eines klärschlammbeeinflussten Feuchtbiotops im Überflutungsbereich der Weißen Elster. In: Friese, K., Witter, B., Rode, M. & Miehlich, G. (Hg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Berlin, Heidelberg: Springer: 257-269.
- Lorenz, M. (2012): Geoökologische Bewertung von Gewässern in der Leipziger Burgau anhand geochemischer Analysen ausgewählter Wasser- und Sedimentproben. Bachelorarbeit. Universität Leipzig, Leipzig. Institut für Geographie.
- Lorz, C. & Haase, D. (2004): Stoff- und Wasserhaushalt in Einzugsgebieten. Beiträge zur EU-Wasserrahmenrichtlinie und Fallbeispiele. Berlin, Heidelberg: Springer (Geowissenschaften + Umwelt). Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-18886-2>.
- Müller, A., Hanisch, C., Zerling, L., Lohse, M. & Walther, A. (1998): Schwermetalle im Gewässersystem der Weißen Elster. Natürliche und anthropogene Elementverteilung im Sediment, im Schwebstoff und in der gelösten Phase. Abhandlung der Sächsischen Akademie der Wissenschaft zu Leipzig – Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse 58 (6).
- Müller, A., Zerling, L. & Hanisch, Ch. (2003): Geogene Schwermetallgehalte in Auensedimenten und -böden des Einzugsgebietes der Saale. Ein Beitrag zur ökologischen Bewertung von Schwermetallbelastungen in Gewässersystemen. Abhandlung der Sächsischen Akademie der Wissenschaft zu Leipzig – Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse 59 (6).

- Nestler, C. (2013): „Lebendige Luppe“ - Bewertung des Projektes mithilfe chemischer Analysen von Grundwasser und Bodensubstrat. Universität Leipzig. Institut für Geographie.
- Neumeister, H. (1964): Beiträge zum Auelehmproblem des Pleiße- und Elstergebietetes. Leipzig (Wissenschaftliche Veröffentlichungen des Institutes für Länderkunde, Neue Folge 21/22).
- Neumeister, H., Haase, D. & Krüger, A. (1999): Schadstoffmobilisierung und Verteilung in den Leipziger Flußauen. Universität Leipzig, Institut für Geographie. Gutachten für die Stadt Leipzig, unveröffentlicht.
- Neumeister, H., Krüger, A. & Mikutta, R. (2002): Untersuchungen zu dem Einfluß des gelösten organischen Kohlenstoffes (DOC) in Sicker- und Grundwässern auf die Beschaffenheitsentwicklung mitteldeutscher Auen. Abschlussbericht. Universität Leipzig, Institut für Geographie. Leipzig.
- Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hg.) (2000): Bodenatlas des Freistaats Sachsen. Teil 3 - Bodenmessprogramm Bodenmessnetz Raster 4 km x 4 km. Materialien zum Bodenschutz. Unter Mitarbeit von G. Rank, W. Pälchen, K. Kardel & H. Weidensdörfer.
- Scheffer, P & Schachtschabel F. (Schachtschabel, P., Scheffer, F. & Blume, H.-P. (2002): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum, Akad. 15. Auflage, 593 S.
- Schneider, B. & Neumeister, H. (2000): Bindung und Mobilisierung von umweltrelevanten Stoffen in Überflutungssedimenten der Weißen Elster. In: Friese, K., Witter, B., Rode, M. & Miehlich, G. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Berlin, Heidelberg: Springer: 269-278.
- Scholz, M., Cierjacks, A., Kasperidus, H.D., Schulz-Zunkel, C., Rupp, H., Steinmann, A. & Krüger, F. (2012): Kohlenstoffvorrat in Flussauen. In: Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H.-D., Born, W. & Henle, K. (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124: 73-85.
- Staatliches Umweltfachamt Leipzig (2003): Leipziger Grundwasser – Quo vadis? Beschreibung der Grundwasserverhältnisse im Großraum Leipzig. Leipzig.
- Steiner, A. (2012): Bodenentwicklung und -verbreitung in einem Teilgebiet des nördlichen Leipziger Auwaldes. Bachelorarbeit. Universität Leipzig, Leipzig. Institut für Geographie.
- Tinapp, C. (2002): Geoarchäologische Untersuchungen zur holozänen Landschaftsentwicklung der südlichen Leipziger Tieflandsbucht . Trierer Geogr. Studien, 26.
- Tinapp, C., Heinrich, S., Herbig, C., Schneider, B., Stäuble, H., Miera, J. & Suchodoletz, H. von (2019): Holocene floodplain Evolution in a central European loess landscape – geoarchaeological investigations of the lower Pleiße valley in NW Saxony. E&G Quaternary Sci. J. (69): 1-11.
- Völlmer, J. (2013): Eine sedimentologische und bodenkundliche Aufnahme der Papitzer Lachen unter Berücksichtigung anthropogener und natürlicher Strukturen. Bachelorarbeit. Universität Leipzig, Leipzig. Institut für Geographie.
- Wiegandt, F. (2017): Bewertung der Schwermetallbelastung am Leipziger Burgauenbach durch Gewässer- und Sohlensedimentanalyse. Bachelorarbeit. Universität Leipzig, Leipzig. Institut für Geographie.
- Wimmer, R. (2011): Beschreibung der Bodenverhältnisse, Bodenverbreitung und Bodeneigenschaften an Standorten der geplanten Wasserläufe im Rahmen des Projektes „Wiedervernässung der Leipziger Auen“. Bachelorarbeit. Universität Leipzig, Leipzig. Institut für Geographie.

Elektronischer Anhang:

Anhang 2: Plot-Steckbriefe der Untersuchungsflächen im Verbundprojekt Lebendige Luppe
<https://www.ufz.de/index.php?de=49727>

Grundwasserbeschaffenheit in der Elster-Luppe-Aue

ANNA HERKELRATH-BLEYL, ANNETT KRÜGER, FABIAN KIRSTEN, RÜDIGER HARZER,
BIRGIT SCHNEIDER, JÜRGEN HEINRICH & MATHIAS SCHOLZ

1 Einleitung

Die Grundwasserbeschaffenheit wird von natürlichen und anthropogenen Faktoren beeinflusst (BMU 2008). Die stoffliche Zusammensetzung des Grundwassers hängt zum einen maßgeblich von der chemisch-petrografischen Gesteinsbeschaffenheit des Grundwasserleiters ab. Die Aufenthaltszeit des Grundwassers, die Löslichkeit der grundwasserführenden Gesteine bzw. Schichten sowie die Fähigkeit zum Ionenaustausch bedingen dabei die natürliche stoffliche Zusammensetzung des Grundwassers. Zum anderen wird die Grundwasserbeschaffenheit vom infiltrierenden Sickerwasser und dessen Stofffrachten aus den Grundwasserdeckschichten bestimmt (Mattheß 1994, Kunkel et al. 2004 oder Hölting & Coldewey 2013). Demzufolge unterscheidet sich die Beschaffenheit des Grundwassers in Deutschland regional erheblich (BMU 2008). Rein natürlich geprägtes Grundwasser ist in Deutschland jedoch bereits seit Jahrhunderten nicht mehr vorhanden (Kunkel et al. 2004, BMU 2008). Ackerbau, Bergbautätigkeiten, Deponien, Grundwasserentnahmen und Flusslaufregulierungen sind nur ein paar Beispiele anthropogener Einflüsse auf die natürliche stoffliche Beschaffenheit des Grundwassers. Anthropogene Einträge können punktuell/direkt, zum Beispiel durch Altlasten, oder diffus erfolgen, zum Beispiel durch Leckagen in der Abwasserkanalisation oder durch landwirtschaftliche Nutzung und Eintrag im Hochwasserfall (Regierungspräsidium Leipzig 2006, BMU 2008, Musloff et al. 2010).

Durch die urbane Lage des Leipziger Auwalds können Stofffrachten aus anthropogenen Quellen einen beachtlichen Anteil an der Grundwasserbeschaffenheit haben (Regierungspräsidium Leipzig 2006, Musloff et al. 2010). Die Fließrichtung des Hauptgrundwasserleiters im Leipziger Raum ist zur Elster-Luppe-Aue gerichtet (Regierungspräsidium Leipzig 2006). Somit strömen potenziell verunreinigte Grundwässer von den Talrändern unterirdisch in die Aue. Darüber hinaus kam es im Großraum Leipzig aufgrund der industriellen Entwicklung zu Ablagerungen von Industrieaschen und Hausbrand durch atmosphärische Deposition. Im Leipziger Auwald gibt es auch in situ Quellen, wie das Vorhandensein von Deponien, die unsachgemäße Entsorgung von Gebrauchsgegenständen und Gefahrenstoffen sowie ehemalige und rezente Einleitungen von häuslichen und industriellen Abwässern (Regierungspräsidium Leipzig 2006, BGMR Landschaftsarchitekten/Ecosystem Saxonia 2006). Weiterhin durchqueren Versorgungsleitungen und Abwasserleitungen den Leipziger Auwald (BGMR Landschaftsarchitekten/Ecosystem Saxonia 2006). Potenzielle Stoffeinträge aus der Landwirtschaft spielen ebenfalls eine Rolle. Nicht zuletzt ist die Leipziger Nordwestaue als Überschwemmungsgebiet durch Stoffeinträge aus dem Einzugsgebiet der Vorfluter geprägt, die wiederum zahlreiche Stofffrachten aus natürlichen und anthropogene Quellen mit sich führen (Heinrich et al. 2011).

Im Rahmen der naturwissenschaftlichen Begleitforschung des Projekts Lebendige Luppe wurde der Ist-Zustand des Grundwassers im Bereich der Elster-Luppe-Aue über einen längeren Zeitraum erfasst und beobachtet. Ziel der Untersuchungen war es, die Grundwasserbeschaffenheit anhand ausgewählter Parameter zu typisieren und geoökologisch einzuordnen, sowie räumliche Unterschiede anhand der ausgewählten Plots festzustellen.

- Welchem Grundwassertyp lassen sich die Grundwasserproben im Untersuchungsgebiet zuordnen?
- Gibt es auffällig hohe Lösungsfrachten in der stofflichen Beschaffenheit, die für einen anthropogenen Eintrag sprechen?
- Lassen sich erhöhte Kontaminierungen im Grundwasser feststellen?
- Wie stark variiert die stoffliche Zusammensetzung der Grundwasserproben auf den einzelnen Plots und lässt sich eine mögliche räumliche Variabilität begründen?

2 Material und Methoden

Die stoffliche Beschaffenheit des Grundwassers kann anhand einer Vielzahl von Messgrößen charakterisiert werden. Hinsichtlich der genannten Fragestellungen und der logistischen Möglichkeiten ist aus einem weiten Spektrum an Grundwasserparametern eine Auswahl zu treffen. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen bezieht sich die Laboranalytik der entnommenen Grundwasserproben fast ausschließlich auf den Bereich der Anorganik. Im Zeitraum von 2014 bis 2018 wurden an 37 Messstellen in regelmäßigen zeitlichen Intervallen (monatlich und halbjährlich) insgesamt 795 Grundwasserproben entnommen und untersucht. Die Entnahme der Proben erfolgte auf den bereits eingerichteten Grundwassermessstellen innerhalb der Plots. Sie sind stationär mit Kunststoffrohren aus High Density Polyethylen (HDPE) instrumentiert und erreichen jeweils die Tiefe des Hauptgrundwasserleiters. Die HDPE-Rohre sind dort geschlitzt (2 mm), so dass das anstehende Grundwasser ohne grobes Sediment in die Rohre gelangt. Mithilfe einer Schlauchquetschpumpe wird das Grundwasser bei den Probenkampagnen nach oben befördert und durchfließt dort eine Grundwassermesszelle, in der im Durchfluss physikochemische Parameter gemessen werden. Zeigen diese Parameter, insbesondere die elektrische Leitfähigkeit, stabile Messwerte an, wird zum einen die Probe für die Schwermetallanalytik vor Ort filtriert (0,45 µm), in Behälter überführt und sofort angesäuert. Zum anderen werden die Proben für die Analyse der Hauptionen sowie der anorganischen Stickstoff- und Kohlenstoffverbindungen abgefüllt. Die Proben werden gekühlt transportiert und nach entsprechender Probenvorbereitung im Labor gemessen (siehe auch Seele-Dilbat et al. in dieser Veröffentlichung).

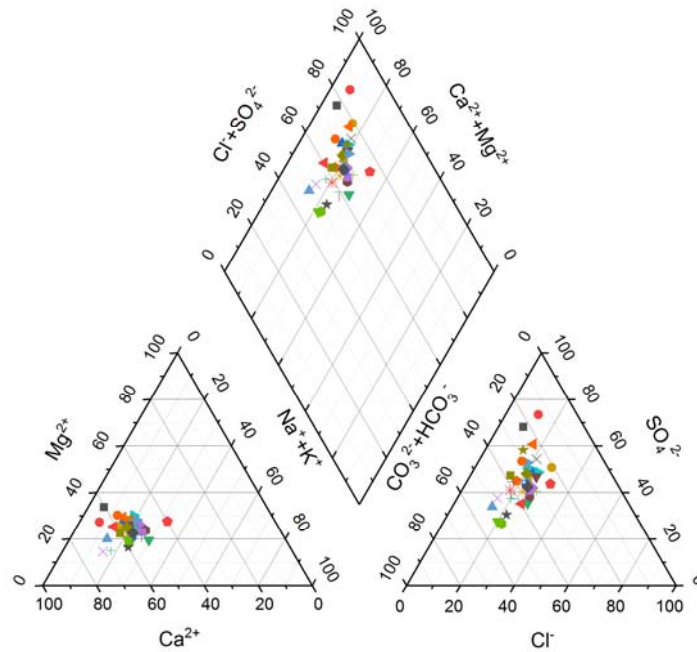
Für jeden einzelnen Plot wurden 30 Grundwasserparameter erfasst (Seele-Dilbat et al. in dieser Veröffentlichung). Der Gesamtdatensatz wurde nach Hölting & Coldewey (2013) auf Plausibilität geprüft und bereinigt. Die Grundwassertypisierung zur allgemeinen Charakterisierung der Grundwasserbeschaffenheit erfolgt in einem Piper-Diagramm nach Furtak & Langguth (1967). Des Weiteren wird der Gesamtdatensatz mittels deskriptiver statistischer Verfahren grafisch und tabellarisch dargestellt und anhand üblicher Grenzwerte eingeordnet. Diese Einordnung richtet sich, soweit vorhanden, nach den Besorgnis- und Dringlichkeitswerten des LfULG (2019). Dabei wird zwischen dem ökotoxikologischen und gesundheitlich/sensorischen Besorgniswert unterschieden, wobei ersterer in der Regel dem Geringfügigkeitsschwellenwert nach LAWA (2016) entspricht. Ausgenommen sind die Einzelsubstanzen Chlorid und Sulfat, für die der ökotoxikologische Besorgniswert des LfULG (2019) unter dem Geringfügigkeitsschwellenwert der LAWA (2016) liegt, während der gesundheitlich/sensorische Besorgniswert dem Geringfügigkeitsschwellen der LAWA (2016) entspricht. Des Weiteren werden die durchgeführten Analysen mit Hintergrundwerten der Ad-hoc-Kleingruppe „Hydrochemische Hintergrundwerte der Grundwässer“ des Ständigen Ausschusses

der „Grundwasser und Wasserversorgung“ der LAWA und der Ad-hoc-AG Hydrogeologie des Bund-Länder-Ausschuss Bodenforschung (Bla-Geo) sowie mit Hintergrundwerten der glazialen Lockersedimente nach Kunkel et al. (2004) verglichen.

Als durchschnittlicher Messwert wird zum Vergleich der Median gewählt, da dieser für nicht normalverteilte Datensätze als statistische Kenngröße besser geeignet ist, als der Mittelwert (Kölle 2003). Außerdem wird für die Interpretation der Ergebnisse das vom Regierungspräsidium Leipzig (2006) veröffentlichte Sondermessnetz „Großraum Leipzig“ der Jahre 1994 bis 2004 des damaligen Staatlichen Umweltfachamtes Leipzig herangezogen.

3 Ergebnisse

Anhand eines Piper-Diagramms, dessen Darstellung auf den prozentualen Äquivalenzkonzentrationen der Hauptionen basiert, können die Plots definierten Grundwassertypen zugeordnet werden (Abb.1).



	Ca ²⁺ +Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl	
Normal erdalkalische Wässer				
a	überwiegend hydrogencarbonatisch	80-100	60-100	0-10
b	hydrogencarbonatisch-sulfatisch	80-100	40-60	0-10
c	überwiegend sulfatisch	80-100	0-40	0-10
Erdalkalische Wässer mit höherem Alkaligehalt				
d	überwiegend hydrogencarbonatisch	50-80	50-100	0-20
e	überwiegend sulfatisch (e1)	50-80	0-50	0-20
	überwiegend chloridisch (e2)	50-80	0-50	50-100
Alkalische Wässer				
f	überwiegend (hydrogen-)carbonatisch	0-50	50-100	0-50
g	überwiegend sulfatisch-chloridisch (g1)	0-50	0-50	50-100
	überwiegend chloridisch (g1)	0-50	0-20	70-100

Abb. 1: Typisierung der Grundwasserbeschaffenheit mittels Piper-Diagramm nach Furtak und Langguth

Meistens handelt es sich bei den Grundwasserproben im Untersuchungsgebiet um überwiegend sulfatisch oder sulfatisch-chloridisch geprägte Erdalkali-Wässer mit höherem Alkalianteil beziehungsweise normal erdalkalische Wässer. Nur einzelne Plots weisen einen verhältnismäßig geringeren Anteil an Sulfat und Chlorid auf, so dass sie als hydrogenkarbonatisch-sulfatisch bis überwiegend hydrogenkarbonatisch charakterisiert werden können. Alkalische Wässer lassen sich im Untersuchungsgebiet nicht nachweisen. Somit überwiegt der Anteil an Calcium und Magnesium gegenüber dem Anteil an Natrium und Kalium bei allen Grundwasserproben. Zudem lässt sich im Kationen-Dreieck erkennen, dass die Konzentrationsverhältnisse der Plots nur geringfügig streuen. Anders ist dies bei den Anionen, bei denen die prozentualen Äquivalenzkonzentrationen von Sulfat zwischen 26 % und 73 % und von Chlorid zwischen 9 % und 32 % schwanken. Dementsprechend ist die Verteilung der Plots im Anionendreieck etwas diverser.

Neben den Hauptanionen und -kationen wurden noch weitere Messgrößen für die Einordnung und Beurteilung der Grundwasserbeschaffenheit im Untersuchungsgebiet herangezogen. Die ermittelten Werte der untersuchten Parameter weisen eine beachtliche hydrochemische Variabilität auf.

In Tabelle 1 sind die wesentlichen statistischen Kenngrößen der analysierten Grundwasserproben zusammengefasst. Außerdem werden die Analyseergebnisse zur besseren Einordnung in Relation zu vorhandenen Grenz- und Hintergrundwerten gesetzt. Die angegebenen Maximalwerte treten jedoch meist nur einmalig auf. Der Median bildet als durchschnittlicher Messwert eine verlässliche Kenngröße bezüglich der regionalen und geoökologischen Einordnung der Ergebnisse (Tab 1).

3.1 Physikochemische Parameter

Die in situ gemessenen Feldparameter charakterisieren die Milieubedingungen der einzelnen Plots. Die elektrische Leitfähigkeit ist mit Werten zwischen 443 $\mu\text{s}/\text{cm}$ und 4116 $\mu\text{s}/\text{cm}$ recht divers, wobei verhältnismäßig niedrige Leitfähigkeiten nur vereinzelt auftreten. Lediglich 4 % der Messwerte sind kleiner 1.000 $\mu\text{s}/\text{cm}$. Etwa 88 % der gemessenen Leitfähigkeiten liegen zwischen 1.000 und 2.000 $\mu\text{s}/\text{cm}$. Diese Größenordnung überwiegt auch bei den Analyseergebnissen aus dem Sondermessnetz „Großraum Leipzig“. Weitere 8 % des Datensatzes weisen deutlich erhöhte Leitfähigkeiten von über 2000 $\mu\text{s}/\text{cm}$ auf.

Die pH-Werte liegen im Bereich zwischen 5,0 und 8,8 und damit im leicht sauren bis leicht basischen Bereich. Die durchschnittlich niedrigsten pH-Werte weisen mit einem Median von 5,5 und 5,9 die Messstellen P4 und P6 auf. Die durchschnittlich höchsten pH-Werte konnten an den Messstellen P45 mit 7,1 und P68 mit 7,2 nachgewiesen werden. Insgesamt liegen 90 % der Messwerte zwischen 6,0 und 8,0 und damit größtenteils in dem Milieu, das für den Großraum Leipzig nachgewiesen werden konnte (Regierungspräsidium Leipzig 2006).

Die Sauerstoffgehalte des Grundwassers im Untersuchungsgebiet zeigen mit Werten $< 1 \text{ mg/l}$ zumeist reduzierende Verhältnisse. Nur an zwei Messstellen wurden durchschnittliche Sauerstoffgehalte $> 1 \text{ mg/l}$ gemessen.

Die Grundwassertemperatur schwankt saisonal zwischen 7,0 und 16,3° C. Die Plots mit niedrigen Grundwasserflurabständen weisen dabei die größten Schwankungen zwischen den Sommer- und Wintermonaten auf. Die Temperaturen an jenen Messstellen, deren Grundwasserstand weiter entfernt von der Geländeoberkante ist, sind hingegen relativ stabil.

Tab. 1: Zusammenstellung wichtiger statistischer Kenngrößen aller Proben sowie relevanter Grenz- und Hintergrundwerte

Parameter	Einheit	n (gültig)	Median	Minimum	Maximum	Grenzwerte	Bezug ¹⁾	HGW _{Luftschadstoff} ⁵⁾	HGW _{regio} ⁶⁾
Cl ⁻	mg/l	795	81,4	8,8	464,7	94 / 250 / 2500	B-Wert _{gkator} / B-Wert _{gesundlich/sensorisch} / D-Wert ²⁾	87,0	108,0
SO ₄ ²⁻	mg/l	795	464,4	165,7	1855,0	675 / 240 / 2500	B-Wert _{gkator} / B-Wert _{gesundlich/sensorisch} / D-Wert ²⁾	189,0	644,0
NO ₃ ⁻	mg/l	793	0,3	<0,5	198,7	50,0	GrW ³⁾	0,9	
NO ₂ ⁻	mg/l	734	0,0	<0,02	2,2	0,5	GrW ³⁾	0,1	
NH ₄ ⁺	mg/l	794	0,6	<0,3	6,5	0,5	GrW ³⁾	0,1	0,9
PO ₄ ³⁻	mg/l	783	0,1	<0,1	97,0	0,5	GrW ³⁾	0,1	0,2
Ca ²⁺	mg/l	795	163,5	55,2	525,1			153,0	261,0
Mg ²⁺	mg/l	795	43,1	18,0	190,9			22,0	47,1
Na ⁺	mg/l	795	67,0	6,8	291,7			38,0	62,7
K ⁺	mg/l	795	3,6	0,3	30,3			4,0	11,8
Fe	mg/l	755	5,7	<0,03	54,1			8,0	19,5
Mn	mg/l	755	1,1	<0,01	41,3			1,4	1,1
Al	µg/l	738	32,0	1,0	3100,0			283,0	0,1
Cd	µg/l	738	0,0	<0,03	6,3	0,3 / 3 / 15	B-Wert _{gkator} / B-Wert _{gesundlich/sensorisch} / D-Wert ²⁾	0,3	1,5
Co	µg/l	728	0,9	0,0	46,0	2 / 10 / 100	B-Wert _{gkator} / B-Wert _{gesundlich/sensorisch} / D-Wert ²⁾	10,0	3,5
Cr	µg/l	743	0,4	<0,02	9,3	3,4 / 50 / 250	B-Wert _{gkator} / B-Wert _{gesundlich/sensorisch} / D-Wert ²⁾	2,3	4,0
Cu	µg/l	743	1,7	<0,2	28,0	5,4 / 50 / 2000	B-Wert _{gkator} / B-Wert _{gesundlich/sensorisch} / D-Wert ²⁾	10,0	4,0
Ni	µg/l	738	3,7	<0,03	200,0	7 / 20 / 100	B-Wert _{gkator} / B-Wert _{gesundlich/sensorisch} / D-Wert ²⁾	13,0	7,4
Pb	µg/l	740	0,3	<0,03	29,0	1,2 / 10 / 100	B-Wert _{gkator} / B-Wert _{gesundlich/sensorisch} / D-Wert ²⁾	4,3	1,5
Zn	µg/l	743	6,8	0,3	83,0	60 / 500 / 5000	B-Wert _{gkator} / B-Wert _{gesundlich/sensorisch} / D-Wert ²⁾	196,0	34,2
HCO ₃ ⁻	mg/l	761	225,1	30,2	544,4			351,0	366,0
DOC	mg/l	761	3,2	0,0	22,6			8,8	
TN	mg/l	762	1,1	0,0	52,0				
Temperatur	°C	794	10,5	7,0	16,3				
pH-Wert		767	6,6	5,0	8,8	6,0-8,5	Normbereich nach UBA ⁴⁾	6,8 - 8,2	7,7
elF	µs/cm	769	1331,0	443,0	4116,0			993,0	1370,0
Redoxspannung	mV	761	12,4	-114,1	101,4				
O ₂ -Gehalt	mg/l	786	0,2	0,1	5,7			0,2 - 6,0	

1) Die vorhandenen Grenzwerte beziehen sich auf unterschiedliche Quellen
 2) nach LAWA (2016) und LULG (2019) gelten folgende Werte: ökotoxikologischer Basiswert (B-Wert_{gkator}), gesundheitlich-sensorischer Basiswert (B-Wert_{gesundlich/sensorisch}), Dringlichkeitswert (D-Wert)
 3) Grenzwert nach Grundwasserordnung (2010)
 4) Umweltbundesamt (2004)
 5) Hintergrundwert der hydrologischen Bezugsinheit Sande und Kiesse des Norddeutschen Flachlandes nach Kunkel et al. (2004)
 6) regionaler Hintergrundwert der hydrologischen Bezugsinheit Mitteldeutsches Mittelfleisch nach BLA-Geo und LAWA (2015), bereitgestellt durch Web Map Service der BGR

Anm.: Beprobungszeitraum 2014 bis 2018, n = Anzahl der Proben

3.2 Hydrochemische Parameter

Zur weiteren Interpretation der Grundwasserbeschaffenheit werden hier nur ausgewählte Parameter herangezogen. Die Auswahl bezieht sich insbesondere auf Messgrößen, bei denen ein großer Einfluss durch anthropogene Quellen zu erwarten ist. Weiterhin lehnt sich die Auswahl der hydrochemischen Parameter an die Auswertung der Analysen aus dem Sondernetz „Großraum Leipzig“ an.

3.2.1 Sulfat

Nach LAWA (2016) beträgt der Geringfügigkeitsschwellenwert für Sulfat 250 mg/l. Dieser wird im gesamten Untersuchungsgebiet bis auf wenige Messwerte erreicht, beziehungsweise überschritten. Selbst Messstellen mit verhältnismäßig geringen Sulfatgehalten weisen im Durchschnitt 250 mg/l (Plot 45) beziehungsweise 280 mg/l (Plot 16) auf. Nur 3,4 % der analysierten Proben liegen unterhalb des Geringfügigkeitsschwellenwertes nach LAWA. Der aus allen Messstellen berechnete Median beträgt 464,4 mg/l. Der ökotoxikologische Besorgniswert (B-Wert_{ökotox}) von 675 mg/l wird in 15 % der Proben aller Messstellen überschritten. Im Untersuchungsgebiet wurde einmalig ein Maximalwert von 1.855 mg/l (Plot 24) gemessen. Mit einem Median von 1.082,5 mg/l wurden besonders hohe Sulfatgehalte am Standort P48 festgestellt. Auffällig hohe Konzentrationen an Sulfat zeigen weiterhin die Messstellen P24 (Median = 830 mg/l), P 37 (830,0 mg/l) und P41 (Median = 809,4 mg/l). An diesen Messstellen werden auch die regionaltypischen Hintergrundwerte für Sulfat weit überschritten. Auf der Karte in Abb. 2 sind die Verteilungen der Sulfatgehalte kategorisiert anhand der vorliegenden Grenz- und Hintergrundwerte dargestellt. Daraus ist zu erkennen, dass im östlichen Teil des Untersuchungsgebietes häufiger Messstellen mit höheren Sulfatkonzentrationen zu finden sind, wobei zugleich auch die Zahl der Plots in diesem Bereich am höchsten ist. Im westlich gelegenen Teil des Untersuchungsgebietes liegen die Messstellen mit höheren Sulfatgehalten nördlich der Neuen Luppe. Die Messstelle P48 mit den höchsten Sulfatkonzentrationen liegt nördlich des Stadtteils Böhlitz-Ehrenberg.

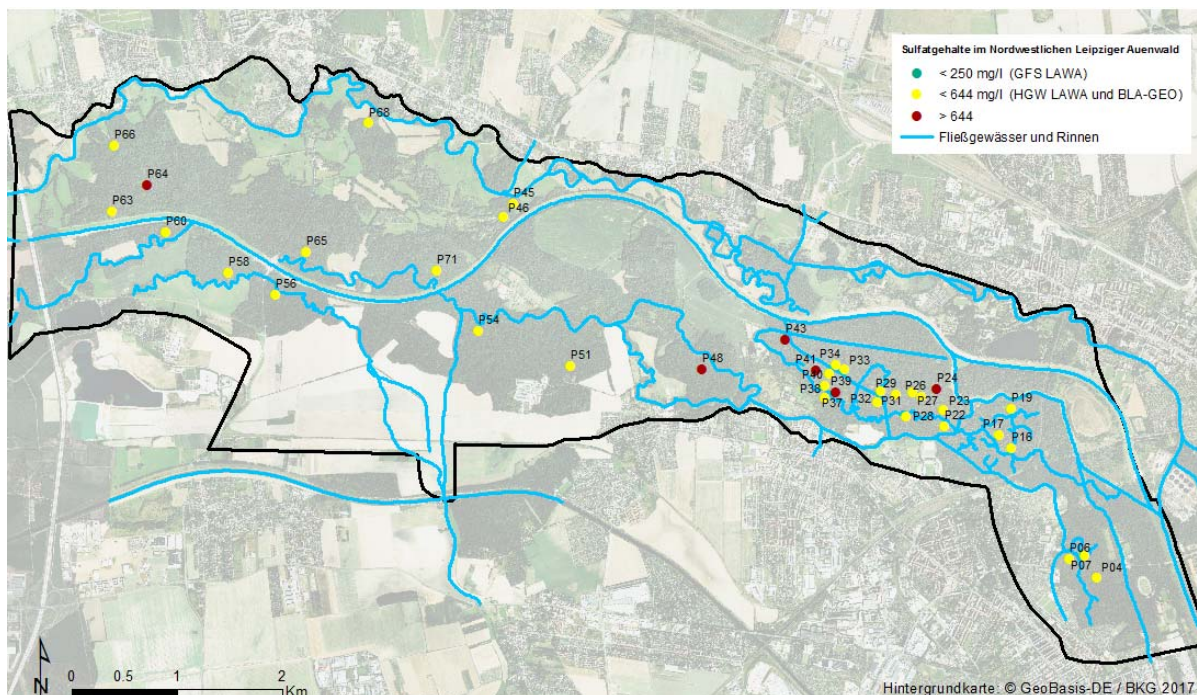


Abb. 2: Sulfatgehalte ausgewählter Grundwassermessstellen im Untersuchungsgebiet kategorisiert nach Geringfügigkeitsschwellenwert (LAWA 2016) und regionaler Hintergrundwert (BLA-GEO & LAWA 2015)

Kartenhintergrund: © GeoBasis-DE/BKG 2017, Darstellung IfG und UFZ

3.2.2 Chlorid

In den Grundwassermessstellen konnten Chloridkonzentrationen von 8,8 mg/l bis 464,7 mg/l nachgewiesen werden. Der Geringfügigkeitsschwellenwert nach LAWA ist mit 250 mg/l definiert und wird in den Grundwassermessstellen in Untersuchungsgebiet zum Großteil nicht erreicht. 97,5 % der Proben liegen unterhalb dieses Wertes. Hervorzuheben ist jedoch die Messstelle P48, die mit durchschnittlichen Chloridgehalten von 290 mg/l deutlich erhöhte Werte aufweist. Selbst der auf diesem Plot niedrigste gemessene Wert von 259 mg/l übersteigt den Geringfügigkeitsschwellenwert. Erhöhte Chloridgehalte finden sich auch auf den Plots P37 (Median = 165 mg/l) und P68 (Median = 150 mg/l), wobei auf Plot P37 der Geringfügigkeitsschwellenwert während des gesamten Beobachtungszeitraumes nur zweimal überschritten wird. In Bezug auf den vom LfULG (2019) angegebenen ökotoxikologischen Besorgniswert von 94 mg/l sind jedoch auch auf diesem Plot die Chloridgehalte zu hoch. Ebenso betrifft dies hinsichtlich der messstellenbezogenen Medianwerte die Plots P43 (Median = 94 mg/l), P51 (Median = 94 mg/l) und P63 (Median = 101 mg/l). Von 86 % aller analysierten Grundwasserproben im Untersuchungsgebiet wird allerdings auch der ökotoxikologische Besorgniswert nicht erreicht.

3.2.3 Stickstoff und seine anorganischen Verbindungen

Der gelöste Gesamtstickstoffgehalt des Grundwassers weist im nordwestlichen Leipziger Auwald einen Maximalwert von 52 mg/l auf. 95 % der Messwerte liegen jedoch unter 5 mg/l, davon knapp 50 % unter 1 mg/l, in einem Teil der Proben ließ sich Stickstoff nicht nachweisen. Dementsprechend beträgt der Median aus allen Proben nur 1,1 mg/l. An einzelnen Messstellen traten allerdings mitunter hohe Stickstoffwerte auf. Folglich sind hier auch die Nitratgehalte beziehungsweise, je nach Milieubedingungen, die Ammoniumgehalte erhöht. Die Messstellen P7 und P54 weisen einen durchschnittlichen Nitratwert von knapp 20 mg/l auf. Auffällig ist weiterhin die Messstelle P31, die mehrfach den Nitratgrenzwert der Grundwasserverordnung von 50 mg/l mit Maximalwerten von 90 bis 190 mg/l Nitrat überschreitet. Im Durchschnitt betrug der Nitratgehalt hier 9 mg/l. Hohe Ammoniumkonzentrationen finden sich an den Messstellen P48 (Median = 4,4 mg/l) und P68 (Median = 4,7 mg/l). An diesen Messstellen ließen sich negative Redoxpotentiale feststellen, weshalb Stickstoff hier in reduzierter Form vorlag.

3.2.4 Schwermetalle (ohne Eisen und Mangan)

Bezogen auf den Median aller entnommenen Grundwasserproben werden die einzelnen ökotoxikologischen Besorgniswerte der ausgewählten Schwermetalle nach LfULG (2019) und LAWA (2016) durchweg unterschritten. Dennoch treten auf einigen Plots erhöhte Werte auf, die auch die regionalen Hintergrundwerte weit übersteigen.

Bezüglich **Cadmium** wird in 85 % der Proben der ökotoxikologische Besorgniswert von 0,3 µg/l nicht erreicht. Aber die gemessene Maximalkonzentration erreicht 6,3 µg/l und übersteigt damit diesen Schwellenwert um mehr als das Zehnfache. Außerdem übertrifft dieser Maximalwert den gesundheitlich/sensorischen Besorgniswert des LfULG (2019), der mit 3 µg/l definiert ist. Der Dringlichkeitswert von 15 µg/l konnte allerdings in keiner Grundwasserprobe nachgewiesen werden. Die höchsten Cadmiumgehalte sind in der Grundwassermessstelle auf P6 gemessen worden. Hier liegt auch der messstellenbezogene Median mit

1,7 µg/l über dem ökotoxikologischen Besorgniswert nach LfULG (2019). Unweit davon entfernt befindet sich die Grundwassermessstelle P4, die mit einem messstellenbezogenen Median von 1,3 µg/l ebenfalls diesen Schwellenwert für Cadmium überschreitet.

Für **Cobalt** wird laut LfULG (2019) ein ökotoxikologischer Besorgniswert von 8,0 µg/l definiert, der in 83 % der Grundwasserproben nicht erreicht wurde. Auch hier sind erhöhte Werte auf einzelne Plots zurückzuführen, unter anderem auch die Plots P4 und P6. Die durchschnittlichen Werte auf diesen sowie auf Plot P22 überschreiten auch den gesundheitlich/sensorische Besorgniswert des LfULG (2019).

Die Gehalte an **Chrom** bleiben bis auf sieben Proben unterhalb des ökotoxikologischen Besorgniswertes von 3,4 µg/l. Dies entspricht einer Unterschreitung von 99 %, so dass hier von einer geringen Belastung gesprochen werden kann. Andere Grenzwerte nach LAWA (2016) oder LfULG (2019) werden nicht erreicht. Die **Kupferkonzentrationen** der analysierten Grundwasserproben liegen zu 86 % unterhalb des nach LfULG (2019) und LAWA (2016) definierten ökotoxikologischen Besorgniswertes von 5,4 µg/l, so dass an den einzelnen Messstellen die durchschnittlichen Gehalte an Kupfer meist unterhalb dieses Grenzwertes bleiben. Auf zwei Plots kommt es jedoch zu erhöhten Kupferkonzentrationen. Diese sind mit einem Median von 7,6 µg/l und 5,8 µg/l die Plots P31 und P4, wobei 28 µg/l das Maximum darstellt, einmalig nachgewiesen auf Plot P31. Der gesundheitliche/sensorische Besorgniswert wird damit nicht erreicht.

Im Gegensatz dazu sind die **Nickelkonzentrationen** im Untersuchungsgebiet deutlich erhöht. Der ökotoxikologische Besorgniswert von 7 µg/l wird in 41 % aller Grundwasserproben im Beobachtungszeitraum überschritten. Auf 16 Plots liegt auch der messstellenbezogene Median oberhalb dieses Grenzwertes, besonders hoch ist er mit einer durchschnittlichen Nickelkonzentration von 135 µg/l auf Plot P4. Auf diesem Plot wird damit auch der Dringlichkeitswert nach LfULG von 100 µg/l überschritten. Außerdem wird in 16 % aller analysierten Grundwasserproben der gesundheitliche/sensorische Besorgniswert von 20 µg/l nicht eingehalten. Auf der Karte in Abb. 3 ist die räumliche Verteilung der Nickelkonzentrationen dargestellt.

Die Analyseergebnisse für **Blei** weisen in 11 % der Fälle eine Überschreitung des ökotoxikologischen Besorgniswertes nach LfULG (2019) von 1,2 µg/l auf. Der Höchstwert, festgestellt auf Plot P39, beträgt 29 µg/l und liegt damit auch oberhalb des gesundheitlichen/sensorischen Besorgniswertes von 10 µg/l. Dieser wird auch auf Plot P4 einmalig überschritten. Bis auf diese beiden Einzelmesswerte wurde dieser Grenzwert ansonsten nicht überschritten.

Für **Zink** wurden auf den Plots P4 und P22 die höchsten Gehalte gemessen, wobei der ökotoxikologische Besorgniswert von 60 µg/l insgesamt in lediglich sieben Grundwasserproben dieser Messstellen überschritten wurde.

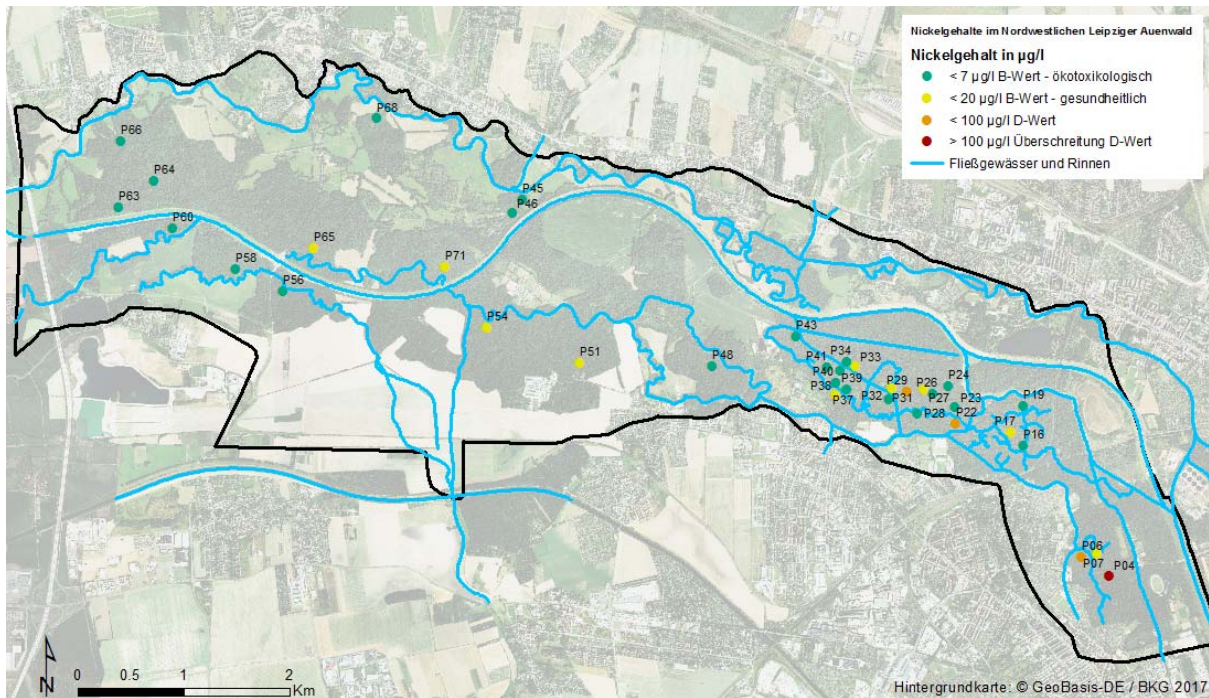


Abb. 3: Mittlere Nickelgehalte Grundwassermessstellen im Untersuchungsgebiet
Kartenhintergrund: © GeoBasis-DE/BKG 2017, Darstellung IfG und UFZ

3.2.5 Eisen und Mangan

Für die Elemente Eisen und Mangan haben die LAWA (2016) und das LfULG (2019) keine Besorgniswerte für das Grundwasser festgelegt. Der Median aus allen analysierten Grundwasserproben während des Beobachtungszeitraumes liegt für Eisen bei 5,7 mg/l. Das Regierungspräsidium Leipzig (2006) gibt einen Hintergrundwert für Eisen im Grundwasser von 3 mg/l an. Darauf bezogen sind die Eisengehalte im Untersuchungsgebiet im Durchschnitt erhöht. Verglichen mit dem Hintergrundwert von 8 mg/l für die Lockersedimente des Norddeutschen Tieflandes nach Kunkel et al. (2004) liegen etwa 62 % aller gemessenen Grundwasserproben während des Untersuchungszeitraums im Normbereich. Knapp die Hälfte der Analyseergebnisse weist Eisengehalte ≤ 5 mg/l auf. Damit sind einerseits auf einigen Plots im Projektgebiet die Konzentrationen an Eisen verhältnismäßig gering. Andererseits treten auf manchen Plots mit durchschnittlichen Werten von 21,0 mg/l bis 34,7 mg/l sehr hohe Eisengehalte auf. Diese übersteigen selbst den höher angesetzten regionalen Hintergrundwert von 19,5 µg/l nach BLA-GEO & LAWA (2015). Die höchste gemessene Konzentration weist mit 54,1 mg/l der Plot P48 auf. Der Karte in Abb. 4 ist die räumliche Verteilung der Eisengehalte zu entnehmen.

Laut Regierungspräsidium Leipzig (2006) sind Mangangehalte in Lockersedimenten von $\leq 0,3$ mg/l die Norm. Die Ergebnisse aus den Grundwasserproben innerhalb des Projektgebietes zeigen eine durchschnittliche Mangankonzentration von 1,1 mg/l und sind damit bezogen auf diesen Wert als erhöht einzustufen. Lediglich 10 % der analysierten Proben unterschreiten den genannten Normwert.

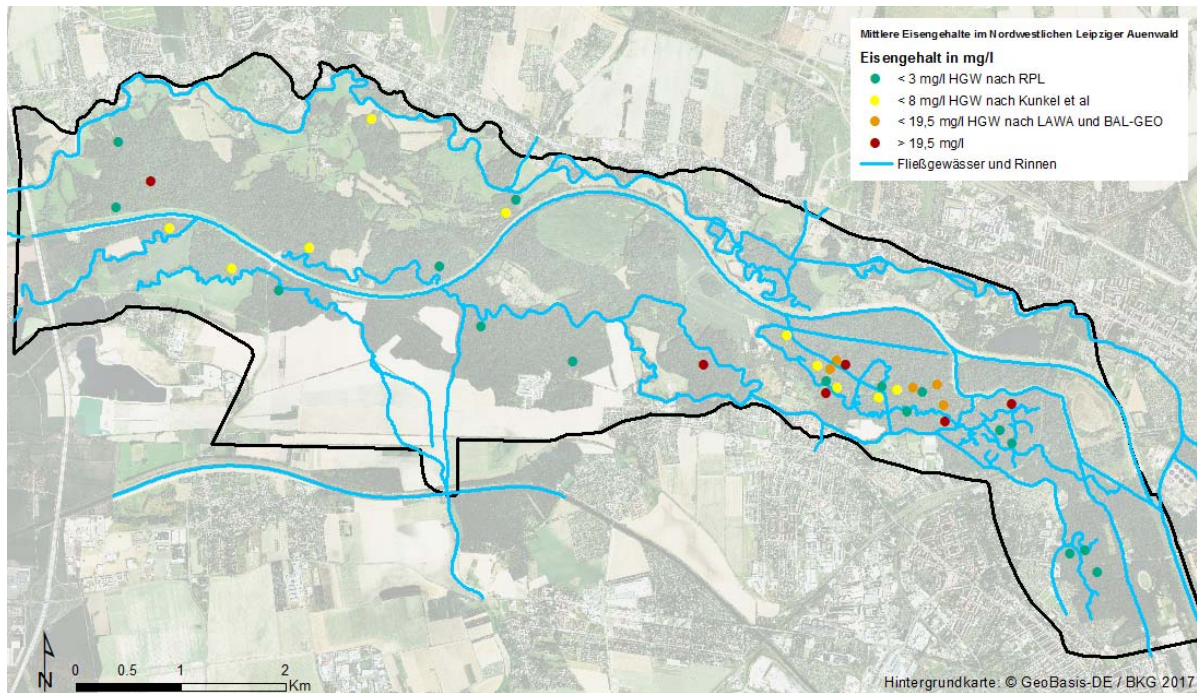


Abb. 4: Mittlere Eisengehalte im Untersuchungsgebiet
 Quelle: Kartenhintergrund: © GeoBasis-DE/BKG 2017, Darstellung IfG und UFZ

In Bezug auf den Hintergrundwert von 1,4 mg/l nach Kunkel et al. (2004) sowie 1,1 mg/l nach BLA-GEO & LAWA (2015) liegt die durchschnittlich gemessene Mangankonzentration von 1,1 mg/l jedoch genau in diesem Orientierungsbereich. Messstellenbezogen weichen die Ergebnisse einiger Plots allerdings auch von diesen Werten ab. Besonders hoch ist die Mangankonzentration auf Plot P6. Hier liegt der messstellenbezogene Median bei 23,3 mg/l. Die maximal gemessene Konzentration beträgt 41,3 mg/l Mangan. Des Weiteren weisen die Plots P22, P38 und P48 mit durchschnittlichen Gehalten von 3,1 mg/l bis 3,6 mg/l erhöhte Mangangehalte auf. Insgesamt können auf 16 Plots durchschnittlich höhere Mangangehalte als nach BLA-GEO & LAWA (2015) definierte Hintergrundwerte festgestellt werden.

4 Diskussion und Ausblick

Das Grundwasser in der Elster-Luppe-Aue ist überwiegend erdalkalisch und sulfatisch geprägt. Tendenziell nimmt der Anteil an Calcium im Westen des Untersuchungsgebietes zu, wengleich auch deutliche Unterschiede in den Calciumgehalten an benachbarten oder räumlich nahen Messstellen vorhanden sind. Des Weiteren steigen die pH-Werte in westlicher Richtung an, ebenso die Gehalte an Hydrogencarbonat. Diese leichte Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit lässt sich auf die natürliche Petrografie der Lockersedimente zurückführen. Im Grundwasseranstrom nehmen kalkhaltigere Alt- und Mittelweichsellössen in Richtung Westen und Nordwesten zu (Neumeister 1971: 42).

Stärker variiert die Grundwasserbeschaffenheit hinsichtlich anthropogener Einflüsse. Die insgesamt deutlich erhöhten Sulfatgehalte lassen sich zum einen auf den Braunkohletagebau

im Leipziger Umland und zum anderen auf die atmosphärische Deposition von schwefelhaltigen Industrieaschen und Hausbrand (Regierungspräsidium Leipzig 2006). Kleinräumig betrachtet weisen die Grundwassermessstellen große Unterschiede auf. Die Konzentrationsverteilung an Sulfat folgt im Untersuchungsgebiet allerdings keinem konkreten Muster. Zum Teil liegen Plots mit geringen Konzentrationen dicht neben Plots mit höheren Sulfatgehalten. Gleiches gilt auch für Chlorid. Deshalb ist zusätzlich von kleinräumig wirksamen Punktquellen durch unsachgemäße Entsorgungen von Hausmüll und Bauschutt auszugehen, die ebenfalls Quellen für Sulfat und Chlorid im Grundwasser darstellen. Die Nordwestaue wird außerdem von mehreren Leitungstrassen, unter anderem für Abwasser, gequert. Diese verlaufen überwiegend im östlichen Teil des Untersuchungsgebietes. Auch hier können potentiell vorhandene Leckagen in den Leitungen zu kleinräumigen Konzentrationsunterschieden führen. Auffällig ist der Plot P48, der sowohl in Bezug auf Sulfat als auch Chlorid die mit Abstand höchsten Konzentrationen aufweist. Die unweit der Messstelle südöstlich gelegene Deponie könnte für diese enorm hohen Werte verantwortlich sein. Auch auf die Mischwassereinleitungen in die nahegelegene Alte Luppe sei an dieser Stelle hingewiesen. Die erhöhten Stickstoffkonzentrationen auf diesem Plot (P48), die auf Grund der reduzierenden Bedingungen vor allem als Ammonium vorliegen, weisen ebenfalls auf Abwassereinleitungen oder Leckagen im Kanalisationsnetz von Böhlitz-Ehrenberg hin. Stickstoffbelastungen als Folge der Einträge bei lokalen extremen Niederschlagsereignissen aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen in der Umgebung sind ebenso denkbar. Im gesamten Untersuchungsgebiet treten hohe Stickstoffbelastungen vor allem an den Rinnenstandorten auf.

Eine erhöhte Schwermetallbelastung lässt sich stark standortabhängig für die Elemente Cadmium, Cobalt und Nickel nachweisen, wobei Nickel im Untersuchungsgebiet sogar den Dringlichkeitswert übersteigt. Erhöhte Nickelkonzentrationen konnten auch im Sondermessnetz „Großraum Leipzig“ für 11 % aller Proben nachgewiesen werden. Im Untersuchungsgebiet weisen die Plots P4 und P6 die höchsten Konzentrationen auf. Diese Plots liegen am Rand der Aue und unterliegen damit am stärksten den urbanen Einflüssen. Neben möglichen Leckagen im Kanalisationssystem spielen hier wahrscheinlich punktuelle Schadstoffeintragsquellen aus verschiedenen Altlastenstandorten, wie Farben- und Lackfabriken, Kfz-Werkstätten und Fuhrparks sowie chemischen Reinigungen, in deren Abstrom sich die Plots befinden (Regierungspräsidium Leipzig 2006), eine Rolle. Des Weiteren ist auch eine Schadstoffbelastung durch die unmittelbar in der Umgebung befindlichen Kleingartenanlagen denkbar, zum Beispiel durch unsachgemäße Entsorgung von Müll oder Verwendung von Pestiziden. Darüber hinaus ist auffällig, dass sich neben den Plots P4 und P6 auch auf P22, P33 und P29 sowie weiteren nahe des Bauerngrabens liegenden Messstellen erhöhte Schwermetallkonzentrationen nachweisen lassen. Früher wurde der Bauerngraben als Kläranlagenablauf der Kläranlage Leutzsch genutzt und dient mittlerweile zur Ableitung der Regen- und Mischwasserüberläufe der Stadtteile Lindenau, Leutzsch und Böhlitz-Ehrenberg (BGMR Landschaftsarchitekten/Ecosystem Saxonia 2006). Außerdem sind Auswaschungen von Schwermetallen aus den überlagernden Böden möglich, die über das Sickerwasser ins Grundwasser gelangen. Untersuchungen im Rahmen des Projekts Lebendige Luppe zufolge ist jedoch der Anteil an mobilisierbaren Schwermetallen in den Leipziger Auenböden eher gering (Nestler 2013), da die hohen Tongehalte der Auenböden gute Sorptionseigenschaften für Schwermetalle aufweisen.

Die übermäßig hohen Mangankonzentrationen auf Plot P6 könnten ebenfalls durch Altlastenstandorte im Anstromgebiet verursacht werden, da Mangan ein geläufiges Oxidationsmittel in einer Vielzahl von chemischen Prozessen ist, beziehungsweise als Katalysator eingesetzt wird. Auch Müllablagerungen oder Deponien können eine Quelle für Mangan sein (Regierungspräsidium Leipzig 2006). Des Weiteren kommt Mangan genauso wie Eisen natürlich in den Boden- und Gesteinsschichten vor und wird unter Sauerstoffabschluss vom Grundwasser herausgelöst (Kunkel et al. 2004). Die nachweislich erhöhten Mangankonzentrationen im Untersuchungsgebiet decken sich mit den Ergebnissen des Sondermessnetzes „Großraum Leipzig“ (ebd.).

Sehr hohe Eisengehalte lassen sich auf einzelnen Plots im gesamten Projektgebiet nachweisen. Die im „Sondermessnetz Großraum Leipzig“ gemessenen Eisengehalte weisen ähnlich hohe Werte auf, so dass die gemessenen Gehalte als charakteristisch für die Region interpretiert werden können. Bestätigt wird dies ebenfalls durch die geogenen Hintergrundwerte (ebd.). Neben Sulfat ist auch eisenhaltiges Grundwasser ein Resultat der Bergbauaktivitäten im Großraum Leipzig. Darüber hinaus sind in den Flussauen natürlich hohe Eisengehalte aufgrund schwankender Grundwasserstände nicht untypisch (Fittschen & Gröngröft 2000). Die im Untersuchungsgebiet punktuell auftretenden hohen Konzentrationen lassen deshalb auch auf geogene Gehalte schließen. Es ist möglich, dass sich im Untergrund örtlich Raseneisenstein-Konkretionen befinden. An den betroffenen Messstellen ist das Grundwasser rötlich gefärbt, beziehungsweise es kam zu Eisenausfällungen nach dem Kontakt mit Sauerstoff in den Probengefäßen. Die Rote Luppe, die einst in unmittelbarer Nähe der Messstelle P48 floss, hat ihren Namen vermutlich aufgrund der hohen Eisenbelastung (BGMR Landschaftsarchitekten/Ecosystem Saxonia 2006).

5 Fazit

Die Ergebnisse der im Rahmen dieser Untersuchung durchgeführten Analysen in der Nordwestaue verdichten die für den Großraum Leipzig bereits aus Voruntersuchungen bekannten Konzentrationsverteilungen verschiedener physikochemischer und hydrochemischer Grundwasserparameter für das ausgewählte Untersuchungsgebiet. Es lassen sich jedoch auf den jeweiligen Plots kleinräumig betrachtet erhebliche Unterschiede in der Grundwasserbeschaffenheit feststellen. Hauptursache für diese große Variabilität der Grundwasserbeschaffenheit sind vielfältige anthropogene Beeinflussungen, deren Quellen sowohl punktuell als auch linien- und flächenhaft wirksam werden. Diese Komplexität schränkt sichere Erklärungsmuster für die räumliche Verteilung der verschiedenen Belastungen ein. Wichtig ist es jedoch, punktuell kontaminierte Messstellen zu kennen und weiterhin zu beobachten, insbesondere im Hinblick auf geplante Revitalisierungs- und Baumaßnahmen. Dazu ist es weiterhin wichtig, auch zeitliche Veränderungen zu dokumentieren und zu bewerten sowie den Wirkungspfad Boden-Grundwasser in die Auswertungen mit einzubeziehen. In den Auensedimenten lassen sich aufgrund der guten Sorptionseigenschaften der meist sehr tonhaltigen Auenböden vermehrt hohe Gehalte an Nährstoffen und Spurenelementen/ Schwermetallen nachweisen, die als Lösungsfracht über das Sickerwasser in das Grundwasser gelangen können. Die Abschätzung und Einordnung des Mobilisierungspotenzial geoökologisch gefährdender Einzelsubstanzen und Stoffgruppen spielt insbesondere im Hinblick auf eine flächige Auendynamisierung mit häufigeren Hochwasserereignissen und wiederhergestellten Flussarmen, wie sie im Rahmen des Projektes Lebendige Luppe vorgesehen sind, eine wichtige Rolle.

Literaturverzeichnis

- BGMR Landschaftsarchitekten/Ecosystem Saxonia (2006): Wiederherstellung ehemaliger Wasserläufe der Luppe. Voruntersuchung/Machbarkeitsstudie. Leipzig.
- BLA-GEO (Bund-Länder-Ausschuss Bodenforschung), LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (Hrsg.) (2015): Hydrogeochemische Hintergrundwerte und ihre Bedeutung für die Wasserwirtschaft: Stuttgart.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2008): Grundwasser in Deutschland. Reihe Umweltpolitik: Berlin.
- Fittschen, R. & Gröngröft, A. (2000): Eisen- und Manganverteilung in eingedeichten Auenböden der Mittelelbe. In: Friese, K., Witter, B., Rode, M. & Miehlich, G. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Berlin, Heidelberg: Springer: 79-88.
- Furtak, H. & Langguth, H.R. (1967): Zur hydrochemischen Kennzeichnung von Grundwässern und Grundwassertypen mittels Kennzahlen. Mem. IAH-Congress 1965, Hannover: 86–96.
- Heinrich, J., Bullmann, H., Krüger, A., Sattler, D., Schneider, B. & Wesenberg, J. (2011): Geochemische und sedimentologische Untersuchungen an Wässern und Sedimenten aus der Überflutung des Nördlichen Leipziger Auwaldes im Januar 2011 durch Öffnung des Nahle-Wehres. Abschlussbericht. Universität Leipzig, Institut für Geographie.
- Hörling, B., Coldewey, W. G. (2013): Hydrogeologie, Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie, 8. Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Kölle, W. (2003): Wasseranalysen richtig beurteilt. Grundlagen, Parameter, Wassertypen, Inhaltsstoffe, Grenzwerte nach Trinkwasserverordnung und EU-Trinkwasserrichtlinie, 2. Auflage. Weinheim: Wiley-VCH.

- Kunkel, R., Voigt, H.-J., Wendland, F. & Hannapel, S. (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt, Band 47. Jülich.
- LAWA (Hg.) (2016): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser, Aktualisierte und überarbeitete Fassung. Stuttgart: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- LfULG (2019): Bewertungshilfen bei der Gefahrenverdachtsermittlung in der Altlastenbehandlung, Orientierungswerte zur Ermessensausübung sowie Prüf- und Maßnahmewerte. Aktualisierungsstand 2019. Dresden: Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.
- Mattheß, G. (1994): Die Beschaffenheit des Grundwassers. Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 2. 3. Auflage. Berlin, Stuttgart: Gebrüder Borntraeger.
- Musloff, A., Leschik, S., Reinstorf, F., Strauch, G., Schirmer, M. (2010): Micropollutant Loads in the Urban Water Cycle. Environmental Science Technology, 44: 4877-4883.
- Nestler, C. (2013): „Lebendige Lupe“. Bewertung des Projektes mithilfe chemischer Analysen von Grundwasser und Bodensubstrat. Diplomarbeit. Universität Leipzig.
- Neumeister, H. (1971): Jungpleistozäne Decksedimente und Bodenentwicklung in der Umgebung von Leipzig. Zpravy, Geografickeho Ustavu CSAV, Brno: 23-72.
- Regierungspräsidium Leipzig (Hrsg.) (2006): Leipziger Grundwasser: Genutzt und geschädigt? Grundwasserstand und Grundwasserbeschaffenheit im Großraum Leipzig: Leipzig.

Die Gewässergüte und die Beschaffenheit der Sohlsedimente der Alten Luppe und des Burgauenbachs

Exemplarische Untersuchungen anhand ausgewählter ökologischer und chemischer Parameter

ANNA HERKELRATH-BLEYL, DIETMAR SATTLER, FABIAN KIRSTEN & JÜRGEN HEINRICH

1 Einleitung

Das Untersuchungsgebiet Elster-Luppe-Aue wird neben den Hauptfließgewässern auch von kleineren Fließgewässern, unter anderem der Alten Luppe und dem Burgauenbach, durchzogen (Abb. 2). Diese verlaufen zum Teil in den ehemaligen Gerinnebetten des einst vorhandenen Binnendeltas und werden gegenwärtig aus unterschiedlichen Quellen gespeist. Seit den großen Gewässerregulierungen in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts beginnt die Alte Luppe, vormals Große Luppe und Hauptnebenarm der Weißen Elster, am ehemaligen Auslauf der Kläranlage Leutzsch und diente lange Zeit als Vorfluter der Kläranlage. Nach wie vor gelangt bei Starkniederschlägen ungeklärtes Mischwasser über die Regenauslässe in die Alte Luppe. Des Weiteren münden Abläufe von Einzel- und Kleinkläranlagen in die Alte Luppe. Über einen Verbindungsgraben („Leutzscher Verbindung“) wird der Alten Luppe zusätzlich Wasser vom Burgauenbach zugeführt, um die Gewässerqualität etwas aufzuwerten.



Abb. 1: Der Burgauenbach (links) und die Alte Luppe (rechts) mit erkennbar unterschiedlichen Gewässerqualitäten (Fotos: A. Herkelrath-Bleyl)

Der Burgauenbach wurde 1999 als Mosaikbaustein zur Auendynamisierung künstlich angelegt und entspringt dem Elsterflutbecken kurz vor dem Nahlewehr. Ein Schilfbereich zu Beginn des Gewässerlaufs sorgt für die natürliche Klärung des Wassers. Der Burgauenbach wird bewusst von sämtlichen punktuellen Verschmutzungseinträgen ferngehalten, indem keine Mischwassereinleitungen oder ähnliches in den Burgauenbach münden.

Aufgrund der beschriebenen Verhältnisse ist davon auszugehen, dass sich die Gewässerqualität der Alten Luppe stark von der des Burgauenbachs unterscheidet (Abb. 1). Außerdem kann sich die Gewässerqualität im Flussverlauf ändern. Der Burgauenbach fließt langsam aber stetig, so dass eine natürliche Selbstreinigung potenziell zur Verbesserung der Gewässerqualität beitragen kann, während sich an der Alten Luppe die anthropogenen Einträge summieren. In den Sohlsedimenten der Alten Luppe konnten sich durch die Einleitung von Klär- und Mischwasser Schadstoffe anreichern, wobei diese auch partikulär oder chemisch mobilisiert werden können.

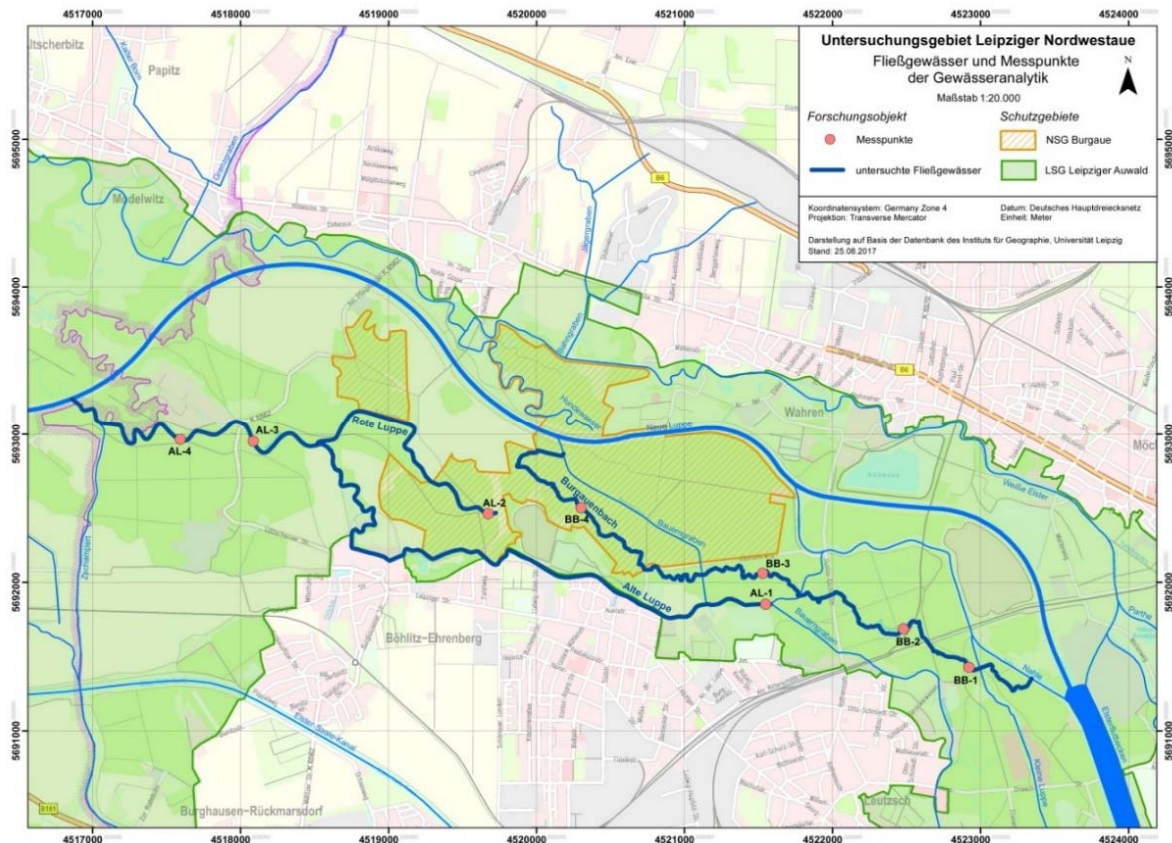


Abb. 2: Verlauf der Alten Luppe/Roten Luppe und des Burgauenbachs im Untersuchungsgebiet Elster-Luppe-Aue sowie Lage der Mess- bzw. Beprobungspunkte am Burgauenbach und der Alten Luppe.

Um sowohl die Gewässerqualität als auch den Sohlsedimentkörper der beiden Fließgewässer genauer zu analysieren, fanden im Jahr 2017 im Rahmen von vier Qualifikationsarbeiten am Institut für Geographie der Universität Leipzig (Fehse 2017, Fiddrich 2017, Horny 2017, Wiegandt 2017) exemplarische Untersuchungen an jeweils vier Beprobungsstandorten (vgl. Abb. 2) in den Gewässern Alte Luppe (AL) und Burgauenbach (BB) statt. Ein Beprobungsstandort entlang der Alten Luppe befindet sich in der sogenannten Roten Luppe, die früher ein Nebenarm der Alten Luppe war, gegenwärtig vor allem von Grundwasser gespeist wird und in die Alte Luppe mündet. Die Lage der Beprobungsstandorte kann der Abbildung 2 entnommen werden. Im Fokus der Untersuchungen standen folgenden Fragen:

1. Wie stark unterscheiden sich die Gewässerqualitäten der beiden Fließgewässer voneinander und wie lässt sich der Zustand der Fließgewässer bewerten?
2. Gibt es Unterschiede bzw. Veränderungen der Gewässerqualität an den verschiedenen Beprobungspunkten?
3. Welchen chemischen Zustand weisen die Sohlsedimente der Alten Luppe und des Burgauenbachs auf?
4. Sind Schadstoffmobilisierungen aus den Sohlsedimenten möglich?

2 Methoden

Die Probenahmen der Untersuchungen fanden allesamt zwischen März und Juni 2017 statt. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes wurden pro Standort monatlich (März, April, Mai und Juni) Wasser- und Makrozoobenthosproben entnommen. Die Wasserproben wurden oberflächennah in einer Tiefe von 30 cm als Schöpfprobe entnommen. Die Sammlung der Saprobien erfolgte mit einem Kescher, indem auf einer Fließstrecke von fünf Metern (ausgenommen Standort AL-1, wo aufgrund der geringen Gewässerbreite die Strecke auf 10 Meter erweitert wurde) das Gerinnebett gegen die Fließrichtung abgelaufen wurde. Die Sohlsedimententnahme erfolgte je Standort einmalig unter Verwendung eines *Van Veen Bodengreifers* der Firma Eijkelkamp. Die Proben stammen dabei jeweils aus den ersten 10 cm Sedimentauflage aus der Mitte des Gerinnebettes. Zur Bestimmung der mobilen Anteile wurde im Labor der S4-Aufschluss nach DIN 38414-4 durchgeführt. Die weiteren Labormethoden können im Kapitel Untersuchungsdesign in diesem Bericht nachgelesen werden. Eine ausführliche Beschreibung der Ergebnisse findet sich in den Qualifikationsarbeiten selbst, an dieser Stelle erfolgt eine kurze Aufzählung der verwendeten Bewertungskriterien sowie anschließend eine Zusammenfassung der daraus resultierenden zentralen Ergebnisse.

Die Bewertung des Ist-Zustandes der Alten Luppe und des Burgauenbachs beruht in einem ersten Teil auf der allgemeinen Gewässergüte des jeweiligen Wasserkörpers, während in einem zweiten Teil die (Schwer)Metallbelastung des Wasserkörpers und des Sedimentkörpers fokussiert werden. Die Analysen der Gewässergüte orientieren sich an der europäischen Richtlinie 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie WRRL EP/RAT 2000). Dabei wird auf zwei wesentliche Qualitätskompartimente einer Gewässergütebestimmung eingegangen: Die chemische Gewässergüte und die biologische Gewässergüte. Die chemische Gewässergütebewertung der beiden Fließgewässer erfolgt anhand ausgewählter Wasserinhaltsstoffe, die mittels der chemischen Gewässergüte-Klassifikationssysteme nach LAWA (1998) und Bach (1980) bewertet werden. Die biologische Gewässergütebestimmung bedient sich des makrozoobenthischen Saprobien-systems nach Kolkwitz und Marsson (1902) und wird anhand der Berechnung des Saprobienindex nach Bach (1980) durchgeführt.

Die Schadstoffbelastung des Burgauenbaches wird anhand von zehn ausgewählten Metallen (Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn), darunter toxisch wirkende Schwermetalle, charakterisiert. Hierbei wurden sowohl die gelösten Anteile im Bachwasser als auch die Gesamtgehalte und mobilen Anteile in den Sohlsedimenten analysiert. Außerdem wurden für alle Sedimente die pH-Werte bestimmt.

Die Bewertung der Analyseergebnisse erfolgt – soweit vorhanden – nach geltenden Grenz-, Prüf- und Maßnahmewerten. Für die Wasserproben und die Gesamtgehalte in den Sohlsedimenten werden die vom LfULG (2019) zusammengestellten Umweltqualitätsnormen (UQN) für den Wirkungspfad Oberflächenwasser – aquatische Lebensgemeinschaft nach Vorgaben der EU-WRRL herangezogen. Außerdem werden die Zielvorgaben für Schwermetalle in Bezug auf die aquatische Lebensgemeinschaft nach LAWA (1998) angewandt sowie zur Klassifizierung der Wasser- und Sedimentproben die Güteklassifikation für Schwermetalle nach LAWA (1998) genutzt. Die mobilen Anteile (Eluate nach DIN 38414-4) werden mit den vom SMUL (1995) veröffentlichten Prüf- und Maßnahmewerte der LAWA verglichen. Außerdem werden die Analyseergebnisse des Burgauenbachs und der Alten Luppe in einen lokalen und regionalen Kontext gestellt und mit früheren Studien im Untersuchungsgebiet verglichen.

3 Bewertung der Gewässergüte anhand chemischer und biologischer Parameter

3.1 Bewertung der Gewässergüte des Burgauenbachs

Basierend auf den durchgeführten Analysen sind die Belastungen des Burgauenbachs hinsichtlich der Kenngrößen pH-Wert, Sauerstoffgehalt, BSB₅, Chlorid, Ammonium, Nitrit und Phosphat als gering bis mäßig einzuschätzen. Sie entsprechen dem angestrebten Zustand der Gewässergüte für diesen Naturraum. Demgegenüber stehen die untersuchten Parameter CSB, DOC und Nitrat (Güteklasse II-III) sowie Sulfat (Güteklasse III). Hohe Sulfatbelastungen sind im Untersuchungsgebiet bekannt und u.a. auf die Tagebauaktivitäten im Großraum Leipzig zurückzuführen. In Bezug auf Nitrat bzw. Nitratstickstoff ist erkennbar, dass die Gehalte im Verlauf des Burgauenbachs sinken, so dass die weiter flussabwärts gemessenen Nitratwerte der Güteklasse II zugeordnet werden können (Abb. 3). Der am weitesten flussabwärts gelegene Standort (BB-4) weist ebenfalls die durchschnittlich niedrigsten CSB-Werte auf. Die DOC-Gehalte (5-7 mg/l) sind an allen Standorten erhöht. Begründen lassen sich diese erhöhten Werte damit, dass die gesamte Fließstrecke des Burgauenbachs unter Wald verläuft und damit die Abbauprodukte abgestorbener Pflanzen (insbesondere Laub) sehr hoch sind. Anhand des Chemischen Index nach Bach (1980), der acht verschiedene Parameter einbezieht und unterschiedlich wichtet, wird eine Aussage zur chemischen Gewässergüte gewährleistet. Die Analyseergebnisse zusammengefasst als Bach-Index weisen die Güteklasse I-II (gering belastet) für den gesamten Burgauenbach aus. Der beste chemische Index konnte an dem Standort BB-4 nachgewiesen werden.

Als zweiter Bestandteil der Untersuchung wurde die biologische Gewässergüte mithilfe von Saprobienindizes durchgeführt. Im Gegensatz zur chemischen Gewässergüte weist der Burgauenbach bezüglich der biologischen Gewässergüte einen schlechteren Zustand auf. Anhand der gefundenen Saprobien weist der Burgauenbach eine deutliche bis erhöhte Belastung mit organischen, sauerstoffzehrenden Substanzen auf (Güteklassen II-III und III). Er bewegt sich demnach im betamesosaprobien bis alphamesosaprobien Bereich. Dies deckt sich mit den Werten der chemischen Untersuchungen zur organischen Belastung (CSB, DOC). Anders als bei der Bewertung der chemischen Gewässergüte muss hinsichtlich der biologischen Gewässergüte aufgeführt werden, dass sich der Zustand flussabwärts verschlechtert.

Zusammengefasst kann der chemische und biologische Zustand des Burgauenbaches nach Bach (1980) als gut bis mäßig bewertet werden.

I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
anthropogen unbelastet	sehr geringe Belastung	mäßige Belastung	deutliche Belastung	erhöhte Belastung	hohe Belastung	sehr hohe Belastung

Einordnung der Nitrat-Stickstoff-Gehalte nach LAWA

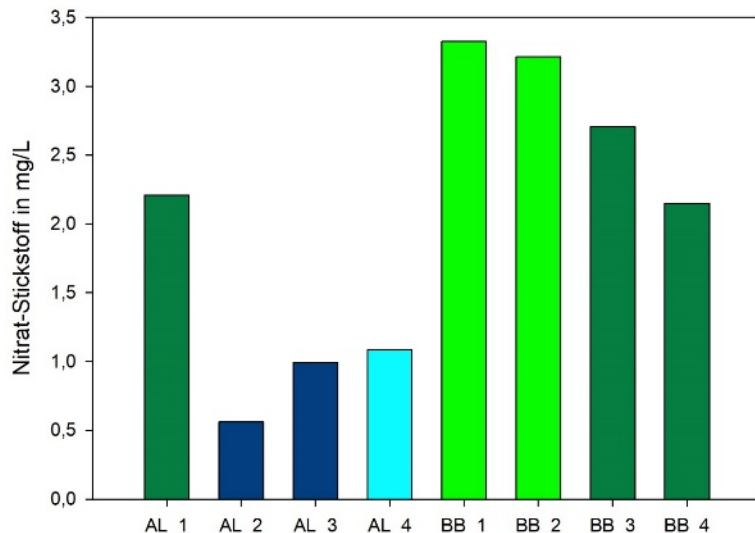


Abb. 3: Nitratstickstoffgehalte der Alten Luppe/Roten Luppe (AL-1 – AL-4) und des Burgauenbachs (BB-1 – BB-4) kategorisiert nach Gewässergüteklassen

3.2 Bewertung der Gewässergüte der Alten Luppe/Roten Luppe

Die Gewässergütebestimmung der Alten Luppe/Roten Luppe erfolgte ebenfalls anhand chemischer und biologischer Parameter. Die Ergebnisse aus der chemischen Analyse deuten in Bezug auf die chemische Gewässergüte hinsichtlich der Parameter Nitrat (Abb. 3), Nitrit und Chlorid eine geringe bis mäßige Belastung an, die pH-Werte bewegen sich im neutralen bis leicht alkalischen Bereich. Allerdings ist zu beachten, dass die Sauerstoffgehalte zum Teil unter 4 mg/l liegen, so dass sauerstofflimitierende Bedingungen vorherrschen und damit Nitrat zu Ammonium reduziert wird. Die Ammoniumgehalte erreichen Werte bis zu 36 mg/l, so dass von einer sehr hohen Ammoniumbelastung gesprochen werden kann (Abb. 4). Anhand der Gewässergüteklassifikation nach LAWA (1998) lassen sich die Ammonium-Stickstoffgehalte am oberen Flusslauf und am Nebenarm Rote Luppe in die schlechteste Güteklasse (Güteklasse IV, sehr hoch belastet) einordnen und erreichen im unteren Flusslauf die Güteklasse III-IV (hoch belastet). Des Weiteren kann basierend auf dem Verhältnis von BSB₅ und CSB bestätigt werden, dass es sich bei den organischen Komponenten hauptsächlich um dauerhaft persistente und schwer abbaubare Stoffe handelt.

Die Sulfatgehalte ähneln denen des Burgauenbachs, ausgenommen der Sulfatgehalt im Nebenarm Rote Luppe, wo ein Höchstwert von 1360 mg/l zu finden war. Die enorm hohen Werte in der Roten Luppe lassen auf den starken Einfluss des Grundwassers schließen, wo Sulfatgehalte dieser Größenordnung nachweisbar sind (siehe Herkelrath-Bleyl et al zum Thema Grundwasserbeschaffenheit in dieser Veröffentlichung). Außerdem steigen die Sulfatgehalte an allen Standorten zwischen März und Juni an. Im Flussverlauf lassen sich anhand der

Sulfatkonzentrationen jedoch keine zunehmenden oder abnehmenden Tendenzen feststellen. Die Analyseergebnisse zusammengefasst nach dem Chemischen Index (BACH 1980) weisen die Güteklasse II-III (deutlich belastet) auf. Der Nebenarm Rote Luppe weist nach dem Chemischen Index nur die Gewässergüteklasse III (erhöht belastet) auf.

I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
anthropogen unbelastet	sehr geringe Belastung	mäßige Belastung	deutliche Belastung	erhöhte Belastung	hohe Belastung	sehr hohe Belastung

Einordnung der Ammonium-Stickstoff-Gehalte nach LAWA

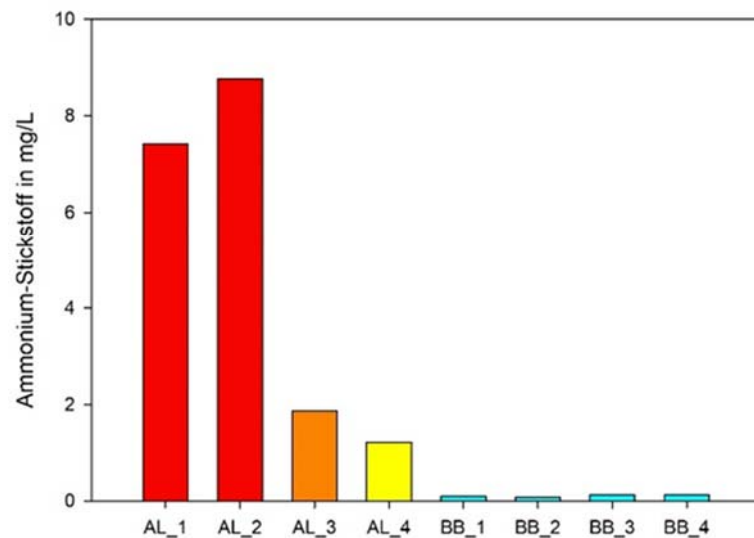


Abb. 4: Ammoniumstickstoffgehalte der Alten Luppe/Roten Luppe (AL-1 – AL-4) und des Burgauenbachs (BB-1 – BB-4) kategorisiert nach Gewässergüteklassen

Nach dem Saprobienindex lässt sich die biologische Gewässergüte der Alten Luppe und der Roten Luppe der Güteklasse III (erhöht belastet) zuordnen. Insgesamt lassen sich sehr geringe Abundanzen der Saprobien feststellen. Zurückzuführen ist dies möglicherweise auf eine hohe Belastung an organischen und toxischen Substanzen. Anhand der chemischen Analysen kann eine hohe organische Belastung (hohe DOC-Gehalte, schlechtes BSB₅/CSB-Verhältnis) bestätigt werden, während eine toxische Belastung nur vermutet werden kann.

Im Ergebnis der Analysen zeigt sich, dass die Alte Luppe und ihr Nebenarm Rote Luppe deutlich anthropogen beeinflusste Fließgewässer sind, die die Zielvorgabe nach WRRL zur Erreichung einer guten bis sehr guten Gewässergüte nicht erfüllen. Da das untersuchte Gebiet im LSG Leipziger Auwald und teilweise im NSG Burgau liegt, sind Maßnahmen zur Aufwertung der Wasserqualität und Durchflussmengen an beiden Flüssen unbedingt zu empfehlen.

4 Bewertung der Schwermetallbelastung durch Gewässer- und Sohlensedimentanalyse

4.1 Bewertung der Schwermetallbelastung des Burgauenbachs

Die Belastungssituation des Wassers des Burgauenbachs mit (Schwer)Metallen kann als unbedenklich charakterisiert werden (Tabelle 1). Die Elemente **Blei (Pb)**, **Cadmium (Cd)** und **Nickel (Ni)** zählen laut EU-WRRL zu den prioritären Stoffen, weshalb für diese Stoffe Umweltqualitätsnormen (UQN) in Fließgewässern gelten. Die jahresdurchschnittliche UQN wird im Mittel weder für Blei noch für Cadmium überschritten. Die Nickelgehalte liegen flussabwärts gesehen an den ersten drei Standorten nur leicht über der definierten jahresdurchschnittlichen UQN, entsprechen jedoch der von der LAWA angegebenen Zielvorgabe für die aquatische Lebensgemeinschaft von 4,4 µg/l. Sofern weitere Zielvorgaben für die aquatische Lebensgemeinschaft für Fließgewässer nach LAWA definiert sind, werden diese im Burgauenbach unterschritten. Im Vergleich zu anderen Gewässern des nördlichen Leipziger Auwalds weist der Burgauenbach zumeist geringere Metallgehalte auf. Die auftretenden Schwankungen der Metallkonzentrationen im Bachwasser lassen keine eindeutige Abhängigkeit von Standort oder Jahresgang erkennen, wobei zu beachten ist, dass die Werte nur geringfügig schwanken. **Aluminium (Al)**, **Eisen (Fe)**, **Mangan (Mn)** und **Kobalt (Co)** sind in dieser Studie die Metalle, von denen die geringste Gefahr für Ökosysteme oder den Menschen im Allgemeinen ausgeht. Häufiger als Überschüsse dieser Stoffe sind Mangelerscheinungen. Es existieren keine ökologischen Grenzwerte für diese Metalle, so dass deren Bedeutung am Burgauenbach nur geschätzt werden kann. Im lokalen Vergleich (Schmidt 2014, Heinrich et al. 2013, Hertrich et al. 2013, Heinrich et al. 2011, Krüger et al. 1999) entsprechen die Konzentrationen dieser Elemente denen anderer in der Nordwesttaue befindlichen Gewässer oder sind sogar etwas geringer.

Die Sohlsedimente des Burgauenbachs hingegen weisen anthropogene Belastungen auf (Tabelle 1). In Bezug auf die jahresdurchschnittliche UQN für Schwebstoffe und Sedimente liegen Werte für **Chrom (Cr)** (640 mg/kg), **Kupfer (Cu)** (160 mg/kg) und **Zink (Zn)** (800 mg/kg) vor. Diese werden in den untersuchten Sedimenten nicht überschritten. Die Zielvorgaben der LAWA (1998) zu Erreichung eines guten ökologischen Zustands jedoch niedriger angesetzt sind, werden diese in den Sohlsedimenten des Burgauenbachs häufig überschritten (Abb. 5). Da die Zielvorgabe für Chrom (100 mg/kg) wird an drei Standorten nicht eingehalten. Hier liegt eine deutliche Belastung vor (Güteklasse II-III). Die strengste Zielvorgabe für Nickel (50 mg/kg) wird in allen Sedimentanalysen des Burgauenbachs überschritten. Die Werte bleiben allerdings unterhalb 100 mg/kg und damit ebenfalls in der Güteklasse II-III (deutlich belastet). Auch die Zielvorgabe der LAWA für **Cadmium (Cd)** (1,2 mg/kg) wird an zwei Standorten nicht eingehalten, stattdessen wird mit Werten von 2,8 mg/kg und 2,9 mg/kg bereits die Güteklasse III (erhöhte Belastung) erreicht. Messtechnisch sind die Analysenwerte der Cadmiumbestimmung jedoch nur bedingt aussagekräftig, da sie sich nahe der Nachweisgrenze bewegen. In Bezug auf die **Zinkkonzentration (Zn)** in den untersuchten Sedimenten des Burgauenbachs muss ebenfalls eine deutliche Belastung (Güteklasse II-III) angegeben werden, an einem Standort wird mit 485 mg/kg sogar eine erhöhte Belastung erreicht (Güteklasse III). Allerdings weisen die Elemente **Blei (Pb)** und **Kupfer (Cu)** Konzentrationsbereiche auf, die die strengsten Zielvorgaben der LAWA nicht überschreiten (Blei = 100 mg/kg, Kupfer = 60 mg/kg). Die Gehalte an **Eisen (Fe)** und **Mangan (Mn)** lassen sich, bezogen auf andere Untersuchungen in der

Nordwestaue, in den Erwartungsbereich einordnen (KEMPTNER et al. 2014, HEINRICH et al. 2013, KRÜGER et al. 1999). Grenzwerte liegen hier nicht vor. Die Konzentrationen an Kobalt in den untersuchten Sedimenten des Burgauenbachs sind im Vergleich zu ähnlichen Untersuchungen zum Teil erhöht. Ebenfalls verglichen mit anderen Studien in der Nordwestaue lassen sich deutlich erhöhte **Aluminiumgehalte (Al)** feststellen (Kemptner et al. 2014, Heinrich et al. 2013, Krüger et al. 1999).

Tab: 1: Gegenüberstellung der Gehalte ausgewählter Schwermetalle an den Standorten am Burgauenbach und den Grenzwerten nach LfULG und LAWA

Standort	Wasser*1				Grenzwert		Sohlsediment				Grenzwert	
	BB-1	BB-2	BB-3	BB-4	UQN	ZV	BB-1	BB-2	BB-3	BB-4	UQN	ZV*2
Einheit	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Cadmium	0,015	0,015	0,014	0,024	0,15	0,072	< 2	3	3	< 2	-	1,2
Chrom	0,15	0,2	0,2	0,16	-	10	84	129	118	115	640	100
Kupfer	2,5	2,4	2,6	2,4	-	4	56	61	53	52	160	60
Nickel	4,3	4,4	4,1	3,5	4	4,4	74	92	91	80	-	50
Blei	0,15	0,19	0,25	0,22	1,2	3,4	64	56	50	49	-	100
Zink	5,6	5,9	4,9	5,9	-	14	351	447	364	277	800	200

*1 = Messwerte sind gemittelt (n = 3)

*2 = es gilt die jeweils strengste Zielvorgabe (ZV) der LAWA

Hinsichtlich aller analysierten Elemente können keine eindeutigen standortbezogenen Tendenzen ausgewiesen werden. Auffällig ist, dass das untersuchte Sohlsediment des am weitesten flussabwärts gelegenen Standortes (BB-4) die niedrigsten pH-Werte (4,5) aufweist. Niedrige pH-Werte führen zu einem höheren Mobilisierungspotential, was am Standort BB-4 für die Elemente **Aluminium (Al)**, **Eisen (Fe)**, **Cadmium (Cd)**, **Cobalt (Co)**, **Chrom (Cr)**, **Nickel (Ni)** und **Zink (Zn)** zutrifft. Im Vergleich zu den anderen Parametern sind an diesem Standort für die benannten Elemente die höchsten Mobilisierungsraten festzustellen. An diesem Standort werden auch die von der LAWA (1994) empfohlenen Prüfwerte (PW) für Eluate für Nickel, Cobalt und Zink überschritten. Außerdem gibt es Überschreitungen des Prüfwertes für Eluate am Standort BB-2 in Bezug auf Nickel sowie am Standort BB-1 für **Kupfer (Cu)**. Ansonsten werden alle Prüfwerte eingehalten, hinsichtlich der Schwermetalle **Blei (Pb)**, **Chrom (Cr)** und **Cadmium (Cd)** gilt dies an allen untersuchten Standorten des Burgauenbachs. In der Tabelle 2 sind die Ergebnisse zusammengefasst.

Tab. 2: Schwermetallkonzentration in den Eluaten der Sedimente des Burgauenbaches und Grenzwerte nach LAWA aus SMUL (1995)

Standort	Bodeneluat				Grenzwerte	
	BB-1	BB-2	BB-3	BB-4	Prüfwert	Maßnahmenwert
Einheit	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Cadmium	0,22	0,65	0,74	3,9	5	20
Chrom	0,34	0,63	0,48	2,2	50	250
Kupfer	140	8,5	9	10	50	250
Nickel	18	53	42	150	50	250
Blei	4,8	0,2	0,4	1,6	40	200
Zink	100	160	93	890	300	2000

4.2 Bewertung der Schwermetallbelastung der Alten Luppe und des Nebenarms Rote Luppe

Analog zu den Untersuchungen am Burgauenbach wurden auch an der Alten Luppe/Roten Luppe Analysen zur Bewertung der Schwermetallbelastung sowohl im Gewässer als auch in dem Sedimentkörper an vier Standorten durchgeführt.

Die Schwermetallbelastung im Wasserkörper der Alten Luppe ist, wie erwartet, höher als im Burgauenbach (Tabelle 3). An den drei Standorten entlang der Alten Luppe (AL-1, AL-3, AL-4) werden die UQN für **Nickel (Ni)** überschritten, ebenso wird die Zielvorgabe der LAWA für aquatische Lebensgemeinschaften in Bezug auf Nickel nicht eingehalten. Besonders hoch sind die Durchschnittswerte an den flussabwärtsgelegenen Standorten (AL-3 = 6,5 µg/l, AL-4 = 5,7 µg/l). An diesen beiden Standorten wird auch die Zielvorgabe der LAWA in Bezug auf die aquatische Lebensgemeinschaft für **Zink (Zn)** nicht erreicht. Am Standort AL-3 wird mit einem durchschnittlichen **Cadmium**gehalt (**Cd**) von 0,08 µg/l weiterhin die Zielvorgabe der LAWA für Cadmium knapp überschritten, jedoch nicht die UQN. Am ersten Standort der Alten Luppe (AL-1) kann eine leichte Überschreitung der Zielvorgabe der LAWA für **Kupfer (Cu)** festgestellt werden. Am Standort Rote Luppe (AL-2) hingegen werden im Rahmen dieser Untersuchungen alle vorliegenden Umweltqualitätsnormen sowie Zielvorgaben der LAWA für die aquatischen Lebensgemeinschaften eingehalten. Hinsichtlich der **Blei- (Pb)** und **Chrom-**konzentrationen (**Cr**) werden sowohl in der Alten Luppe als auch in der Roten Luppe alle Richtwerte eingehalten. Für die Elemente **Kobalt (Co)**, **Aluminium (Al)**, **Eisen (Fe)** und **Mangan (Mn)** liegen nach LAWA keine Grenzwerte für Fließgewässer vor. Verglichen mit vorangegangenen Untersuchungen in der Elster-Luppe-Aue liegen die ermittelten Aluminiumgehalte jedoch unter dem Durchschnitt (Heinrich et al. 2011). Die Gehalte an Kobalt und Eisen sind ebenfalls unauffällig und liegen in den Größenordnungen, die aus anderen Studien im Untersuchungsgebiet bekannt sind (Schmidt et al. 2014, Heinrich et al. 2011). Es fallen insbesondere in der Roten Luppe jedoch extrem hohe Manganengehalte auf. Der niedrige pH-Wert im Sediment (pH 4,3) an diesem Standort (AL-2) kann die Lösung von Mn²⁺-Ionen aus dem Bodenkörper stark beschleunigen, denn eine Abnahme um pH1 kann die Konzentration von Mn²⁺ in der Bodenlösung bis um das Hundertfache erhöhen. Da sich die Standorte AL-3

und AL-4 erst hinter dem Zulauf des Altarms Rote Luppe befinden, können die hohen Mangankonzentrationen auf diesen Altarm zurückgeführt werden. Außerdem werden Manganoxide unter sauerstoffarmen Bedingungen reduziert, so dass ein Zusammenhang mit den gemessenen Sauerstoffgehalten naheliegend ist. Bei den Messpunkten AL-3 und AL-4 in der Alten Luppe deutet sich an, dass die Mangangehalte mit sinkendem Sauerstoffgehalt zunehmen. Es ist jedoch aufgrund der geringen Anzahl an Probenahmen keine Korrelation nachweisbar, weshalb sich diesbezüglich keine abgesicherte Aussage treffen lässt. Auch im lokalen Vergleich sind die gemessenen Mangankonzentrationen als enorm hoch einzustufen (Heinrich et al. 2011, Krüger et al. 1999). Allerdings kann festgehalten werden, dass abgesehen von Mangan die Schwermetallbelastung sowie die Belastung bezüglich Aluminium im Altarm Rote Luppe als gering einzustufen ist, während in der Alten Luppe die Grenzwerte häufiger überschritten werden und damit eine höhere Belastung vor allem an den flussabwärtsgelegenen Standorten festzustellen ist.

Der Zustand der Sohlsedimente in der Alten Luppe ist als kritisch zu bewerten (Tabelle 3). Während die Standorte AL-1 und AL-2 (Altarm Rote Luppe) in der Regel ähnliche Messwerte an (Schwer)Metallen wie die des Burgauenbaches aufweisen, zeigen die Sedimentproben der flussabwärtsgelegenen Standorte AL-3 und AL-4 sehr hohe Belastungen hinsichtlich der untersuchten Parameter auf (Abb. 5).

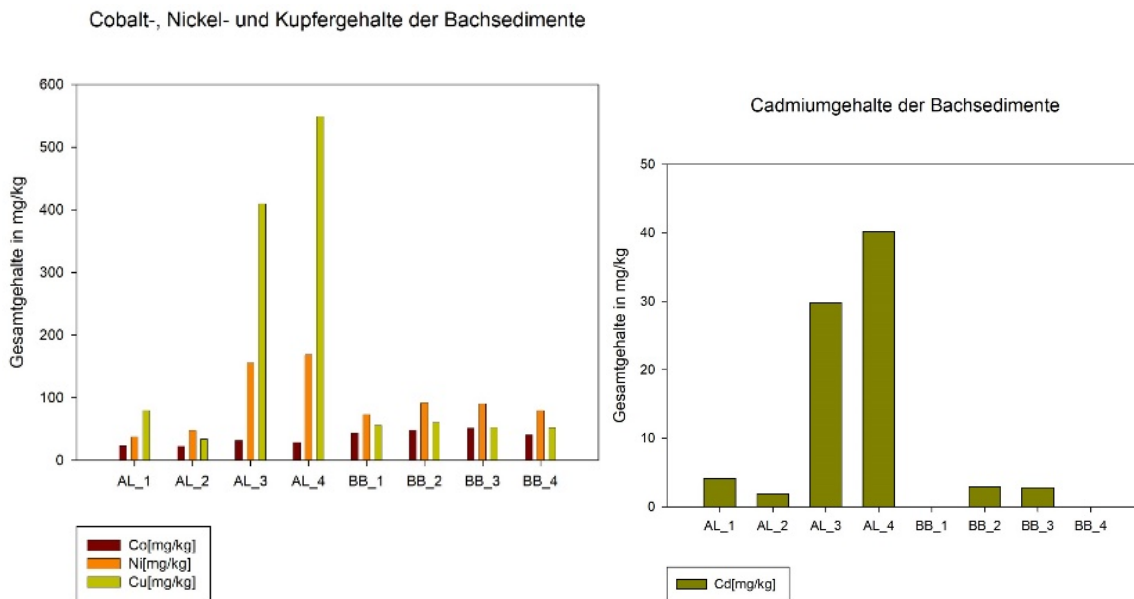


Abb. 5: Gesamtgehalte ausgewählter Schwermetalle in den Sohlsedimenten der Alten Luppe/Roten Luppe (AL-1 – AL-4) und des Burgauenbaches (BB-1 – BB-4)

Die für die aquatische Lebensgemeinschaft festgelegten UQN für **Kupfer (Cu)** und **Zink (Zn)** werden an diesen beiden Standorten weit überschritten. Darüber hinaus wird am Standort AL-4 mit einem **Chromgehalt (Cr)** von 713 mg/kg auch die UQN nicht eingehalten. Somit wird am Standort AL-4 keine der definierten UQN erfüllt. Die strengen Zielvorgaben der

LAWA für einen guten ökologischen Zustand werden dementsprechend bei weitem überschritten. Anhand der Kupfergehalte müssen die Standorte AL-3 als hoch belastet (Güteklasse II-IV) und AL-4 als sehr hoch belastet (Güteklasse IV) eingeordnet werden, die schlechteste Güteklasse (Güteklasse IV, sehr hoch belastet) trifft auch auf die Zinkgehalte an beiden Standorten zu. Hinsichtlich der Chromgehalte erfolgt die Zuordnung in die Güteklasse III-IV (hoch belastet). Die Belastungssituation der Sedimente an den Standorten AL-3 und AL-4 wird auch anhand der Güteklassifikation nach LAWa (1998) in Bezug auf die Schwermetalle **Blei (Pb)**, **Cadmium (Cd)** und **Nickel (Ni)** deutlich. Bestenfalls wird ein deutlich belasteter Zustand (Güteklasse III) erreicht. Besorgniserregend sind die Gehalte des toxisch wirksamen Cadmiums in den Sedimenten der Alte Luppe. Bereits zu Beginn des Flusslaufs ist eine erhöhte Belastung mit Cadmium in den Sedimenten festzustellen. Im weiteren Verlauf sowohl am Standort AL-3 als auch am Standort AL-4 liegt eine sehr hohe Belastung vor (Güteklasse IV), welche am Standort AL-4 einen Maximalwert von 40 mg/kg aufweist. Für **Mangan (Mn)**, **Eisen (Fe)** und **Aluminium (Al)** liegen keine Grenzwerte vor, wobei der Vergleich mit anderen Ergebnissen im Untersuchungsgebiet zeigt, dass die Mangan- und Aluminiumgehalte in den Sedimentproben der Alten Luppe und des Altarms Rote Luppe als lokaltypisch einzuordnen sind (Heinrich et al. 2011, Krüger et al. 1999). Anders ist dies in Bezug auf die Eisenkonzentration. Besonders der Standort AL-2 weist enorm hohe Eisengehalte auf, aber auch der nachfolgende Standort AL-3 kann im Vergleich zu Ergebnissen aus früheren Studien im Untersuchungsgebiet als erhöht bewertet werden (Heinrich et al. 2011, Krüger et al. 1999).

Tab. 3: Gegenüberstellung der Gehalte ausgewählter Schwermetalle an den Standorten an der Alten Luppe und den Grenzwerten nach LfULG und LAWa aus SMUL (1995)

Standort	Wasser*1				Grenzwert		Sediment				Grenzwert	
	AL-1	AL-2	AL-3	AL-4	UQN	ZV	AL-1	AL-2	AL-3	AL-4	UQN	ZV*2
Wasser/ Sedi- ment	AL-1	AL-2	AL-3	AL-4	UQN	ZV	AL-1	AL-2	AL-3	AL-4	UQN	ZV*2
Einheit	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Cadmium	0,02	0,03	0,08	0,04	0,15	0,072	4,2	1,9	29,8	40,2	-	1,2
Chrom	0,2	0,2	0,4	0,2	-	10	88,9	47,4	610,4	713,2	640	100
Kupfer	4,7	1,1	2,2	1,8	-	4	79,9	33,9	409,4	549,0	160	60
Nickel	4,7	2,7	6,5	5,7	4	4,4	38,3	48,0	155,5	169,0	-	50
Blei	0,2	0,1	0,3	0,2	1,2	3,4	121,2	2,0	372,0	517,7	-	100
Zink	13,9	8,3	23,7	17,9	-	14	486	377	1.856	1.961	800	200

*1 = Messwerte sind gemittelt (n = 3)

*2 = es gilt die jeweils strengste Zielvorgabe der LAWa

Die Mobilisierung der (Schwer)Metalle steht in Abhängigkeit vom pH-Wert in den Sedimenten, welcher an den Standorten in der Alten Luppe zwischen 5,0 und 5,4 im mäßig sauren Bereich liegen, während die Sedimentprobe aus dem Altarm Rote Luppe mit einem pH-Wert von 4,2 im stark sauren Bereich liegt. Dennoch können am Standort Rote Luppe lediglich für **Aluminium (Al)** die höchsten wasserlöslichen Konzentrationen festgestellt werden. Ansonsten weisen stets die Standorte mit den hohen Gesamtgehalten (AL-3 und AL-4) auch die höchsten Schwermetallgehalte bei den wasserlöslichen Anteilen der Sedimente auf. Die empfohlenen Prüfwerte der LAWA für Eluate werden lediglich für **Blei (Pb)** und **Chrom (Cr)** eingehalten (Tabelle 4). Der Prüfwert für **Kupfer (Cu)** wird mit einer im Eluat gemessenen Kupferkonzentration des Standortes AL-4 mit 60 µg/l leicht überschritten, während in den anderen Eluaten der untersuchten Sedimente der Prüfwert ebenfalls eingehalten wird. Ansonsten sind die Konzentrationen an Schwermetallen auch in den Eluaten extrem hoch, so dass mit Ausnahme des Standortes AL-1 alle weiteren Prüfwerte und zum Teil sogar die Maßnahmenwerte der untersuchten Elemente um ein Vielfaches überschritten werden. Sehr auffällig sind vor allem die **Cadmium-Gehalte (Cd)**, wo der Prüfwert der LAWA auch am Standort AL-1 nicht eingehalten wird. Darüber hinaus erreichen die weiter flussabwärtsgelegenen Standorte AL-3 und AL-4 mobile Anteile von 120 µg/l und liegen damit sogar sechsfach höher als der Maßnahmenwert. Ebenso besorgniserregend sind die Messwerte für **Nickel (Ni)**, wo vor allem im Eluat am Standort AL-3 eine unverhältnismäßig hohe Konzentration von 1180 µg/l nachgewiesen werden konnte. Auch hier wird selbst der Maßnahmenwert weit überschritten. Auch die mobilen **Zinkgehalte (Zn)** liegen mit Maximalwerten von 20.440 µg/l 10-fach höher als der vorgegebene Maßnahmenwert von 2000 µg/l. Anhand dieser Ergebnisse ist von einem äußerst hohen Mobilisierungspotential von Schwermetallen aus den belasteten Sedimenten der Alten Luppe auszugehen.

Tab. 4: Schwermetallkonzentration in den Eluaten der Sedimente in der Alten Luppe/Roten Luppe und Grenzwerte nach LAWA aus SMUL (1995)

Standort	Bodeneluat				Grenzwerte	
	AL-1	AL-2	AL-3	AL-4	Prüfwert	Maßnahmenwert
Einheit	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Cadmium	8,8	7,1	120	120	5	20
Chrom	1,1	0,85	6,7	8,1	50	250
Kupfer	19	4,7	43	60	50	250
Nickel	40	160	1180	810	50	250
Blei	1,4	0,68	1,8	1,5	40	200
Zink	1.130	3.570	20.440	12.630	300	2000

5. Zusammenfassung und Ausblick

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass der Burgauenbach und die Alte Luppe die zu erwartenden Unterschiede bezüglich der Gewässergüte aufweisen. Der Burgauenbach ist in einem deutlich besseren Zustand, wenngleich der chemische Index eine bessere Gewässergüte (Güteklasse I-II) widerspiegelt als der Saprobienindex (Güteklasse II-III). Bezogen auf den chemischen Index kann darüber hinaus festgestellt werden, dass sich die Gewässergüte im Verlauf verbessert. Jedoch gibt auch hier die biologische Gewässergüte ein gegenteiliges Bild ab. Diese Gegensätze können eventuell auf die besonderen Beprobungssituationen zur Bestimmung der Saprobien zurückzuführen sein. Die Alte Luppe weist einen deutlich schlechteren Zustand als der Burgauenbach auf. Auch hier resultieren aus den chemischen und biologischen Indizes verschiedene Bewertungsergebnisse. Der chemischen Gewässergüte nach ist die Alte Luppe als deutlich bis erhöht belastet zu beurteilen (Gewässergüteklasse II-III/III), während die hinsichtlich der biologischen Gewässergüte eindeutig eine erhöhte Belastung (Güteklasse III) aufweist.

Die Zustandsbewertung basierend auf der Analytik der (Schwer)Metalle demonstriert noch offensichtlicher die unterschiedliche Gewässerqualität der beiden Fließgewässer. Der Wasserkörper des Burgauenbachs zeigt keine bedenklichen Konzentrationen der untersuchten Elemente an. Die Sohlsedimente des Burgauenbachs weisen im schlechtesten Fall die Gewässergüte III (erhöht belastet) auf. In Anbetracht der Tatsache, dass Flussauen prinzipiell als Schadstoffsinken gelten, da die meist feinkörnigen Sedimente Schadstoffe stark binden, ist eine erhöhte Konzentration in diesem Kontext keine Seltenheit. Im lokalen Vergleich liegen die (Schwer)Metallgehalte in den Sedimenten des Burgauenbachs unter dem Durchschnitt oder auf demselben Niveau. Die wasserlöslichen Anteile der Sohlsedimente sind insgesamt gesehen im Normbereich. Nur vereinzelt werden Prüfwerte nicht eingehalten, Maßnahmenwerte werden jedoch nicht überschritten. Dagegen ist in der Alten Luppe die Belastung mit Schwermetallen als äußerst kritisch zu bewerten. Besonders an den flussabwärtsgelegenen Standorten sind in den Sedimenten sehr stark erhöhte Gesamtgehalte festzustellen. Bestenfalls erreichen die Messergebnisse die Gewässergüte III (erhöht belastet), nicht selten muss jedoch die Zuordnung in die schlechteste Güteklasse erfolgen, womit eine sehr hohe Belastung nachweisbar ist. Darüber hinaus sind die Konzentrationen der untersuchten Schadstoffe zum Teil viel höher als die Messwerte aus anderen Studien im Untersuchungsraum belegen. Besorgniserregend sind zudem noch die wasserlöslichen Anteile, welche nicht nur jenseits der gängigen Prüfwerte liegen, sondern auch die Maßnahmenwerte weit überschreiten. Auch im Wasserkörper der Alten Luppen/Roten Luppe sind (Schwer)Metalle in erhöhten Konzentrationen nachweisbar, dies gilt insbesondere für die toxisch-wirksamen Schwermetalle Nickel und Cadmium. Dennoch sind die Gehalte im Wasserkörper nicht so hoch, wie es anhand der untersuchten Mobilitätsraten zu vermuten wäre.

Im Hinblick auf die Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie, wonach Gewässer 1. und 2. Ordnung einen guten ökologischen Zustand aufweisen müssen, besteht für die Alte Luppe definitiv Handlungsbedarf. Auch sollte geprüft werden, inwieweit die Alte Luppe in das Revitalisierungsprojekt Lebendige Luppe mit einbezogen werden kann, ohne eine Mobilisierung und Translokationen von Schadstoffen in die Elster-Luppe-Aue zu befördern. Die chemische Gewässerqualität des Burgauenbachs ist bereits in einem akzeptablen Zustand, könnte jedoch aufgewertet werden, indem Verbesserungen an den Hauptfließgewässern (insbesondere an

der Nahle) angestrebt werden, da der Burgauenbach auf die Wasserversorgung aus der Nahle angewiesen ist. Die biologische Gewässergüte sollte in diesem Zusammenhang noch einmal intensiv geprüft werden.

Literaturverzeichnis

- Bach, E. (1980): Ein chemischer Index zur Überwachung der Wasserqualität von Fließgewässern. In: Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 24: 102-106.
- Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) [Hrsg.] (1998): Beurteilungen der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland. Chemische Gewässergüteklassifikation.
- Fehse, C. (2017): Bewertung der Gewässergüte des Burgauenbachs im Leipziger Auwald anhand physikochemischer Parameter und des makrozoobenthischen Saprobiensystems. Bachelorarbeit. Universität Leipzig, Leipzig. Institut für Geographie.
- Fidrich, L. (2017): Schwermetallanalytik im Gewässer- und Sohl sedimentkörper des Fließgewässers Alte Luppe im Rahmen des Projekts „Lebendige Luppe“. Bachelorarbeit. Universität Leipzig, Leipzig. Institut für Geographie.
- Heinrich, J., Bullmann, H., Krüger, A., Sattler, D., Schneider, B. & Wesenberg, J. (2011): Geochemische und sedimentologische Untersuchungen an Wässern und Sedimenten aus der Überflutung des Nördlichen Leipziger Auwaldes im Januar 2011 durch Öffnung des Nahle-Wehres. 1. Ergebnisse der Wasseranalytik (Zwischenbericht). Leipzig.
- Heinrich, J., Krüger, A., Schneider, B., Lorenz, M. & Hertrich, M. (2013): Geochemische Untersuchungen an Wässern und Sedimenten im Schlosspark Lützschena - Untersuchungen zur Gewässergüte im Bereich des „Hundewassers“. Abschlussbericht. Leipzig.
- Hertrich, M. (2013): Die Entwicklung und Beschaffenheit des Hundewassers im Schlosspark Lützschena. Mögliche Zukunftsaussichten für das Hundewasser. Bachelorarbeit. Inst. für Geographie. Universität Leipzig.
- Horny, M. (2017): Ökologische Bewertung zweier Fließgewässer im Leipziger Auwald. Klassifikation der Alten Luppe und Roten Luppe anhand biologischer und chemischer Parameter. Bachelorarbeit. Universität Leipzig, Leipzig. Institut für Geographie.
- Kemptner, C. (2014): Geochemische und sedimentologische Untersuchungen zur Überflutungsdynamik in der Nördlichen Leipziger Aue im Zuge des Sommerhochwassers 2013. Masterarbeit. Inst. für Geographie. Universität Leipzig.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M. (1902): Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitteilungen der königlichen Prüfanstalt für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 1: 33-72 (Berlin-Dahlem).
- Krüger, A., Haase, D. & Neumeister, H. (1999): Schadstoffmobilisierung und Verteilung in Leipziger Flussauen. Leipzig.
- Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) (2019): Bewertungshilfen bei der Gefahrenverdachtsermittlung in der Atlantenbehandlung, Orientierungswerte zur Ermessungsausübung sowie Prüf- und Maßnahmewerte, Aktualisierungsstand 2019: Dresden.
- Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung (SMUL) [Hrsg.] (1995): Handbuch zur Altlastenbehandlung Teil 3. Gefährdungsabschätzung, Pfad und Schutzgut Grundwasser. Dresden.
- Schmidt, E. (2014): Eine geochemische Untersuchung ausgewählter Fließgewässer in der Leipziger Nordwestaue. Leipzig. Bachelorarbeit. Inst. für Geographie. Universität Leipzig. Wiegandt, F. (2017): Bewertung der Schwermetallbelastung am Leipziger Burgauenbach durch Gewässer- und Sohl sedimentanalyse. Bachelorarbeit. Universität Leipzig, Leipzig. Institut für Geographie.

Gewässerchemie in den Papitzer Lachen

NINA MÖLLER & ANNA HERKELRATH-BLEYL

1 Einleitung

Die Papitzer Lehmlachen sind Teil des Naturschutzgebietes Luppeaue. Auf engstem Raum befindet sich in den flachen Gewässern des ehemaligen Lehmabbaugebietes ein breites Lebensraumspektrum vieler Tier- und Pflanzenarten. Nennenswert ist die stark gefährdete Rotbauchunke, die neben anderen Amphibienarten hier einen wertvollen Rückzugsort gefunden hat (Vlaic et al. 2017). Durch die fehlenden Überschwemmungen in der Nordwestaue, Grundwasserabsenkungen sowie der drainierenden Wirkung der sich immer tiefer einschneidenden Neuen Luppe, werden einige Teile der Papitzer Lachen insbes. die Modelwitzer Lachen seit den neunziger Jahren des 20. Jahrhunderts künstlich mit Wasser bespannt werden, um den schützenswerten Lebensraum zu erhalten. Dafür werden die Gewässer über den sogenannten Wiesengraben mit Wasser aus der nördlich gelegenen Weißen Elster gespeist (ebd.). Dabei wird durch eine saisonale, den Bedürfnissen der Amphibien angepasste und kontrollierte Dynamik die Wassermenge über ein im Jahr 2015 erneuertes Einlassbauwerk gesteuert. Ausgeleitet wird das Wasser über die im Süden anschließende Heuwegluppe. Abb. 1 zeigt den Verlauf der Zuleitung aus der Weißen Elster durch die Lachen. Die Lache 1, die Lache 6, die Lachen 7 und 7b sowie die Lache 9 werden nicht direkt vom Zulauf durchströmt, sondern durch Grundwasser gespeist.

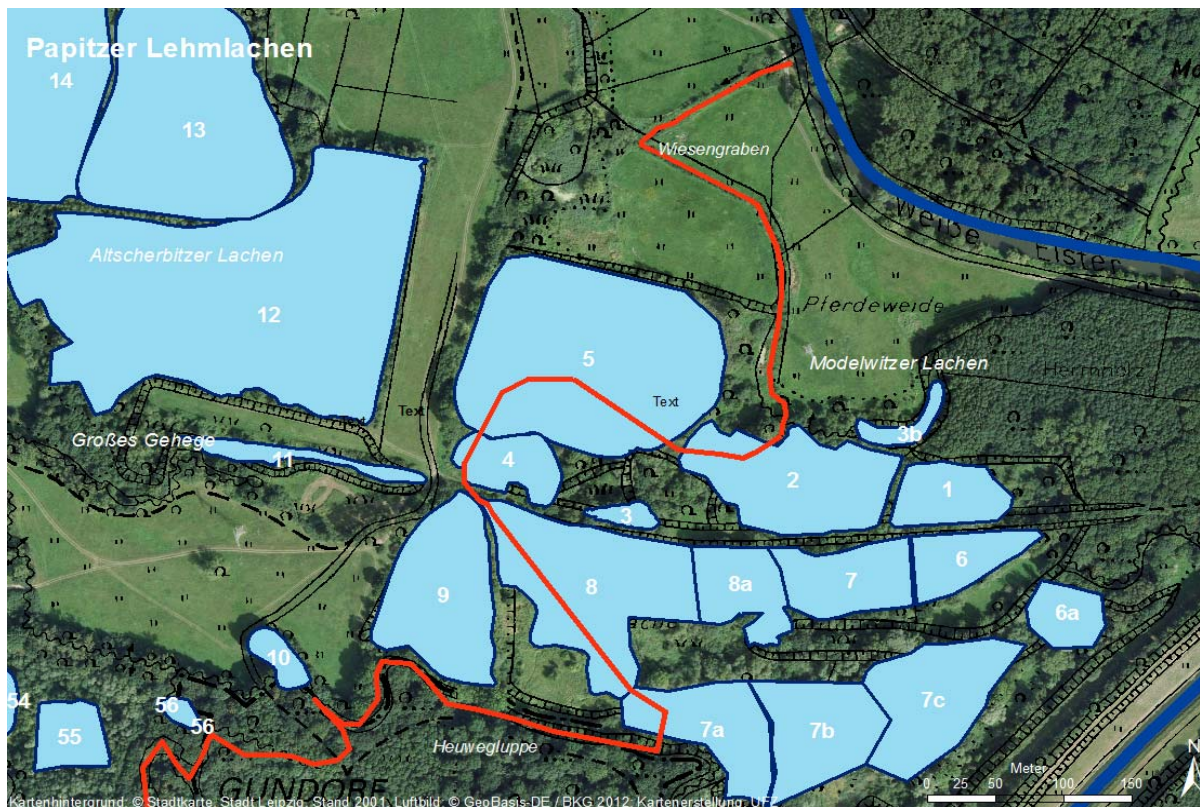


Abb. 1: Verlauf des gesteuerten Durchflusses von der Weißen Elster bis zur Heuwegluppe durch die Modelwitzer Lachen (Karte: UFZ)

Im Jahr 2013 erfolgten im Rahmen einer Masterarbeit gewässerchemische Untersuchungen, um den Ist-Zustand der Papitzer Lachen als wertvolles Amphibienhabitat zu erfassen. Forciert wurde dabei die Annahme, dass aufgrund der unterschiedlichen Wasserspeisungen der Lachen, zum einen durch den Zulauf aus der Weißen Elster und zum anderen durch das Grundwasser, Unterschiede in der stofflichen Beschaffenheit zu erkennen sind, unter anderem dadurch bedingt, dass über die Weiße Elster mehr Schad- und Nährstoffe eingetragen werden könnten. Dieser Bericht stellt diese Masterarbeit von Nina Möller zum Thema „Die Gewässerchemie der Papitzer Lachen. Eine exemplarische Untersuchung der Wasserqualität und deren mögliche Auswirkungen auf die Amphibien“ zusammenfassend vor.

Die Untersuchung der Wasserqualität des östlichen Teils der Papitzer Lachen (Modelwitzer Lachen) fokussiert dabei folgenden Fragestellungen:

- Gibt es Unterschiede der stofflichen Beschaffenheit zwischen den grundwasserbeeinflussten/nicht durchflossenen Lachen und den Lachen, die mit Oberflächenwasser aus der Weißen Elster gespeist werden?
- Gibt es stoffliche Veränderungen im Verlauf der Weißen Elster durch die durchflossenen Lachen?

Da Gewässeruntersuchungen dieser Art während der Projektlaufzeit nur einmalig stattfanden, sind die Ergebnisse aus dieser Arbeit von hoher Bedeutung.

2 Material und Methoden

Im Zuge der Untersuchungen wurden im Zeitraum von März bis Juni 2013 an festgelegten Probenstellen im Rahmen von vier Probenkampagnen insgesamt 63 Wasserproben (oberflächennah; 30 cm) entnommen (Abb. 2).

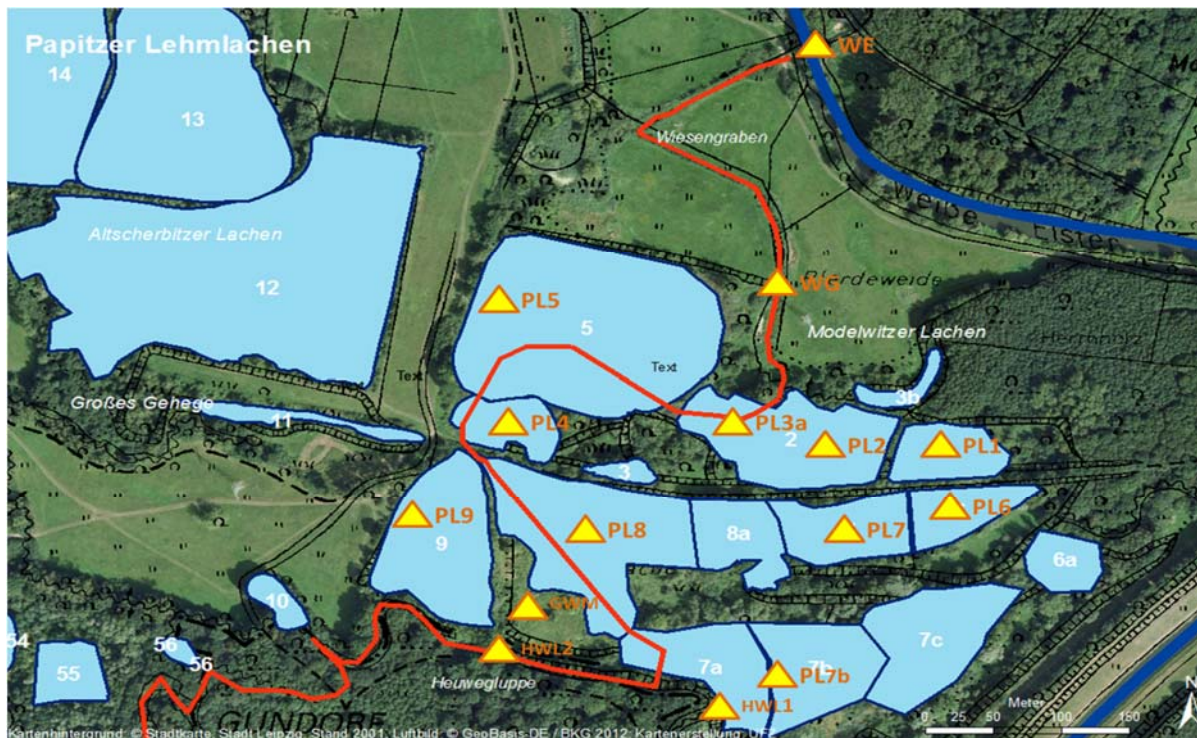


Abb. 2: Standorte der Probestellen, Karte UFZ, Standorte der Messstellen: Möller (2013)

Die Probennahme am 10. März 2013 erfolgte in der Frühlaicherperiode und am 14. Mai 2013 zur Spätlaicherperiode der Amphibien. Am 9. April wie auch am 17. Juni 2013 fanden ebenfalls Probennahmen statt. Die Entnahme der Einzelproben erfolgte aus den durchströmten (Lachen 2, 3a, 4, 5, 8) und den nichtdurchströmten Lachen (Lachen 1, 6, 7, 7b, 9). Des Weiteren wurden die Weiße Elster (WE) auf Höhe des Einlassbauwerkes, der Wiesengraben (WG), die Heuweglupe (HWL) und die Neue Luppe (Luppe) beprobt. Auch eine Grundwassermessstelle (GWM) südlich der Lache 8 wurde (bis auf die Messung im Juni; bedingt durch Hochwasser) in die Untersuchungen einbezogen. Die Wasserentnahme erfolgte oberflächennah in einer Tiefe von 30 cm als Schöpfprobe unter Luftabschluss und wurde direkt in eine Kunststoffflasche (HDPE-Flasche) gefüllt. Die hydrochemische Analyse erfolgte am Institut für Geographie und am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung und ist im Beitrag zum Untersuchungsdesign (Seele-Dilbat et al. in dieser Veröffentlichung) beschrieben. Die Aufnahme der physikochemischen Parameter erfolgte in situ.

3 Ergebnisse

Zunächst erfolgt eine Auswertung der im Feld erhaltenen Ergebnisse bezüglich des pH-Wertes, der Leitfähigkeit sowie des Sauerstoffgehaltes und -sättigung. Die Grundwassermessstelle wird für die physikochemischen Parameter nicht betrachtet. Anschließend werden die im Labor durchgeführten Analysen ausgewertet. Die Einordnung der Ergebnisse erfolgt anhand der von Worch (1997) und Hütter (1994) für unbelastete Gewässer angegebenen Wertebereiche verschiedener chemischer Elemente und Verbindungen sowie der nach LAWA (1998) definierten chemischen Gewässerklassifikation. Die Messwerte der Grundwassermessstelle werden nach den von der LAWA (2004) festgelegten Geringfügigkeitsschwellenwerten bewertet.

4 Physikochemische Parameter

Die ermittelten pH-Werte liegen zwischen 6,8 und 8,5 und damit im gängigen Bereich für natürliche Gewässer. Die elektrische Leitfähigkeit befindet sich mit Werten von 564 $\mu\text{s}/\text{cm}$ bis 1.038 $\mu\text{s}/\text{cm}$ im Bereich für gut mineralisierte Wässer. Der **Sauerstoffgehalt** schwankt zwischen 2 mg/l und 27 mg/l, die Sauerstoffsättigung zwischen 25 % und 239 %. In stehenden Gewässern sind Sauerstoffwerte unterhalb 5 mg/l laut Hütter (1994) als kritisch einzustufen. Niedrige Sauerstoffgehalte können in den Papitzer Lachen vor allem in den wärmeren Monaten Mai und Juni festgestellt werden, insbesondere in den nicht durchströmten Bereichen sowie in der Heuweglupe. Nach LAWA (1998) weisen die Standorte in Bezug auf die Messwerte im Mai und besonders im Juni deutliche bis sehr hohe Belastungen auf. Im März und April hingegen können die Sauerstoffwerte durchgehend in die Gewässergüteklassen I bzw. I-II (anthropogen unbelastet bis mäßig belastet) eingeordnet werden.

In Hinblick auf die Sauerstoffsättigung, die Aussagen über die Sauerstoffverhältnisse unter Berücksichtigung der Temperatur gibt, lassen sich sehr hohe Sättigungswerte im April feststellen. Dabei werden vor allem im durchströmten aber auch im nicht durchströmten Bereich Werte von über 200 % erreicht. Solch hohe Sauerstoffsättigungen sollten als Alarmsignal angesehen werden, da eine Überproduktion von Sauerstoff in Stillgewässern ein Indikator für Eutrophierung sein kann. In den wärmeren Monaten sinkt die Sauerstoffsättigung aufgrund der steigenden Wassertemperatur. An einigen Standorten fällt sie zeitweise unter 50 %, besonders niedrig sind die Sättigungswerte im Sommer in der Heuweglupe.

5 Nährstoffkationen: Natrium, Kalium, Magnesium und Calcium

Diese Alkali- und Erdalkalimetalle gehören zu den Hauptwasserinhaltsstoffen und sind sowohl in den Ober- als auch Grundwässern nachweisbar. Im Zuge der Untersuchungen konnten insgesamt in allen Wasserproben folgende Schwankungsbereiche ermittelt werden:

- Na⁺: 30 bis 61 mg/l
- K⁺: 5 bis 12 mg/l
- Mg²⁺: 8 bis 29 mg/l
- Ca²⁺: 61 bis 141 mg/l.

Die höchsten Gehalte in den beprobten Oberflächengewässern liegen jeweils im April und Mai, die niedrigsten, bedingt durch die fortschreitende Vegetationsperiode, im Juni. Dabei liegen die im Grundwasser gemessenen Gehalte für Natrium (Na⁺), Magnesium (Mg²⁺) und Calcium (Ca²⁺) meist höher. Die vergleichsweise geringen Werte für Kalium (K⁺) sind begründet durch dessen geringe Löslichkeit sowie die hohe Absorptionsfähigkeit der Böden. Das Verhältnis von Mg²⁺: Ca²⁺ liegt zwischen 1:4 und 1:5,5, demnach liegen die Gehalte von Na⁺, K⁺ und Ca²⁺ überwiegend im normalen Bereich. Lediglich Mg²⁺ überschreitet im April den von Hütter (1994) angegebenen Wertebereich von 20 bis 30 mg/l geringfügig. Unterschiede in den Konzentrationen lassen sich für die Nährstoffkationen zwischen den durchströmten und nicht durchströmten Lachen nicht erkennen, ebenso nicht im Verlauf des Durchflusses im durchströmten Bereich.

6 Chlorid, Sulfat, Fluorid und Bromid

Die **Chloridgehalte (Cl⁻)** schwanken in den durchflossenen Gewässern zwischen 40 und 95 mg/l und in den nicht durchflossenen Gewässern zwischen 36 und 77 mg/l. Die durchflossenen Lachen weisen zwar stärkere Schwankungen auf, die Werte sind aber deutlich niedriger. Im Verlauf des Durchflusses sind keine steigenden oder fallenden Trends erkennbar. Die Grenzwerte für Chloridkonzentrationen liegen nach Worch (1997) für Oberflächengewässer bei 30 mg/l, das heißt alle Proben überschreiten die gegebenen Grenzwerte deutlich. In Bezug auf die chemische Güteklassifikation nach LAWA (2004) fallen die Ergebnisse der untersuchten Standorte meist in die Güteklasse II (mäßig belastet), im Juni sogar in die Güteklasse I-II (sehr gering belastet).

Auch die Gehalte von **Sulfat (SO₄²⁻)** liegen sowohl in den durchflossenen (106 bis 343 mg/l) als auch in den nicht durchflossenen Lachen (115 bis 342 mg/l) deutlich über dem von Worch (1997) festgelegten Wert für anthropogen unbelastete Gewässer von 100 mg/l. Es lassen sich keine wesentlichen Unterschiede zwischen den durchflossenen und den nicht durchflossenen Lachen feststellen. Kontinuierlich steigende oder fallende Tendenzen sind auch im Verlauf des Durchflusses nicht zu erkennen. Hinsichtlich der Sulfatkonzentrationen lassen sich die Papitzer Lachen in die chemischen Gewässergüteklassen II-III (teilweise auch IV) einordnen. Das Untersuchungsgebiet ist für regional erhöhte Sulfatgehalte bekannt. Insbesondere im Grundwasser liegen die Gehalte deutlich über dem Geringfügigkeitsschwellenwert von 250 mg/l nach LAWA (2004). Als Ursache für die erhöhten Chlorid- und Sulfatwerte werden neben geogenen Hintergrundwerten auch anthropogene Verunreinigungen angesehen.

In Hinblick auf die Gehalte von **Fluorid (F⁻)** und **Bromid (Br⁻)** lassen sich weder deutliche Unterschiede zwischen den durchflossenen und nicht durchflossenen Bereichen erkennen, noch werden von Hütter (1994) angegebene Richtwerte (F⁻ <0,5 mg/l; Br⁻ <15 mg/l) überschritten.

7 Ammonium, Nitrat, Nitrit, Phosphat und Phosphor

Ein Gewässer gilt nach LAWA 2004 als unbelastet, wenn die **Ammoniumwerte (NH_4^+)** ganzjährig unter 0,1 mg/l liegen. Sowohl in den Fließ- als auch in den Stillgewässern konnten keine Ammoniumgehalte nachgewiesen werden. Im Grundwasser ließ sich einmalig im Mai Ammonium mit einem erhöhten Gehalt von 2,8 mg/l messen.

Nach Rump (1998) liegt die **Nitratkonzentration (NO_3^-)** in natürlichen Gewässern zwischen 1 und 10 mg/l, nach Hütter (1994) zwischen 0,4 und 8 mg/l für Oberflächengewässer und bis zu 150 mg/l in verschmutzten Fließgewässern. Die ermittelten Werte schwanken über den gesamten Untersuchungszeitraum in den durchflossenen Lachen zwischen 0,1 und 36 mg/l und in den nicht durchflossenen zwischen 0,03 und 14,0 mg/l, damit sind die Nitratgehalte in den durchströmten Lachen deutlich höher. Während die Gehalte anthropogen bedingt im März und April höher liegen, lässt sich über den gesamten Beprobungszeitraum eine allgemeine Abnahme der Nitratgehalte beobachten, da im Laufe der Vegetationsperiode mehr Nitrat durch Pflanzen entzogen wird. Außerdem ist zu erkennen, dass die hohen Nitratgehalte der Weißen Elster und des Wiesengrabens im weiteren Verlauf des Durchflusses deutlich reduziert werden. Anzunehmen sind hier einsetzende Denitrifikationsprozesse, die für den Abbau von Nitrat in den langsam durchströmten Lachen verantwortlich sind.

Nitrit (NO_2^-) konnte nur in zwei Proben nachgewiesen werden (0,69 mg/l Weiße Elster; 1,39 mg/l PL5), jedoch sind nach Hütter (1994) Werte zwischen 0,2-2 mg/l stets Verschmutzungsindikatoren.

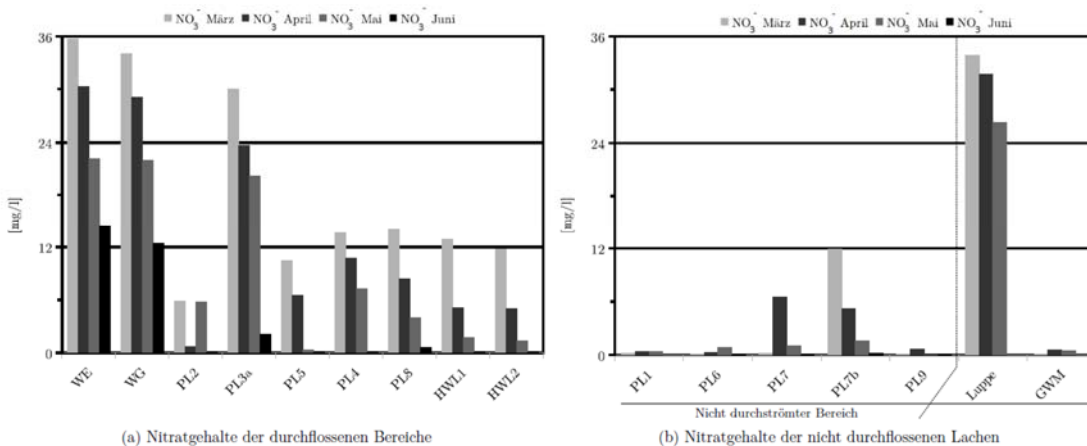


Abb. 3: Nitratgehalte der Gewässer im Untersuchungsgebiet Papitzer Lachen
Quelle: Möller (2013)

Die Gehalte des Elements **Phosphor (P)** lassen sich analytisch häufig in den Wasserproben nicht bestimmen. Ausschließlich in der nicht durchflossenen Lache 6 können über den gesamten Zeitraum hohe Phosphorwerte ermittelt werden. Die Konzentrationen schwanken an diesem Standort zwischen 180 $\mu\text{g/l}$ und 590 $\mu\text{g/l}$. Laut LAWA (1998) ist die Lache 6 damit deutlich bis erhöht belastet (Gewässergüteklasse II-II und III). Im Juni ist bedingt durch das Hochwasser an allen Standorten Phosphor zu finden. Die ermittelten Konzentrationen liegen zwischen

16 und 148 µg/l in den durchflossenen sowie zwischen 50 und 180 µg/l in den nicht durchflossenen Lachen.

Die chemische Verbindung **Phosphat (PO_4^{3-})** ließ sich nur in vier Proben, darunter drei Juni-proben, ausschließlich in den nicht durchflossenen Lachen in einem Konzentrationsbereich von 0,04 bis 0,8 mg/l nachweisen, ebenfalls mit den höchsten Werten in der Lache 6. Der von Hütter (1994) angegebene Wert von unter 0,03 mg/l wird damit in diesen Einzelfällen überschritten. In allen anderen Proben liegen die Phosphatgehalte jedoch ebenfalls unterhalb der Nachweisgrenze. Dauerhaft erhöhte Phosphatkonzentrationen als Indiz für anthropogene Verunreinigungen lassen sich nicht nachweisen.

8 Summenparameter (TN, DIC, DOC)

Der gelöste **Gesamtstickstoff (TN)** schwankt im Untersuchungszeitraum in den durchflossenen Gewässern zwischen 1 und 19 mg/l sowie in den nicht durchflossenen Lachen von 1 bis 6 mg/l. Damit liegen die Werte, analog zu den Nitratgehalten, in den durchflossenen Bereichen deutlich höher. Außerdem ist auch hier im Vergleich zur Weißen Elster und des Wiesengrabens eine Abnahme in den Lehmlachen zu verzeichnen. Im gesamten Untersuchungsgebiet können im April die höchsten Gesamtstickstoffgehalte gemessen werden. Bezüglich der chemischen Gewässergüte kann eine Einordnung der Messergebnisse der nicht durchflossenen Bereiche in die Güteklassen II und II-III (mäßig bis deutlich belastet) erfolgen. In den Fließgewässern Weiße Elster und Wiesengraben sowie in der Lache 3a liegt in den Monaten März und April eine erhöhte bis hohe Belastung vor (Gewässergüteklasse III und III-IV). Im weiteren Verlauf des Durchflusses sind aufgrund der sinkenden Gesamtstickstoffgehalte fast ausschließlich bessere Gewässergüteklassen zuzuordnen.

Die Gehalte an gelöstem **anorganischen Kohlenstoff (DIC)** variieren innerhalb des gesamten Untersuchungsgebietes nicht stark, die meisten Werte bewegen sich zwischen 20 und 30 mg/l. Unterschiede zwischen den durchflossenen und nicht durchflossenen Lachen lassen sich nicht feststellen, jedoch treten die mit Abstand höchsten Konzentration (bis zu 53 mg/l) in der nicht durchflossenen Lache 6 auf.

Die Gehalte an gelöstem **organischen Kohlenstoff (DOC)** schwanken im Bereich von 2 bis 16 mg/l, wobei die Werte in den nicht durchflossenen Bereichen geringfügig höher liegen. Diese lassen sich nach LAWA somit in die Gewässergüteklasse II-III bzw. III einordnen, wohingegen sich die Werte der durchflossenen Lachen in der Regel in den Güteklassen II bzw. II-III bewegen. Im Grundwasser liegen die DOC-Gehalte mit Werten zwischen 6 und 8 mg/l im Vergleich zu anderen Grundwassermessstellen im Leipziger Auwald etwas höher (vgl. den Beitrag zur Hydrochemie von Herkelrath-Bleyl et al. in dieser Veröffentlichung).

9 Aluminium und ausgewählte Schwermetalle

Die Werte für **Aluminium (Al)** in durchflossenen Bereichen schwanken zwischen 1,5 und 113 µg/l, in den nicht durchflossenen Lachen zwischen 0,55 und 47 µg/l. Somit sind die Gehalte wie auch der Schwankungsbereich in den durchflossenen Lachen deutlich höher, wobei nicht eindeutig ersichtlich wird, dass der durchflossene Bereich durch Einträge aus der Weißen Elster mehr belastet wird. Insgesamt liegt an allen Standorten ein Großteil der ermittelten Werte unter 10 µg/l, jedoch sind ebenfalls an allen Standorten Maximalwerte im Juni erkennen. Hier sind höhere Stoffeinträge durch das zu diesem Zeitpunkt auftretende Hochwasser bedingt. Das Maximum im Juni trifft mit Werten von 55 bis 680 µg/l auch auf **Eisen (Fe)** zu. In den nicht durchflossenen Lachen schwanken die Werte von 40 bis 179 µg/l, in den durchflossenen zwischen 37 und 680 µg/l. Allerdings lässt sich Eisen in den durchflossenen Lachen vor allem während des Hochwassers im Juni nachweisen, mit Maximalwerten in der Heuwegluppe. Die nicht durchflossenen Bereiche hingegen weisen während des gesamten Untersuchungszeitraumes Eisen auf. **Mangan (Mn)** weist in den durchflossenen Lachen Gehalte von 12 bis 970 µg/l auf und in den nicht durchflossenen Teilen Werte von 34 bis 1.170 µg/l, damit sind die Gehalte in den nicht durchflossenen Lachen etwas höher, ebenso im Grundwasser. In den durchflossenen Lachen sind die maximalen Mangankonzentrationen durch erhöhte Stoffeinträge, bedingt durch das Hochwasser, im Juni festzustellen. In den nicht durchflossenen Bereichen liegen die Messwerte für Mangan im März besonders hoch. Der nach Worch (1997) angegebene Bereich zwischen 0,01 und 1 µg/l wird (mit Ausnahme der Werte unterhalb der Nachweisgrenze) für Eisen und Mangan in allen gemessenen Proben deutlich überschritten.

Gelöste Gehalte an **Blei (Pb)**, **Chrom (Cr)** und **Cadmium (Cd)** lassen sich, bis auf drei Proben bedingt durch das Hochwasser im Juni, nur geringfügig nachweisen. Die Schwermetalle **Kupfer (Cu)**, **Nickel (Ni)** und **Zink (Zn)** hingegen sind in den Papitzer Lachen mit höheren Konzentrationen festzustellen. Dabei wird für Kupfer der Richtwert von 3 µg/l für natürliche Gewässer nach Hütter (1994) in vielen Proben kontinuierlich überschritten, da Gehalte bis 9,9 µg/l nachweisbar sind. Bezogen auf Einzelwerte weisen die nicht durchströmten Lachen die höchsten Gehalte an Kupfer aus, durchschnittlich betrachtet lassen sich allerdings in den durchflossenen Lachen höhere Kupferkonzentrationen feststellen. Dabei weisen im März und im Juni die Weiße Elster und der Wiesengraben die höchsten Werte auf, während im weiteren Verlauf des Durchflusses durch die Lachen die Gehalte geringer sind. Nur in der Heuwegluppe sind im Juni höhere Kupfergehalte zu finden. In den Monaten April und Mai hingegen sind die höchsten Gehalte in der Lache 3a sowie ebenfalls in der Heuwegluppe nachzuweisen. Damit können erhöhte Kupfereinträge nicht ausschließlich auf den Zulauf aus der Weißen Elster zurückgeführt werden. Im Zusammenspiel mit Cadmium und Zink gilt Kupfer als starkes Fischgift.

Die Zinkgehalte schwanken in den durchflossenen Lachen von 0,9 bis 59 µg/l und in den nicht durchflossenen Bereichen von 1,9 bis 25 µg/l, wobei die höchsten Gehalte im April nachgewiesen werden. Hütter (1994) gibt für natürliche Gewässer Gehalte von unter 20 µg/l und Worch (1997) für unbelastete natürliche Gewässer sogar Werte unter 10 µg/l an. Diese Werte werden im April und im Juni an einigen Messstellen überschritten. Insgesamt sind in den durchflossenen Lachen höhere Gehalte und Schwankungen der Zinkkonzentration festzustellen, wobei dies nicht offensichtlich mit dem Zulauf aus der Weißen Elster zusammenhängt. In den Monaten März und April sind die Gehalte in der Weißen Elster niedriger als im Wiesengraben, zusätzlich sind im April die gemessenen Zinkkonzentrationen auch in vielen Lachen und in der Heuwegluppe höher als in der Weißen Elster.

Die Nickelgehalte schwanken eher gering und liegen mit Werten kleiner 7 µg/l unter dem nach Hütter (1994) angegebenen Richtwert für Oberflächengewässer von 10 µg/l, jedoch wird die nach Worch (1997) angegebene geogen bedingte Grenze von 0,3 µg/l in fast allen Wasserproben überschritten. Dabei weisen die durchflossenen Lachen höhere Werte auf als die nicht durchflossenen. Erhöhte Einträge aus der Weißen Elster über den Wiesengraben lassen sich im Monat Mai feststellen, ansonsten sind die Nickelgehalte im Wiesengraben etwas höher als in der Weißen Elster, während in den durchflossenen Lachen und in der Heuwegluppe die Werte niedriger sind. Im März hingegen lassen sich in der Weißen Elster und in der Lache 8 die geringsten Gehalte messen, während im Wiesengraben, in den durchflossenen Lachen und in der Heuwegluppe höhere Nickelkonzentrationen festzustellen sind. Im Grundwasser wird der Geringfügigkeitsschwellenwert nach LAWA (2004) (14 µg/l) mit 16 µg/l überschritten.

10 Diskussion, Zusammenfassung und Ausblick

Die Ergebnisse der untersuchten Gewässer der Papitzer Lachen zeigen, dass die ermittelten Werte bezüglich der Nährstoffkationen sowie der pH-Werte für diesen Naturraum als normal eingestuft werden können und damit in einem für naturnahe Gewässer „üblichen“ Bereich liegen. Auch die Ergebnisse zur Leitfähigkeit belegen, dass es sich bei allen beprobten Lachen um gut mineralisierte Gewässer handelt. Dies lässt sich mit der Austrocknung der Lachen und damit einhergehender Mineralisierung der Sedimente in den Herbst- und Wintermonaten begründen. Schlechter ist der Zustand der Papitzer Lachen hinsichtlich der Sauerstoffgehalte und -sättigungen zu bewerten. Hier werden zeitweise in einigen Gewässern kritische Werte erreicht. Die Nährstoffanionen Fluorid und Bromid liegen in sehr geringen Konzentrationen vor, während die Gehalte an Chlorid und insbesondere Sulfat als erhöht eingestuft werden können. Letztere Ergebnisse spiegeln die hydrochemische Situation im Leipziger Raum wider, der von Bergbauaktivitäten in der Umgebung sowie Flugaschen ehemaliger Industrien geprägt ist. Darüber hinaus stellen sowohl erhöhte Gehalte an Chlorid als auch an Sulfat Verschmutzungsindekatoren dar. Die Nitratgehalte nehmen im Untersuchungszeitraum in allen Lachengewässern ab, was im Zusammenhang mit der Vegetationsperiode und dem damit verbundenen Nitratverbrauch der Pflanze steht. Die Nitritkonzentrationen sind als unbedenklich einzustufen. Im Mai kann eine erhöhte Konzentration an Ammonium festgestellt werden. Diese geht mit den niedrigeren Sauerstoffgehalten in diesem Monat einher. Nachweisbare Phosphorkonzentrationen sind kurzzeitig über das Hochwasser eingetragen worden, ansonsten finden sich ausschließlich in der Lache 6 hohe Phosphorgehalte, die auf Eutrophierungserscheinungen schließen lassen. Höhere Stoffeinträge durch das Hochwasser im Juni 2013 sind auch für die untersuchten Schwermetalle festzustellen. Häufig erhöhte Werte weisen Kupfer, Nickel und Zink auf. Außerdem lagen die nachweisbaren Eisen- und Manganwerte im erhöhten Bereich.

Die Einträge in die Gewässer sind vor allem anthropogenen Ursprungs oder in Bezug auf Sulfat durch anthropogene Veränderungen des Boden-Wasserhaushaltes zurückzuführen. Krüger et al. (1999) konnten in anderen Teilen des Leipziger Auwalds ähnliche Stoffkonzentrationen der untersuchten Parameter in den Gewässern finden. Als Gründe für die hohen Nähr- und Schadstoffkonzentrationen der Flussauen im Leipziger Auwald werden folgende Quellen genannt:

- Stoffeinträge durch fluvialen Transport während des Gesamtzeitraumes der Auenlehmse-dimentation aus dem Flusseinzugsgebiet sowie Ablagerungen im gesamten Auenbereich
- Fluviale Sedimente im Bereich der Flussbetten
- Schadstoffe durch atmosphärische Einträge (Flugstäube, Einträge aus der Landwirtschaft)
- Einleitung von Schadstoffen in Vorfluter und Siedlungsentwässerung
- Einträge durch kontaminiertes Grundwasser der Talränder
- Ehemalige Deponien in der Aue.

Für die zentralen Fragestellung dieser Arbeit, inwieweit sich die Stoffbestände der Lachen in Bezug auf ihre Wasserspeisung differenzieren lassen (vgl. Nebel et al. in dieser Ver-öffentlichung), sollen verschiedene Aspekte noch einmal genauer aufgeführt werden:

Hinsichtlich der Nährstoffkationen sowie der pH-Werte sind Unterschiede zwischen den durch-flossenen und nicht durchflossenen Lachen nicht zu erkennen. Auch anhand der Chlorid- sowie Fluorid- und Bromidgehalte kann keine Differenzierung vorgenommen werden, ebenso wenig in Bezug auf die Sulfatkonzentration. In diesen Fällen sind stoffliche Schwankungen auch inner-halb der durchflossenen beziehungsweise der nicht durchflossenen Lachen erkennbar, so dass diese Variabilität nicht mit der unterschiedlichen Wasserspeisung zu begründen ist. Etwas hö-here Leitfähigkeitswerte können in den nicht durchflossenen Lachen gemessen werden, so dass insgesamt die Lösungsfracht in diesen Gewässern leicht höher ist als in den durchflossenen Bereichen. Da die nicht durchflossenen Lachen vor allem Grundwasser-beeinflusst sind, lässt sich eine etwas höhere Lösungsfracht damit begründen, obwohl die dadurch zu erwartenden höheren Sulfatgehalte nicht kontinuierlich festzustellen sind. Die Konzentrationen an Mangan und Eisen sind ebenso in den nicht durchflossenen Lachen ein wenig höher, was ebenfalls aus dem hohen Grundwassereinfluss resultiert. Ausgenommen davon sind die Werte vom Juni 2013, wo bedingt durch die Stoffeinträge des Hochwassers die Gehalte an Mangan und Eisen in den durchflossenen Bereichen ansteigen. Auch die Kohlenstoffsummenparameter liegen in den nicht durchflossenen Bereichen in höheren Konzentrationen vor. Die Gehalte an Aluminium sowie der Schwermetalle Kupfer, Nickel und Zink hingegen sind häufig in den durchflossenen Lachen mit höheren Konzentrationen nachweisbar. Die Hypothese, dass der höhere Schadstoffeintrag durch die Einträge aus der Weißen Elster stammt, lässt sich jedoch nur bedingt bestätigen. Einzelne Lachen und insbesondere die Heuweglupe weisen oft auch höhere Gehalte an den analysier-ten Schadstoffparametern auf als die Weiße Elster. An dieser Stelle ist der vorliegende Daten-satz nicht aussagekräftig genug, um einen Schadstoffeintrag durch die Weiße Elster in die durch-flossenen Lachen zu postulieren. Weitergehende Analysen könnten hier aufklären. Nicht nach-zuweisen ist ein kontinuierlicher Schadstoffabbau im Verlauf des Durchflusses. Auffällig ist hin-gegen, dass bezüglich der Nitratgehalte eine Denitrifikation in den durchflossenen Lachen statt-findet. Mit zunehmender Entfernung zur Weißen Elster nehmen die Nitratgehalte ab. Weiter las-sen sich in den durchflossenen Bereichen höhere Nitratkonzentrationen feststellen als in den nicht durchflossenen Lachen. Im Gegensatz zu den Schwermetallen kann deshalb hier der hohe Eintrag durch die Weiße Elster bestätigt werden.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Unterschiede in der stofflichen Beschaffen-heit zwischen den Lachen in Bezug auf ihre Wasserspeisung eher gering sind. Anhand weni-ger Parameter ist der höhere Grundwassereinfluss der nicht durchströmten Lachen erkennbar, wobei nur leichte Abweichungen zu erkennen sind. Ein erhöhter Schadstoffeintrag durch die Wasserspeisung der durchflossenen Lachen aus der Weißen Elster kann bezogen auf den

gesamten Untersuchungszeitraum nicht beobachtet werden. Anders ist dies in Bezug auf die Stickstoffgehalte. Hier sind die Nitratkonzentrationen in den durchflossenen Lachen durch den Eintrag aus der Weißen Elster höher, wobei bedingt durch die einsetzende Denitrifikation im Verlauf des Durchflusses die Gehalte mit zunehmendem Abstand zur Weißen Elster abnehmen. Weitere stetig steigende oder fallende Tendenzen hinsichtlich der stofflichen Beschaffenheit lassen sich im Verlauf von der Weißen Elster über den Wiesengraben durch die Lachen bis zur Heuweggruppe nicht erkennen.

Literaturverzeichnis

- Hütter, L.A. (1994): Wasser und Wasseruntersuchung. Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer, biologischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren. 6. Aufl. Aarau: Verlag Sauerländer.
- Krüger, A., Haase, D. & Neumeister, H. (1999): Schadstoffmobilisierung und Verteilung in den Leipziger Flußauen. Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft. Universität Leipzig, Fakultät für Physik und Geowissenschaften, Institut für Geographie.
- LAWA (1998): Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland.
- LAWA (2004): Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser.
- Möller, N. (2013): Die Gewässerchemie der Papitzer Lachen. Eine exemplarische Untersuchung der Wasserqualität und deren mögliche Auswirkungen auf die Amphibien. Universität Leipzig, Leipzig. Institut für Geographie.
- Rump, H.H. (1998): Laborhandbuch für die Untersuchung von Wasser, Abwasser und Boden. 3. Aufl. Weinheim: Wiley-VCH.
- Vlaic, M., Sievert, R., Scholz, M., Herkelrath, A. & Große, W.-R. (2017): Die Papitzer Lehmlachen im Projekt Lebendige Luppe – Schutz eines wertvollen Amphibienlebensraumes in der Leipziger Nordwest-Aue. Jschr. Feldherpetol. u. Ichthyofaunistik Sachsen 18: 12-28.
- Worch, E. (1997): Wasser und Wasserinhaltsstoffe. Eine Einführung in die Hydrochemie. (Teubner-Reihe UMWELT). Wiesbaden: Vieweg+Teubner Verlag.

Wasserstands- und Durchflussmessungen in den Papitzer Lachen und Altläufen der Luppe im Nordwesten des Leipziger Auensystems

STEVEN NEBEL, MICHAEL VIEWEG, ANNA HERKELRATH-BLEYL, MATHIAS SCHOLZ, ANNETT KRÜGER,
JÜRGEN HEINRICH & HANS DIETER KASPERIDUS

1 Einleitung

Die Papitzer Lachen sind flache, zeitweise wassergefüllte, Geländeeintiefungen im Bereich der nördlich Luppeaue, die durch ehemalige Lehmgrabungen in der Aue entstanden sind. Je nachdem wie weit die Auenlehmschicht dabei abgetragen wurde, sind einige Lachen recht gut mit dem Grundwasser konnektiert und ganzjährig mit Wasser gefüllt, andere Bereiche sind eher von saisonalem Oberflächenabfluss gespeist und fallen zeitweise komplett trocken. Dementsprechend handelt es sich um einen sehr variablen Lebensraum, der durch den steten Wechsel von trockenen, feuchten und nassen Bedingungen gekennzeichnet ist. In Absprache mit der unteren Naturschutzbehörde des Landkreises Nordsachsen erfolgt durch aktiv gesteuerte Einspeisung von Wasser aus der Weißen Elster ein saisonales Wassermanagement zur Überstauung wesentlicher Amphibienlaichgewässer im Gebiet. Das geschieht über eine in den 1990er Jahren durch den NABU angelegte Wassereinleitung, die 2016 im Rahmen des Projektes Lebendige Luppe durch ein modernes Einlassbauwerk ersetzt wurde. Nachdem rechtzeitig vor dem Beginn der Amphibienwanderung im zeitigen Frühjahr der Einlass geöffnet wird, folgt im Sommer die Drosselung der Wasserzufuhr, um eine Auendynamik zu simulieren. In den Herbst- und Wintermonaten wird die Bewässerung vollständig unterbrochen und Lachen, die nicht mit dem Grundwasser konnektiert sind, trocknen nahezu aus (Vlaic et al. 2017). Um die hydrologischen Auswirkungen dieser anthropogenen Flutungsmaßnahmen besser beurteilen zu können, erfolgte im Rahmen einer Qualifikationsarbeit von Nebel (2016) ein Monitoring der frühjährlichen Wasserüberleitung aus der Weißen Elster in die Papitzer Lachen im Jahr 2016. Damit sollten die folgenden drei Fragen beantwortet werden:

- Welchen raumzeitlichen Verlauf nimmt die Flutung der Papitzer Lachen und die Bespannung angrenzender ehemaliger Flussläufe?
- Führt die Vernässung zu einer nachhaltigen hydraulischen Aktivierung des Grundwasserspiegels?
- Kann die Bespannung alter Fließbecken der Drainierung der Neuen Luppe entgegenwirken?

Die nachfolgenden Ausführungen stellen eine Zusammenfassung der Vorgehensweise und Ergebnisse der genannten Untersuchung dar.

2 Methoden

Zur Erfassung des raumzeitlichen Verlaufs der Flutung in die Papitzer Lachen und den angrenzenden Luppe-Altläufen (Abb. 1 und Abb. 2) wurden vom 10. Februar bis 22. April 2016 die Wasserstände über digitale Datenlogger (Schlumberger Water Services) kontinuierlich im 30-minütigen Intervallen gemessen. Darüber hinaus wurden vom 15. Februar bis 18. März

2016 regelmäßig Strömungsmessungen durchgeführt, um zusammen mit der Gerinnegeometrie die entsprechenden Durchflussmengen zu ermitteln. Die Durchflussmessung mittels Messflügel verlangt einen Fließabschnitt mit laminarer Strömung und gleichmäßigem geometrischem Querschnitt. Um bei den niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten im gewundenen Altlauf/Bachbett verlässliche Werte zu erhalten, wurden an vier von fünf Standorten Düker für die Durchflussmessung genutzt. Außerdem wurden in der nördlichen Alten Luppe relative Wasserstandsänderungen unter Zuhilfenahme von Pegellatten aufgenommen.

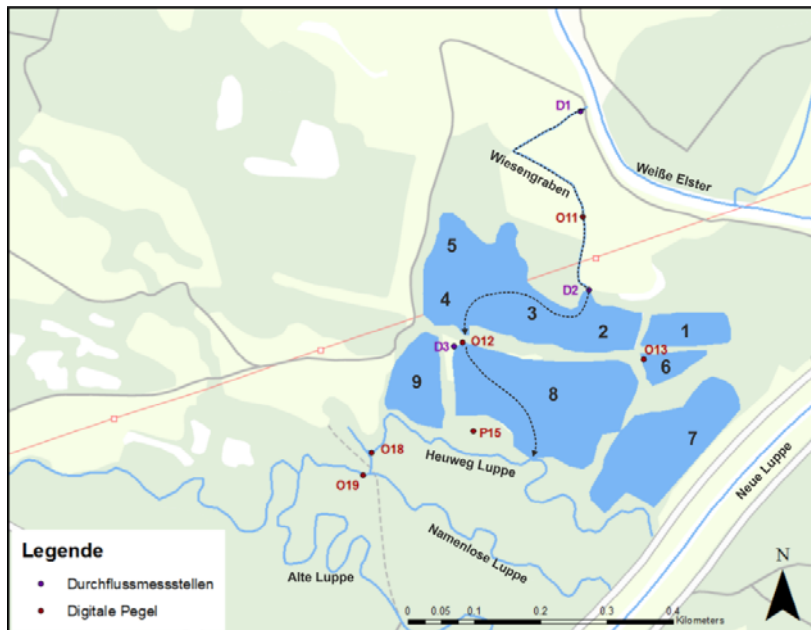


Abb. 1: Messstellen im Bereich der Papitzer Lachen, Heuwegluppe und Namenlose Luppe
Kartengrundlage: WebAtlasSN



Abb. 2: Messstellen in der nördlichen Alten Luppe /Heuwegluppe
Kartengrundlage: WebAtlasSN

Die Durchflussmessungen wurden mit einem akustisch-digitalen Strömungsmesser der Firma OTT durchgeführt (OTT Acoustic Digital Current Meter). Das Messprinzip des Gerätes basiert auf Ultraschallsignalen, die an suspendierten Feststoffteilchen oder Gasblasen reflektiert werden (Fiedler 1992: 244) und ist in der Lage, die Strömungsgeschwindigkeit mit einer Genauigkeit von +/- 0.25 cm/s zu ermitteln. Mit Hilfe des eingebauten Wasserstandssensors und der Gerätesoftware lassen sich so über Mehrpunktmessungen Fließprofile und damit letztlich Durchflüsse berechnen (OTT Hydromet 2007: 7 ff.). In den verwendeten Düker Messprofilen wurden stattdessen Einpunkt-Messungen in der Mitte des Dükerauslasses durchgeführt und die Durchflusswerte mit den jeweils ermittelten Fließquerschnitten berechnet.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Darstellung der Wasserstand- und Durchflussdaten

Bei der Auswertung von Wasserstandsdaten ist es hilfreich, zuerst die beiden prägenden Fließgewässer zu betrachten. Die Weiße Elster als Vorfluter der Papitzer Lachen und der Altläufe steuert mit ihren Wasserstandsänderungen den Durchfluss, und die tiefer eingeschnittene Neue Luppe bestimmt wiederum maßgeblich die Hydraulik des nordwestlichen Auensystems über den Grundwasserleiter. Wie Abbildung 3 zeigt, schwankte die Wasserstandsganglinie der Weißen Elster aufgrund des Rückstaubereiches des Altscherbitzer Mühlenwehres unterhalb der Messstelle nur geringfügig und bewegte sich vom 15. Februar bis 18. März 2016 zwischen Werten von 97,83 m ü. NHN und 97,99 m ü. NHN, also nur 15 cm. Dies steht im starken Kontrast zur Ganglinie der Neuen Luppe (vgl. Abb. 5), die eine deutlich größere Wasserstandsamplitude von 80 cm für den gleichen Zeitraum aufweist. Exemplarisch für dieses Phänomen ist der Anstieg vom 18. zum 24. Februar 2016 von 98,87 auf 99,48 m ü. NHN. Die Werte zeigen die grundsätzlichen Unterschiede der beiden Flüsse.

Sowohl die Weiße Elster als auch die Neue Luppe sind Bestandteil eines großen wasserwirtschaftlichen Regulierungskomplexes. Die Abflüsse der Weißen Elster werden im Gewässerknoten auf der Höhe des Klärwerkes Rosentals auf etwa 8 m³/s bei Mittelwasser reguliert. Dieses Wehr wird vom Unterwasser gesteuert und schließt sich bei starken Zuflüssen der etwas unterhalb in die Weißen Elster mündenden Parthe durch den Rückstrom automatisch. Damit wird der Gesamtabfluss in der Weißen Elster zwischen Leipzig und Schkeuditz nahezu konstant gehalten und erhöht sich nur, wenn im Hochwasserfall aus der Parthe erhöhte Abflüsse über 8 m³/s zufließen. Bei Niedrig- und Mittelwasser werden die Wasserstände zusätzlich durch die anliegenden Mühlen, insbesondere die Altscherbitzer Mühle, beeinflusst. Die Neue Luppe fungiert im Leipziger Fließgewässersystem dagegen als Hauptwasserlauf, der nach Ableitung der für die Mühlen notwendigen Wassermengen der Weißen Elster, das „restliche“ Volumen aufnimmt. Daher ist das Wasserdargebot der Weißen Elster relativ konstant, während die Neue Luppe die Abflussdynamik im Gebiet abbildet.

Aus dem relativ konstanten Wasserdargebot der Weißen Elster wird das Gebiet der Papitzer Lachen jährlich kontrolliert über ein Einlassbauwerk (mittels eines manuellen Schützes) geflutet. Von dort aus schließt der Wiesengraben als Verbindungsfließ zu den Papitzer Lachen an. In diesem Graben ist der erste Messpegel O11 zur Messung des Eingangs-Wasserstan-

des installiert. Zu Beginn der Wassereinspeisung wurde der Schütz am 5. Februar 2016 zunächst ein wenig geöffnet und eine geringe Menge Wasser von etwa 0,0066 m³/s (6,6 l/s) eingeleitet, bei der sich im Vorher-Nachher-Vergleich in Abbildung 4 keine großen Wasserstandsänderungen im Wiesengraben abzeichnen. Erst mit einer weiteren Öffnung des Schützes am 24. Februar 2016 lässt sich ein minimaler Anstieg verzeichnen. Ab dann strömten bis Ende des Beobachtungszeitraums im Mittel 0,0338 m³/s (33,8 l/s) Wasser vom Rohrauslass des Einlassbauwerks in den Wiesengraben. Das kleine Minimum des Pegels O11 am 4. April 2016 ist auf die offizielle Einweihung des Einlassbauwerks zurückzuführen, bei der die Einleitung kurzzeitig unterbrochen wurde. Die Korrelation zwischen dem Wasserstand der Weißen Elster und dem Durchfluss am Einlass bildet sich deutlich ab (vgl. Abb. 3).

Einige Lachen sind nicht direkt an das Oberwassersystem angebunden. Diese nur mit sogenanntem Druck- bzw. Qualmwasser gespeisten Lachen werden im Kontext dieser Untersuchung durch die Lache 6 mit dem dortigen Pegel O13 repräsentiert. Dort zeigen die Wasserstandsschwankungen eine leicht gedämpfte Amplitude und einen zeitversetzten Wasseranstieg gegenüber den direkt durchflossenen Lachen.

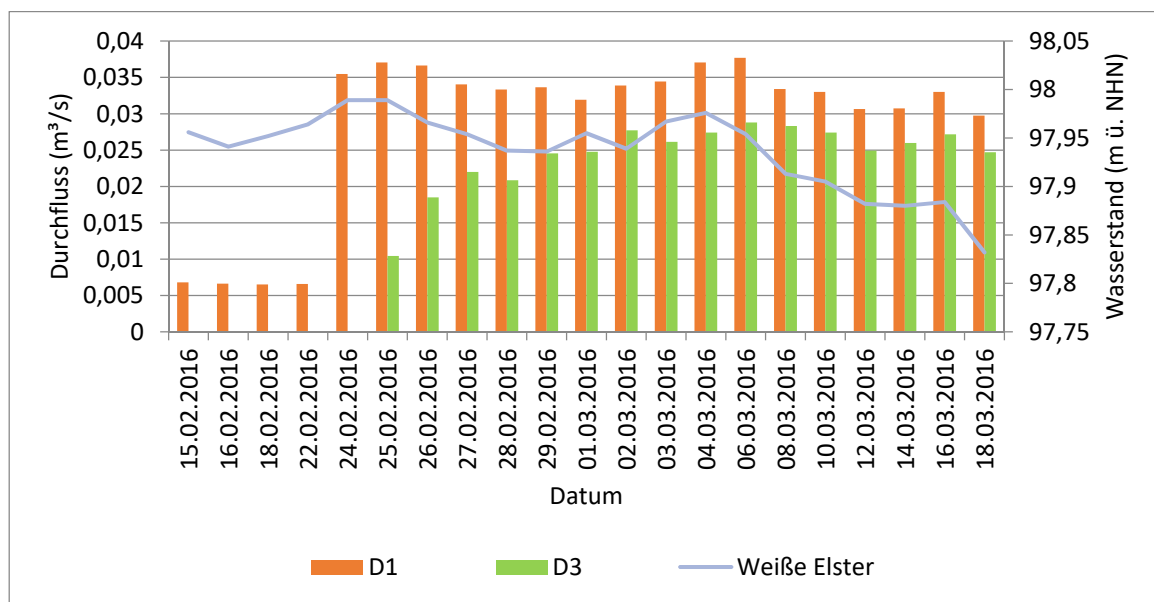


Abb. 3: Durchflusswerte am Einlassbauwerk (D1) und am Düker zwischen Lache 4 und 8 (D3) korreliert mit der Ganglinie der Weißen Elster

Nach der sukzessiven Füllung der Lachen 2, 3a, 4 und 5 strömte das Wasser über einen Düker unterhalb des Dammwegs in die Lache 8. Aus den Feldbeobachtungen geht hervor, dass der Düker ab dem 25. Februar 2016 durchflossen ist und von da an Strömungsmessungen durchgeführt werden konnten. Bis etwa zum 2. März 2016 zeigen die Durchflusswerte am Durchlass zwischen den Lachen 4 und 8 (D3) eine Stabilisierung der Durchflüsse mit im Mittel 0,027 m³/s (27 l/s) (siehe Abb. 3). Ungefähr 30 m östlich des Dükers befindet sich in Lache 8 der Pegel O12. Der Verlauf der Ganglinie von O12 zeigt seit der Öffnung des Einlassbauwerkes bis zum 21. Februar 2016 einen nur flach ansteigenden Verlauf, der vom Druckwasser der nördlich gelegenen Lachen und dem langsam aufsättigenden Grundwasser verursacht wird.

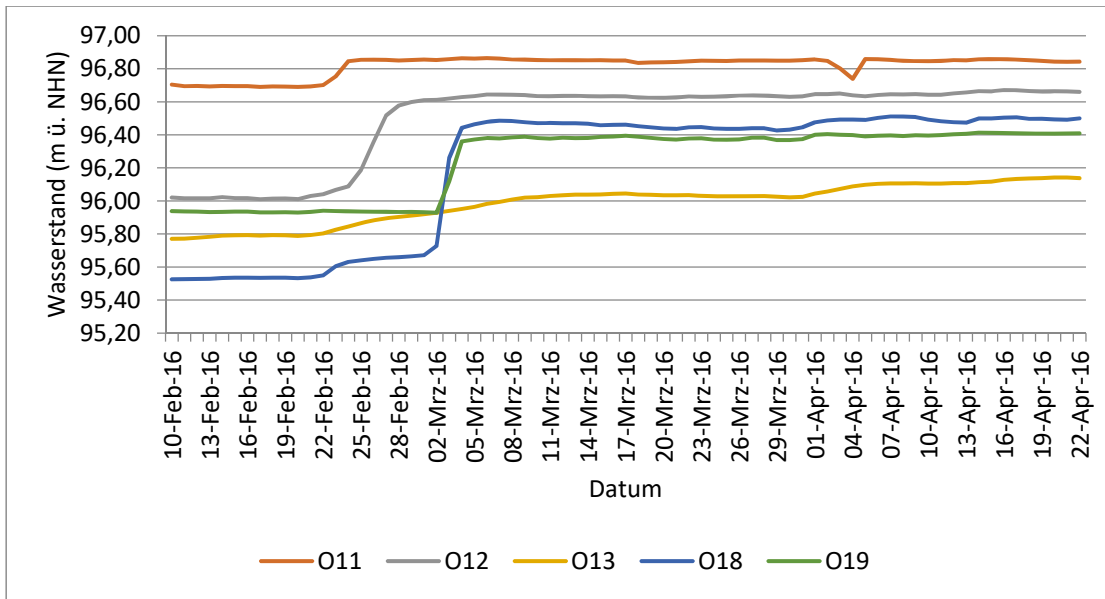


Abb. 4: Wasserstände der Oberflächenwasserlogger vom Einlass bis zur Namenlosen Luppe

Die Ausbreitung des Wassers in Lache 8 erfolgt innerhalb weniger Tage und ließ den Wasserstand um ca. 70 cm ansteigen. Mit der Füllung der Lache 8 steigt auch der unmittelbare Druckwassereinfluss auf die Lache 6.

Nach der Überleitung in die Lache 8 floss das Wasser am 2. März 2016 auf direktem Weg in die tiefer gelegene Heuwegluppe. Dort zeigt der Pegel O18 schon während der Bespannung der Lache 8 erste Effekte über zu fließendes Druckwasser. Ab dem Zeitpunkt des Überlaufes aus Lache 8 in die Heuwegluppe am 4. März 2016 stieg dort das Wasser in kurzer Zeit von 95,73 auf 96,44 (71 cm) m ü. NHN an. Von da muss das Wasser eine kleine Schwelle überwinden, um über eine Furt in die Namenlose Luppe fließen zu können. Dort, in der Namenlosen Luppe, befindet sich der Pegel O19. O19 hat wie O18 einen signifikanten Anstieg am 2. März 2016, wonach der Wasserstand von 95,93 auf 96,36 m ü. NHN (43 cm) am 4. März 2016 ansteigt. Alles in allem kann festgehalten werden, dass nach der Überleitung aus den Papitzer Lachen die Heuwegluppe und die Namenlose Luppe relativ schnell bespannt und durchflossen werden.

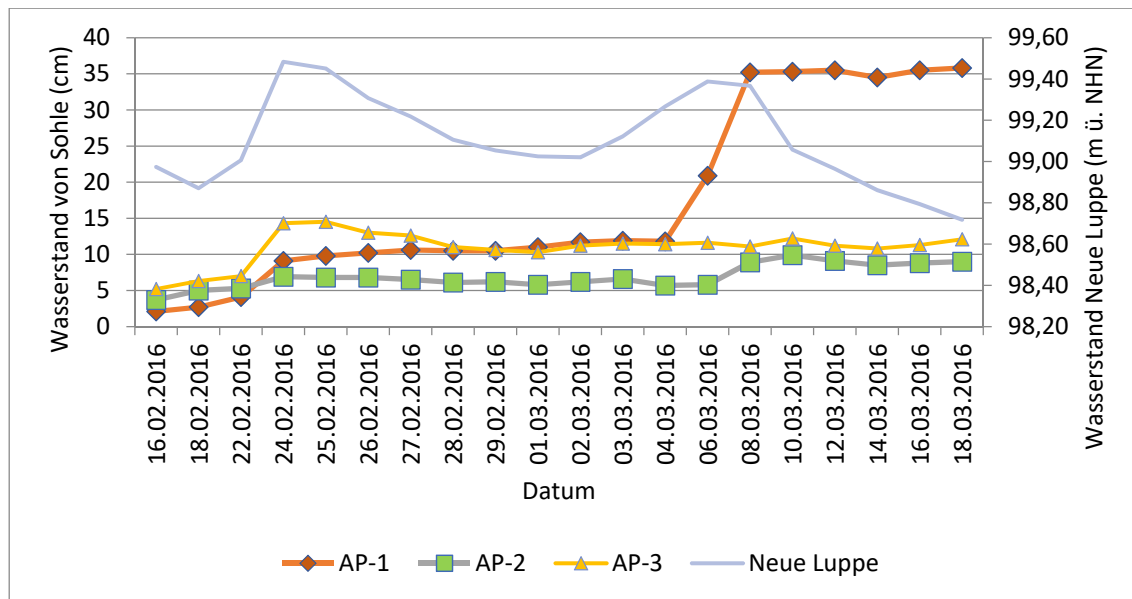


Abb. 5: Relative Wasserstandsänderung der analogen Pegel in Abhängigkeit vom Wasserstand der Neuen Luppe

Der von O19 ca. 600 m entfernte und westlich gelegene Standort AP-1 zeigt vom 4. bis 8. März 2016 einen Wasseranstieg von etwa 24 cm. Bei AP-2 ist am 6. März 2016 noch ein Höhenunterschied von der Gewässersohle zur Wasseroberfläche von 5,8 cm des Wasserstandes zu verzeichnen und 4 Tage später liegt der Wasserstand bei 9,9 cm (Abb. 5). Grundsätzlich kann festgestellt werden, dass AP-1 und in abgeschwächter Form auch AP-2 noch aktiv durchflossen werden. Am Messpunkt D4 auf Höhe der der Bundesstraße 186, sowie am Messpunkt AP-3 bzw. dem westlichsten Pegel D5 (an der Maßlauer Linie) konnten keine Fließbewegung mehr beobachtet werden. Hier ist das System nur noch von den im Winter erhöhten Grundwasserständen getrieben, daher findet kein fließen mehr statt und die Wasserstände sind insgesamt niedriger. Vom 8. bis zum 10. März 2016 ist ein kleine Spitze zu verzeichnen und eine Erhöhung des Wasserstandes von 1,1 cm erkennbar. Ob es sich dabei tatsächlich um einen Effekt der Wassereinspeisung handelt, dem hydraulischen Einfluss der Neuen Luppe oder lokalem Niederschlag, kann an mit den vorliegenden Daten nicht abschließend geklärt werden. Es ist aber davon auszugehen, dass im Verlauf der Heuwegluppe die unter dem Auenlehm befindlichen Kiesgrundwasserleiter angeschnitten werden und das eingeleitete Wasser dort ins Grundwasser versickert.

3.2 Hydraulischer Einfluss der Neuen Luppe

Das Gebiet der Papitzer Lachen ist durch ein Zusammenwirken von Grundwasserdynamik und der künstlich gesteuerten Oberflächenwasserhydrologie geprägt. Durch die relativ konstant bespannte Weiße Elster bestimmt vor allem die gebietsentwässernde Neue Luppe die Grundwasserdynamik der Elster-Luppe-Aue zwischen Leipzig und Schkeuditz. Dabei führen die aktuell sinkenden Niederschlagsmengen sowie die zunehmende Eintiefung der Neuen Luppe zu insgesamt sinkenden Grundwasserständen in der Aue. Demgegenüber stellt die regulierte Einleitung von Wasser in die Papitzer Lachen eine Maßnahme der zusätzlichen

Wasserversorgung des Auengebietes dar. In den hydraulisch relativ abgedichteten Bereichen der Papitzer Lachen wird dadurch eine recht schnelle und gut steuerbare Bespannung der Wasserflächen erreicht. Je länger und weiter das Wasser danach ins Gebiet eindringt, desto mehr versickert die eingeleitete Wassermenge in den Kiesgrundwasserleiter und reichert damit das Grundwasser an.

In Abbildung 6 sieht man, wie der Grundwasserpegel P15 (nahe der Papitzer Lachen) den Abflussevents der Neuen Luppe (O03) am 23. Februar, dem 1. sowie 17. April 2016 folgt, während die Oberflächenpegel O12 und O18 den Beginn und die konstante Einleitung in die Papitzer Lachen und die dahinter befindlichen Altarme und Rinnen anzeigt. Gleichzeitig zeigt der Grundwasserpegel P15 aber auch, wie die künstliche Einleitung eine lokale Erhöhung des Grundwasserspiegels um 50 bis 60 cm bewirkt. Mit zunehmender Fließstrecke versickert eine immer größere Menge des Wasservolumens, bis die Rinnen entweder trocken fallen oder, abhängig vom Wasserstand der Neuen Luppe, temporär von Druckwasser gefüllt sind. Dabei bewirkt ein hoher Wasserstand der Neuen Luppe einen hydraulischen Anstieg des Grundwasserspiegels in der Aue, der in Form von klarem, aufsteigendem Wasser die tiefer liegenden Bereiche der Rinnen füllt. Niedrige Wasserstände bewirken wiederum eine verstärkte Drainage, und damit ein Sinken des Grundwasserspiegels. Dieser Effekt ist umso stärker, je näher die Rinne an der Neuen Luppe liegt und je besser sie an das Grundwasser angebunden ist.

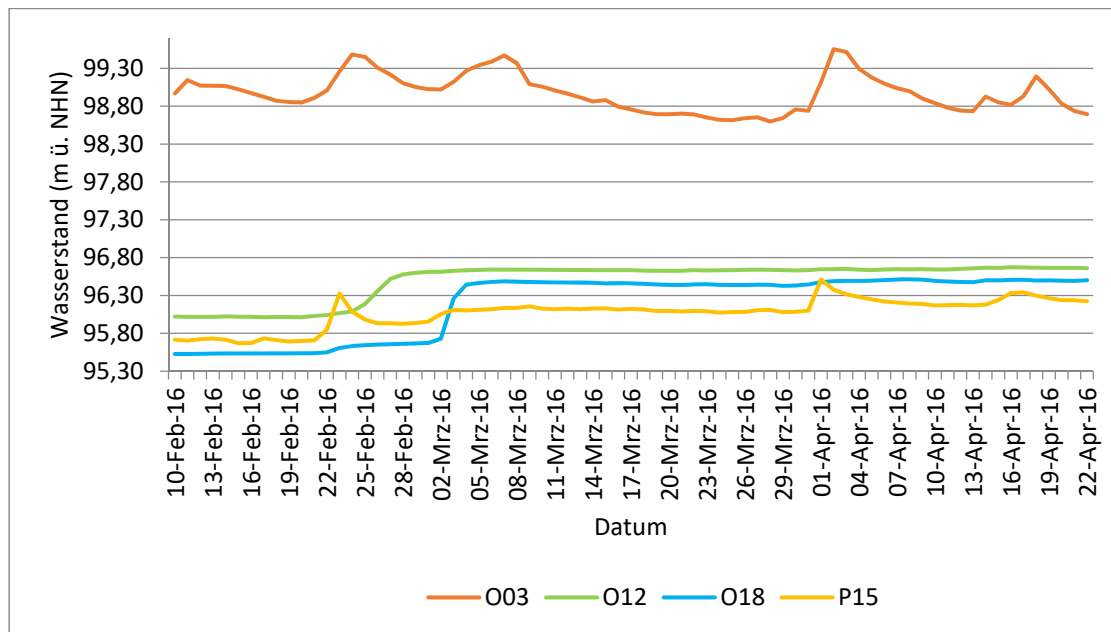


Abb. 6: Vergleich ausgewählter Oberflächen- und Grundwasserlogger mit der Ganglinie der Neuen Luppe/Heuwegluppe

In den relativ feuchten Wintermonaten ist der Grundwasserstand in der Aue hoch genug um ein zumindest teilweises Durchfließen der an die Papitzer Lachen anschließenden Altarme und Rinnen zu ermöglichen. In den trockeneren Sommermonaten reicht die Wassermenge allerdings nicht mehr aus, um die Altläufe der Luppe dauerhaft zu bespannen, weil das zunehmende Gefälle in Richtung des niedrigeren Wasserstandes der Neuen Luppe den Abfluss

über das Grundwasser verstärkt. Zudem kann mit Beginn der Vegetationsphase von einer verstärkten Wasseraufnahme durch die Pflanzen und einer erhöhten Evapotranspiration ausgegangen werden.

4 Fazit

Die Wasserstands- und Durchflussmessungen im Gebiet zeigen, dass sich nach der Öffnung des Einlassbauwerkes die direkt durchflossenen Lachen innerhalb von etwa zwei Wochen komplett füllen. Danach findet an der niedrigsten Uferstelle eine Überleitung in die angrenzenden Rinnen der Heuwegluppe statt und bespannt in nur wenigen Tagen das gesamte Altarm-System bis etwa zur B186. Das punktuell am Auslassbauwerk eingeleitete Wasservolumen reicht allerdings nicht aus um das gesamte Auengebiet zu bespannen. Durch Verluste an den Grundwasserleiter nimmt deshalb nach den Papitzer Lachen die Wassermenge mit zunehmender Fließstrecke deutlich ab und die westlich der B186 gelegenen Altarme werden nicht mehr aktiv durchflossen. Tiefer gelegene Rinnen können hier aber temporär mit stehendem Druckwasser gefüllt sein, wenn in der feuchten Jahreszeit die Grundwasserstände erhöht sind.

In den trockeneren Sommermonaten führen die niedrigen Wasserstände der Neuen Luppe und geringe Niederschläge zu sinkenden Grundwasserständen in der Aue. Die Rinnen der Altarme sowie die flacheren Stillgewässer fallen dementsprechend je nach Geländehöhe trocken. Das betrifft auch die direkt durchflossenen Papitzer Lachen, die so flach sind, dass sie nicht bis in das Grundwasser reichen und daher ohne Fremdwassereinspeisung austrocknen. Im Gegensatz dazu bleiben die tiefer eingeschnittenen, nicht durchflossenen Papitzer Lachen an das Grundwasser angebunden und können entsprechend ganzjährig einen Wasserspiegel auf dem Grundwasserniveau halten.

Literaturverzeichnis

- Fiedler, O. (1992): Strömungs- und Durchflußmeßtechnik. München, Wien: Oldenbourg.
- Nebel, Steven (2016): Wasserstands- und Durchflussmessungen in den Papitzer Lachen und Altläufen der Luppe im Nordwesten des Leipziger Auensystems. Bachelorarbeit. Universität Leipzig, Leipzig. Institut für Geographie.
- OTT Hydromet (2007): Bedienungsanleitung. Akustischer, digitaler Strömungsmesser OTT ADC. Kempten.
- Vlaic, M., Sievert, R., Scholz, M., Herkelrath, A. & Große, W.-R. (2017): Die Papitzer Lehmlachen im Projekt Lebendige Luppe – Schutz eines wertvollen Amphibienlebensraumes in der Leipziger Nordwest-Aue. Jschr. Feldherpetol. u. Ichthyofaunistik Sachsen 18: 12-28.

Der Gehölzbestand des Stieleichen-Ulmen-Hartholzauenwalds (*Querco-Ulmetum minoris* ISSLER 1942) im Projektgebiet Lebendige Luppe in der Elster-Luppe-Aue bei Leipzig

ROLF A. ENGELMANN, CAROLIN SEELE-DILBAT, TIMO HARTMANN, ULRICH PRUSCHITZKI,
HANS D. KASPERIDUS, MATHIAS SCHOLZ & CHRISTIAN WIRTH

1 Einleitung

Im Rahmen des Projekts Lebendige Luppe wurde auf 60 Untersuchungsflächen der Gehölzbestand in der Baum-, Strauch- und Krautschicht erfasst (vgl. Seele-Dilbat et al. in dieser Veröffentlichung). Damit erfolgte mit Ausnahme der Keimlingsstadien eine umfassende Inventur aller Strauch- und Baumarten in allen Altersklassen. Die gewonnenen Ergebnisse dokumentieren den Status Quo des Gehölzbestandes im Untersuchungsgebiet und beschreiben detailliert das aktuelle Waldbild des Stieleichen-Ulmen-Hartholzauenwalds in der nordwestlichen Elster-Luppe-Aue bei Leipzig.

Die erfasste Gehölzvegetation spiegelt dabei nicht nur die aktuellen Verhältnisse in der Aue wieder, sondern auch vergangene bzw. über lange Zeiträume wirkende Veränderungen. Alle untersuchten Bestände sind älter als 80 Jahre (vgl. Seele-Dilbat et al. in dieser Veröffentlichung) und damit ein Resultat aus veränderten hydrologischen Standortbedingungen und des forstlichen Managements in der Vergangenheit (Lange 1959). Darüber hinaus lässt die gefundene Durchmesser- und Höhenverteilung der Baumarten auch Prognosen über Artenzusammensetzung des zukünftigen Leipziger Auwaldes zu.

2 Methoden Gehölzinventur

Auf insgesamt 60 Untersuchungsflächen im Gebiet der nordwestlichen Elster-Luppe-Aue bei Leipzig wurde der Gehölzbestand in drei sich ergänzenden Gehölzinventuren erfasst. Im Rahmen einer Waldinventur erfolgte die Erfassung des Baumbestands (Brusthöhendurchmesser ≥ 5 cm) auf der gesamten Fläche aller Untersuchungsflächen. Die Inventur der Gehölze in der Strauchschicht (BHD < 5 cm und Höhe (h) > 50 cm) wurde entlang von Transekten innerhalb der Untersuchungsflächen durchgeführt. Die Erfassung der Gehölzverjüngung (h ≤ 50 cm, aber dem Keimlingsstadium entwachsen) in der Krautschicht erfolgte im Rahmen von Vegetationsaufnahmen auf je drei Subplots (je 100 m²) der 60 Untersuchungsflächen.

Alle Gehölze wurden vor Ort während der Waldinventur in den Wintermonaten bestimmt. Bei den Sippen Weißdorn (*Crataegus* L.), Ulme (*Ulmus* L.) und Esche (*Fraxinus* L.), die im Winterzustand schwierig zu bestimmen sind, erfolgte eine Nachbestimmung im belaubten Zustand im Sommer. Je ein juveniles Individuum der Gattungen Weide (*Salix* L.) und Pappel (*Populus* L.) konnten bei der Inventur der Strauchschicht keinem Taxon zweifelsfrei zugeordnet werden. Taxa der Gattungen Weißdorn und Ulme wurden in der Darstellung der Ergebnisse zusammengefasst. Eine Verifizierung der vorkommenden Taxa der Gattung Ulme erfolgte in fachlicher Zusammenarbeit mit Dr. Gordon Mackenthun (pers. Mitteilung). Die Nomenklatur der Arten folgt der Exkursionsflora von Deutschland (Jäger 2017).

2.1 Gehölzinventur der Baumbestand (Oberstand, Mittelstand, Unterstand)

Zur Erfassung des Baumbestandes (inkl. Sträucher) wurden in den Jahren 2014 bis 2017 im Zeitraum von November bis April auf allen 60 Untersuchungsflächen (je 0.25 ha) alle Bäume und Sträucher (BHD ≥ 5 cm) vermessen (BHD, Gesamthöhe, Höhe Kronenansatz), die Stammfußpositionen mittels Tachymeter eingemessen sowie Artzugehörigkeit, soziologische Stellung, Überschirmung und Schäden erfasst. Alle aufgenommenen Individuen erhielten eine Nummerierung und dauerhafte Markierung, damit ihre Entwicklung in Abhängigkeit vom Einfluss der Revitalisierungsmaßnahme und der Bestandsentwicklung in Folgeinventuren erfasst werden kann. Einen Stammverteilungsplan am Beispiel der Untersuchungsfläche 32 zeigt Abbildung 1.

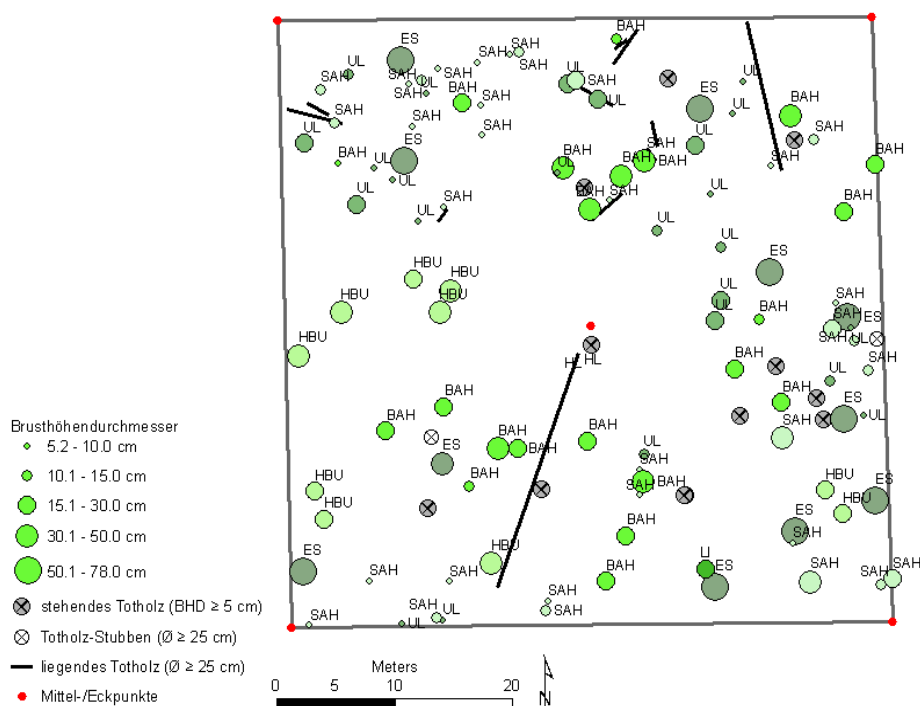


Abb. 1: Position aller Gehölze mit BHD ≥ 5 cm (farbige Kreise), der Totholzstüben, sowie des stehenden und liegenden Totholzes auf der Untersuchungsfläche 32 (50 x 50m). Die Größe der Kreise zeigt den BHD. Die Farben und Beschriftungen der Kreise zeigen die Artzugehörigkeit (BAH: Berg-Ahorn, SAH: Spitz-Ahorn, ES: Gemeine Esche, HBU: Hainbuche, UL: Ulme; HL: Schwarzer Holunder, LI: Winter-Linde)

Aufgrund der unterschiedlichen Altersstruktur und Durchmesserverteilungen der vorkommenden Baumarten wird im Ergebnisteil auf einen Vergleich der Individuenzahlen verzichtet. Ein realistisches Bild der Baumartenzusammensetzung erfolgt durch die Darstellung der relativen Dominanz. Die relative Dominanz einer Baumart ist der Anteil der Stammgrundfläche dieser Art (Summe der Stammgrundflächen aller Individuen der Art) an der gesamten Stammgrundfläche aller Arten (Summe der Stammgrundflächen aller Individuen aller Arten). Die Stammgrundfläche berechnet sich für jeden Stamm jeweils aus dem gemessenen BHD. Aufgrund der oft ausgeprägten und erkennbaren Schichtung des Leipziger Auwaldes in eine obere, mittlere und untere Baumschicht erfolgte eine Einteilung der Waldschichten anhand der Gesamthöhe

(h) der einzelnen Individuen (Oberstand: $h \geq 20$ m, Mittelstand: $h \geq 8$ m und $h < 20$ m, Unterstand: $h < 8$ m und $BHD \geq 5$ cm). Die relative Dominanz wurde je Art für die drei Höhen-Schichten berechnet.

2.2 Gehölzinventur der Strauchschicht

Die Aufnahme der Baumregeneration und der Sträucher in der Strauchschicht erfolgte von Oktober bis November 2017 nach der *line-intersect*-Methode von Hessenmöller et al. (2013) entlang von vier Transekten (Plot-Diagonalen: Eckpunkt 1 – Mittelpunkt, Eckpunkt 2 – Mittelpunkt, Eckpunkt 3 – Mittelpunkt, Eckpunkt 4 – Mittelpunkt). Erfasst wurden alle Bäume und Sträucher ($BHD < 5$ cm und $h > 50$ cm), deren Entfernung zur Transektlinie geringer oder gleich ihrer Höhe ist. Entlang der Transekte wurden immer nur die Individuen auf der rechten Seite in Laufrichtung (immer vom Eck- zum Mittelpunkt) berücksichtigt.

Die bei der Inventur gefundenen Individuen und die dabei gemessene Gesamthöhe aller Individuen entlang der Transekte machen eine Berechnung der Gesamtabundanz in der Strauchschicht pro Art und Plot möglich, obwohl die Aufnahme nur entlang der zwei Transektlinien erfolgte. Für die Ergebnisdarstellung der Regeneration ist ein Vergleich der gefundenen Individuenzahlen daher zulässig, da hier bei der Datenerhebung eine an die Individuengröße angepasste Fläche untersucht wurde und ausschließlich Individuen bis zu einem $BHD < 5$ cm berücksichtigt wurden. Die Ergebnisse der Gehölzinventur erfolgt mittels der Darstellung der berechneten relativen Abundanz (Hessenmöller et al. 2013). Diese errechnet sich aus dem Verhältnis der Summe der Individuen einer Art zur Summe aller Individuen aller Baumarten.

2.3 Gehölzinventur der Krautschicht

Die Aufnahme der Gehölzverjüngung in der Krautschicht erfolgte im Frühjahr und Sommer 2017 innerhalb der Vegetationsaufnahmen auf je drei Subplots (je 100 m²) der 60 Untersuchungsflächen. Die Erfassung erfolgte mittels einer Deckungsskala (modifizierte Londoskala, vgl. Seele-Dilbat et al. in dieser Veröffentlichung) bis zu einer Wuchshöhe von $h \leq 50$ cm.

Die Darstellung der Regeneration in der Krautschicht erfolgt anhand der relativen Deckung. Für die Berechnung der relativen Deckung wurde die Klassenmitte der modifizierten Londoskala [%] genutzt. Die relative Deckung einer Gehölzart ist der Deckungsanteil dieser Art (Summe der Deckungen dieser Art in allen 180 Vegetationsflächen) an der gesamten Deckung aller Gehölzarten (Summe der Deckungen aller Gehölzarten in allen 180 Vegetationsflächen).

3 Ergebnisse Gehölzinventur

Insgesamt wurden auf den 60 Untersuchungsflächen in den drei sich ergänzenden Inventuren 39 Taxa verschiedener Sträucher und Bäume erfasst (Tab. 1). Die bestandsbildenden Arten, die im Folgenden vertiefend betrachtet werden, sind in der Baumschicht mit absteigender Dominanz Gemeine Esche (*Fraxinus excelsior* L.), Stiel-Eiche (*Quercus robur* L.), Berg-Ahorn

(*Acer pseudoplatanus* L.), Winter-Linde (*Tilia cordata* MILL.), Hainbuche (*Carpinus betulus* L.), Ulme (*Ulmus* L. spp.), Feld-Ahorn (*Acer campestre* L.) und Spitz-Ahorn (*Acer platanoides* L.). Ergänzend dominieren von allen vorkommenden Straucharten im Unterstand und in der Strauchschicht Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra* L.), Weißdorn (*Crataegus* L. spp.) und Gemeine Hasel (*Corylus avellana* L.).

Die verschiedenen Taxa der Gattungen Weißdorn und Ulme wurden jeweils zusammenfassend betrachtet (Tab. 1). Beim Weißdorn erfolgte dies, da für die eindeutige Bestimmung der Individuen Blüten- und Fruchtmerkmale bzw. die Merkmale der Blätter und Nebenblätter von blühenden bzw. fruktifizierenden Zweigen nötig sind (Gutte et al. 2013). Besonders kritisch sind dabei die noch nicht fruktifizierende Naturverjüngung und das Auftreten von Bastarden zwischen den Arten und das Vorkommen von Rückkreuzungen bzw. Mehrfachbastarden (Jäger 2017). Bei der Gattung Ulme kommen im Gebiet zum einen die Flatterulme (*Ulmus laevis* PALLAS) und zum anderen der Formenschwarm aus der Feld-Ulme (*Ulmus minor* MILL. em. RICHENS), Holländischer Ulme (*Ulmus x hollandica* MILL.) und Berg-Ulme (*Ulmus glabra* HUDS. em. MOSS), vor. Im Herbst 2020 erfolgte eine Artbestimmung aller Ulmen anhand eines neuen, derzeit in Bearbeitung befindlichen Bestimmungsschlüssels (Mackenthun 2021). Von den ursprünglich 1.454 Individuen konnten 16% (n=235) nicht mehr näher bestimmt werden, da diese inzwischen durch die Ulmenkrankheit abstarben. Von den noch 1.219 vitalen Individuen entfielen auf die Feld-Ulme 722 (59%), auf die Berg-Ulme 99 (8%) und auf die Flatterulme 23 (2%). Hierbei handelt es sich um eindeutig zuzuordnende Individuen. Weitere 375 Exemplare (31%) wurden als *Ulmus x hollandica* zusammengefasst. Diese große Gruppe an Ulmen können innerhalb der Hollandica-Gruppe aufgrund fehlender eindeutiger Merkmale morphologisch nicht der Feld- oder Bergulme zugeordnet werden und wurde mangels Alternative der Holländischen Ulme zugeschlagen. In der Regel sind bei diesen Exemplaren weder Wurzelbrut noch Korkleisten vorhanden und die Blattmorphologie weist nicht selten Merkmale der Feld-Ulme (breiteste Stelle in der Mitte des Blattes) oder der Berg-Ulme (breiteste Stelle des Blattes zur Spitze hin verschoben) auf oder besitzt verschieden gestaltete Blätter mit Merkmalen beider Arten (Mackenthun 2021). Die Vielgestaltigkeit der Blätter bei den der Holländischen Ulme zugeschlagenen Exemplaren in Kombination mit dem Fehlen ausreichender und eindeutiger Merkmale für die Feld-Ulme bzw. die Berg-Ulme spiegelt somit sehr eindrücklich den Formenschwarm zwischen *Ulmus minor* und *Ulmus glabra* wider. Letztendlich regen wir zur Evaluierung der hier vorgestellten Bestimmungen eine genetische Untersuchung der hier unterschiedenen Sippen mit ihren Individuen an, die alle leicht beprobt werden können, da die geographische Lage im Waldbestand für alle Exemplare bekannt ist.

Tab. 1: Baum- und Straucharten im Gebiet der nordwestlichen Elster-Luppe-Aue bei Leipzig mit wissenschaftlichen und deutschen Artnamen und der benutzten Zusammenfassung und deren Benennung in den Abbildungen 2 bis 10.

Artnamen (wissenschaftlich)	Artnamen (deutsch)	Benennung in Abb. 2 - Abb. 10
<i>Acer campestre</i> L.	Feld-Ahorn	Feld-Ahorn
<i>Acer platanoides</i> L.	Spitz-Ahorn	Spitz-Ahorn
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	Berg-Ahorn	Berg-Ahorn
<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	Gewöhnliche Roßkastanie	Sonstige
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) GAERTN.	Schwarz-Erle	Sonstige
<i>Betula pendula</i> ROTH	Gewöhnliche Birke	Sonstige
<i>Carpinus betulus</i> L.	Hainbuche	Hainbuche
<i>Cornus sanguinea</i> L.	Blutroter Hartriegel	Sonstige
<i>Corylus avellana</i> L.	Gemeine Hasel	Gem. Hasel
<i>Crataegus laevigata</i> (POIR.) DC:	Zweiggriffliger Weißdorn	Weißdorn
<i>Crataegus monogyna</i> JACQ.	Eingriffliger Weißdorn	Weißdorn
<i>Euonymus europaea</i> L.	Europäisches Pfaffenhütchen	Sonstige
<i>Fagus sylvatica</i> L.	Rot-Buche	Sonstige
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Gemeine Esche	Gem. Esche
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> MARSHALL	Rot-Esche	Sonstige
<i>Juglans nigra</i> L.	Schwarze Wallnuss	Sonstige
<i>Larix decidua</i> MILL.	Europäische Lärche	Sonstige
<i>Mahonia aquifolium</i> (PURSH) NUTT.	Stachelige Mahonie	Sonstige
<i>Malus sylvestris</i> MILL.	Wild-Apfel	Sonstige
<i>Populus</i> L.	Pappel	Sonstige
<i>Populus x canadensis</i> MOENCH	Kanadische Pappel	Sonstige
<i>Prunus avium</i> MILL.	Vogel-Kirsche	Sonstige
<i>Prunus padus</i> L.	Gewöhnliche Traubenkirsche	Sonstige
<i>Prunus serotina</i> EHRH.	Spätblühende Traubenkirsche	Sonstige
<i>Quercus robur</i> L.	Stiel-Eiche	Stiel-Eiche
<i>Quercus rubra</i> L.	Rot-Eiche	Sonstige
<i>Rhamnus cathartica</i> L.	Purgier-Kreuzdorn	Sonstige
<i>Ribes rubrum</i> L.	Rote Johannisbeere	Sonstige
<i>Ribes uva-crispa</i> L.	Stachelbeere	Sonstige
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Robinie	Sonstige
<i>Salix</i> L.	Weide	Sonstige
<i>Sambucus nigra</i> L.	Schwarzer Holunder	S. Holunder
<i>Taxus baccata</i> L.	Gewöhnliche Eibe	Sonstige
<i>Tilia cordata</i> MILL.	Winter-Linde	Winter-Linde
<i>Tilia platyphyllos</i> SCOP.	Sommer-Linde	Sonstige
<i>Ulmus glabra</i> HUDS. em. MOSS	Berg-Ulme	Ulme
<i>Ulmus laevis</i> PALLAS	Flatter-Ulme	Ulme
<i>Ulmus minor</i> MILL. em. RICHENS	Feld-Ulme	Ulme
<i>Ulmus x hollandica</i> MILL.	Holländische Ulme	Ulme

3.1 Gehölze der Baumschicht (Ober-, Mittel- und Unterstand)

Insgesamt wurden auf den 60 Untersuchungsflächen mit Hilfe der Inventur des Baumbestands 7.203 Stämme (entspricht 480 Bäume/ha) erfasst. Nach Datenbereinigung (Entfernung einzelner Stämme aufgrund fehlender oder fehlerhafter Daten) werden von diesen insgesamt 7.158 Stämme bei der Darstellung der Ergebnisse berücksichtigt.

Der Waldbestand im Untersuchungsgebiet wird maßgeblich von der Gemeinen Esche, der Stiel-Eiche und dem Berg-Ahorn dominiert, die zusammen rund drei Viertel des Waldbestandes ausmachen (Abb. 2). Des Weiteren kommen Winter-Linde, Ulme, Hainbuche, Feld-Ahorn und Spitz-Ahorn als häufige Begleitbaumarten vor.

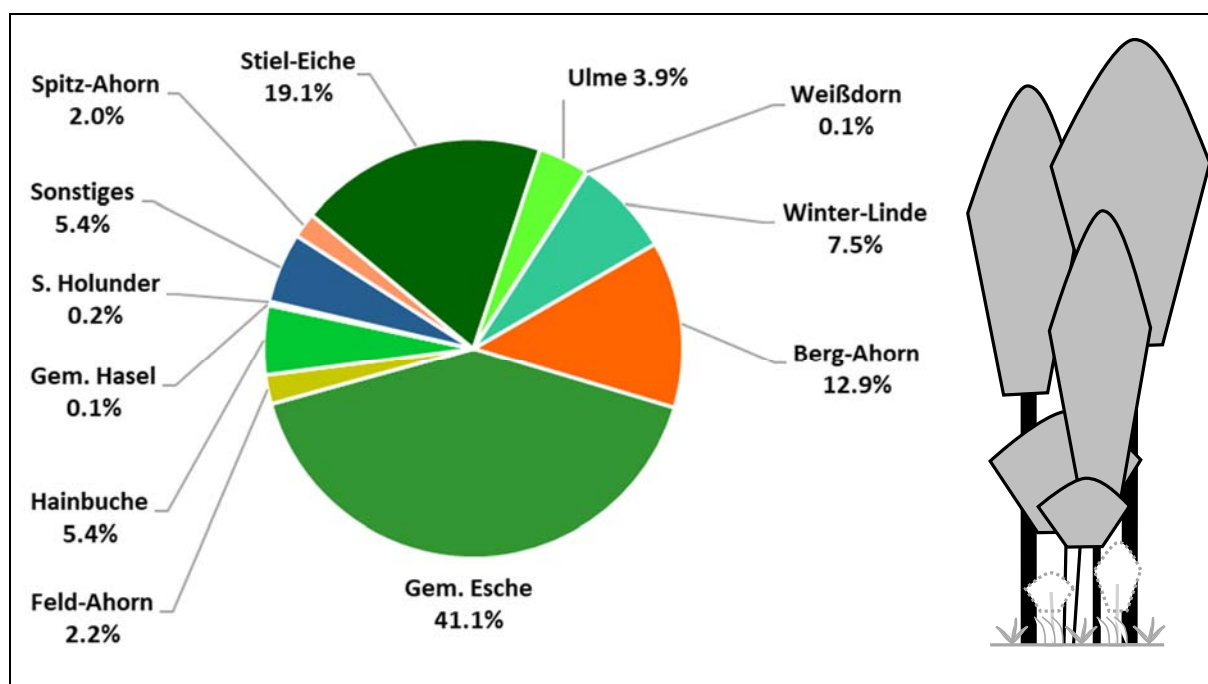


Abb. 2: Gehölzartenverteilung (relative Dominanz) in der Baumschicht (BHD \geq 5 cm, n=7.158) auf 60 Untersuchungsflächen im Gebiet der nordwestlichen Elster-Luppe-Aue bei Leipzig. Die im Kreisdiagramm berücksichtigten Anteile des Gehölzbestands sind im Waldprofilbild (rechts) grau hervorgehoben.

Der Stammdurchmesser und das Alter eines Baumes sind stark miteinander korreliert. Dieser Zusammenhang wird im folgenden genutzt um Aussagen zur Alterstruktur der einzelnen Populationen der acht bestandsbildenden Baumarten zu machen. Alle Populationen der Baumarten wurden aufgrund des gemessenen BHD in BHD- bzw. Altersklassen eingeteilt. Die BHD-Klassenverteilung in der Baumschicht (BHD \geq 5 cm) zeigt vor allem für Stiel-Eiche und Gemeine Esche auffällige Unterschiede im Vergleich zu den anderen bestandsbildenden Arten (Abb. 3). Typische J-förmige Altersklassenverteilungen für sich selbst verjüngende Populationen, mit vielen jungen Individuen (kleiner BHD) und exponentiell weniger werdenden alten Individuen (großer BHD), zeigen Hainbuche, Berg-Ahorn, Winter-Linde und Feld-Ahorn. Die Altersklassenverteilung von Ulme und Spitz-Ahorn ist durch sehr viele junge Individuen (kleiner BHD) – in der BHD-Klasse 5,0 – 9,9cm sind jeweils mehr als die Hälfte aller Individuen

vertreten – und sehr wenige dicke Individuen (großer BHD) charakterisiert. Die BHD-Klassenverteilungen der Stiel-Eiche und der Gemeinen Esche zeigen hingegen jeweils eine unimodale Verteilung der Individuen innerhalb der Populationen. Dabei besitzt die größte Gruppe der Individuen einen mittleren BHD.

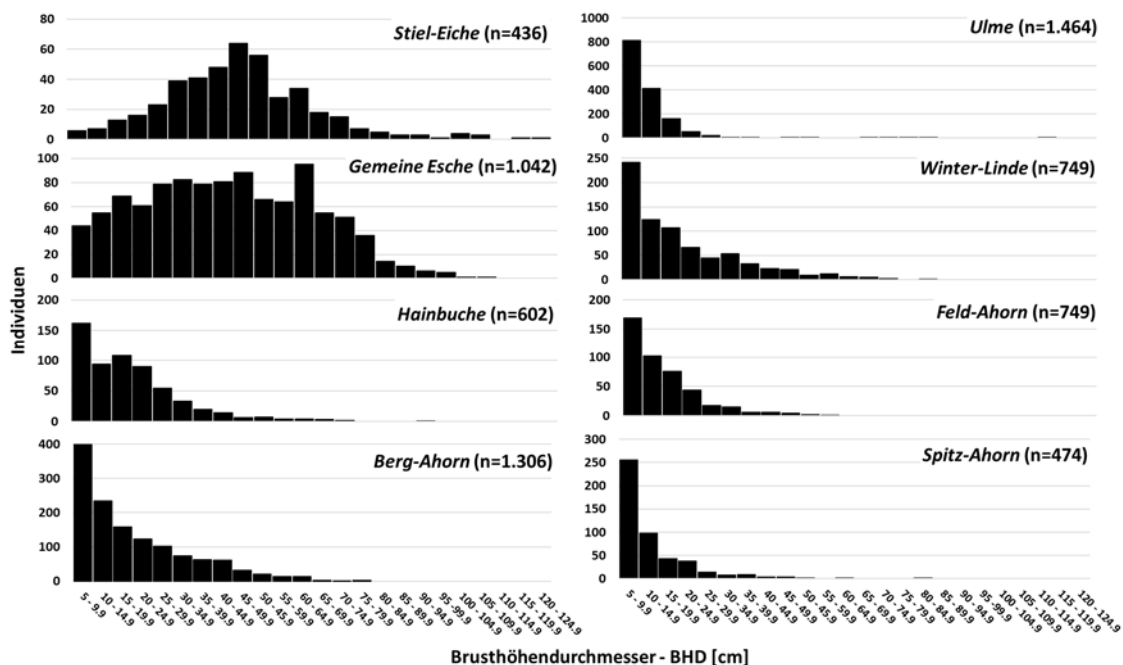


Abb. 3: BHD-Klassenverteilung (Individuen pro BHD-Klasse) der acht dominieren Baumarten auf 60 Plots im Gebiet der nordwestlichen Elster-Luppe-Aue (Inventur der Baumschicht BHD \geq 5cm).

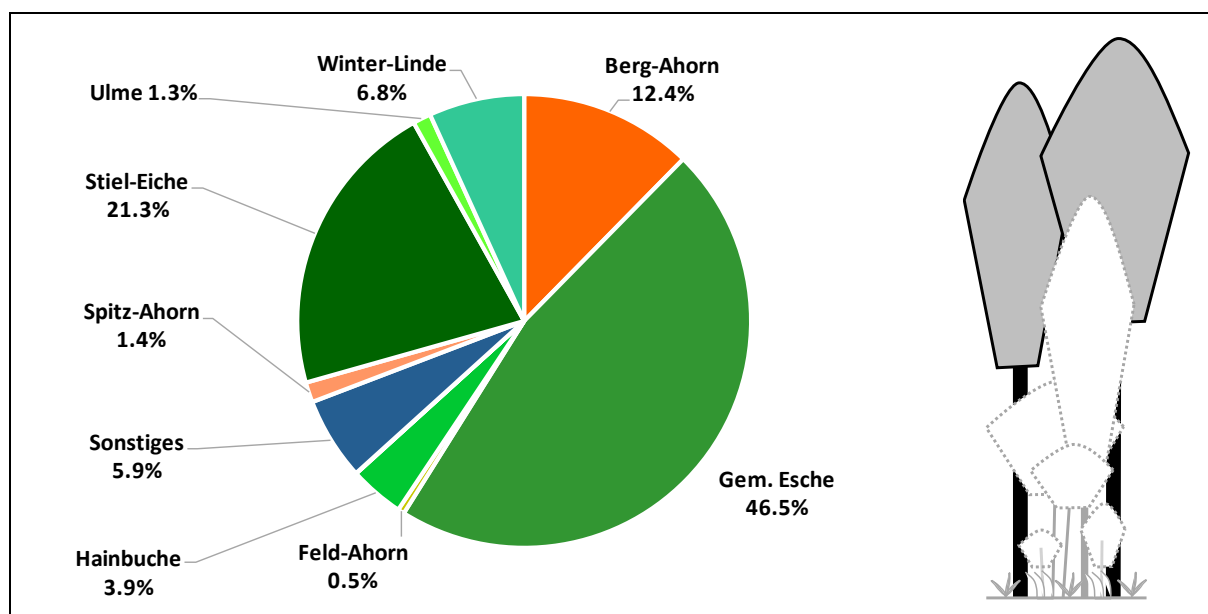


Abb. 4: Gehölzartenverteilung (relative Dominanz) im Oberstand ($h \geq 20m$, $n = 2.360$) auf 60 Untersuchungsflächen. Die im Kreisdiagramm berücksichtigten Anteile des Gehölzbestands sind im Waldprofilbild (rechts) grau hervorgehoben.

Der obersten Baumschicht (Oberstand, $h \geq 20\text{m}$) können 2.360 Stämme (entspricht 157 Stämmen je ha) zugeordnet werden. Die Baumartenverteilung des Oberstandes (Abb. 4) ähnelt sehr der Baumartenverteilung des Gesamtbestandes (vgl. Abb. 2). Allein die Ulme ist im Oberstand unterrepräsentiert.

Der zweiten Baumschicht (Mittelstand, $h \geq 8\text{m}$ und $h < 20\text{m}$) können 3.033 Stämme (entspricht 202 Stämmen je ha) zugeordnet werden und die Baumartenzusammensetzung zeigt ein völlig anderes Bild (Abb. 5) im Vergleich zur Artenzusammensetzung des Oberstandes (vgl. Abb. 4). Vor allem die im Oberstand dominierenden Baumarten Gemeine Esche (46,5%) und Stiel-Eiche (21,3%) erreichen im Mittelstand mit 7,0% (Gemeine Esche) bzw. 6,3% (Stiel-Eiche) deutlich geringere Anteile. Die dominierenden Baumarten im Mittelstand sind mit 19,2% Ulme, gefolgt von Berg-Ahorn (17,7%), Winter-Linde (11,7%), Hainbuche (16,2%) und Feld-Ahorn (13,7%).

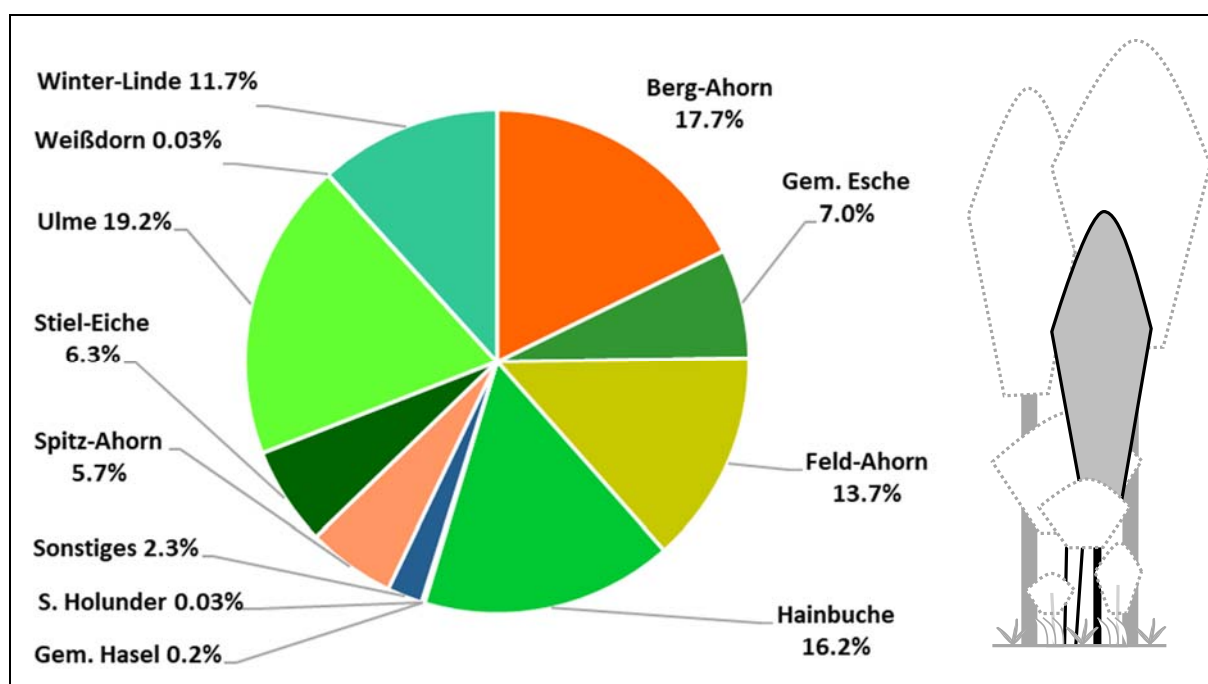


Abb. 5: Gehölzartenverteilung (relative Dominanz) im Mittelstand ($h \geq 8\text{m}$ und $h < 20\text{m}$, $n = 3.033$) auf 60 Untersuchungsflächen im Gebiet der nordwestlichen Elster-Luppe-Aue bei Leipzig. Die im Kreisdiagramm berücksichtigten Anteile des Gehölzbestandes sind im Waldprofilbild (rechts) grau hervorgehoben.

Der untersten Baumschicht (Unterstand, $\text{BHD} \geq 5\text{cm}$ und $h < 8\text{m}$) können 1.765 Stämme (118 Stämme/ha) zugeordnet werden und die Baumartenzusammensetzung zeigt ein ähnliches Bild wie der Mittelstand (Abb. 6). Dominiert wird der Unterstand mit 30,7% von Ulme, gefolgt von den Baumarten Winter-Linde (13,3%), Berg-Ahorn (9,4%) und Feld-Ahorn (11,6%). Des Weiteren sind Spitz-Ahorn (9,9%), Hainbuche (7,9%) und Gemeine Esche (3,1%) vertreten. Äußerst selten in der unteren Baumschicht ist die Stiel-Eiche (0,4%). Die verhältnismäßig groß werdenden Straucharten Schwarzer Holunder, Weißdorn und Gemeine Hasel bilden zusammen 17,5 % des Unterstandes.

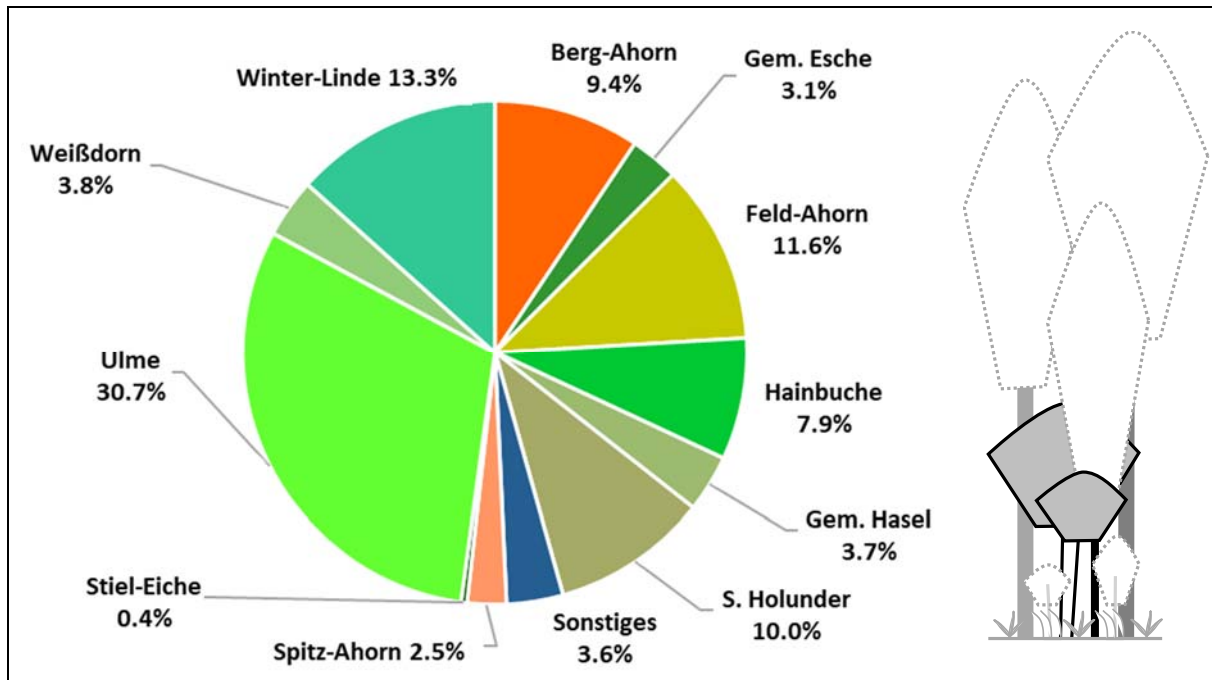


Abb. 6: Gehölzartenverteilung (relative Dominanz) im Unterstand (BHD \geq 5 cm und $h <$ 8 m, $n = 1765$) auf 60 Plots im Gebiet der nordwestlichen Elster-Luppe-Aue bei Leipzig. Die im Kreisdiagramm berücksichtigten Anteile des Gehölzbestands sind im Waldprofilbild (rechts) grau hervorgehoben.

3.2 Gehölze der Strauchschicht

Insgesamt wurden entlang der Transektlinien auf den 60 Untersuchungsflächen bei der Inventur der Gehölze in der Strauchschicht ($h > 50$ cm und $BHD < 5$ cm) 9.658 Individuen erfasst (Abb. 7). Ausgehend von dieser Individuenzahl und der jeweiligen Individuengröße entlang der untersuchten Transekte erfolgte nach Hessenmöller et al. (2013) die Berechnung die Abundanz der Gehölzarten in der Strauchschicht für die Flächen aller 60 Plots ($n_{\text{berechnet}}=112.594$). Ausgehend davon ist die dominierende Gehölzart in der Strauchschicht Berg-Ahorn (42,4%), gefolgt von Ulme (17,8%) und Gemeiner Esche (9,6%). Diese drei Taxa machen rund 70% der Gehölze in der Strauchschicht aus. Ein ähnliches Vorkommen in der Strauchschicht zeigen Hainbuche (6,7%), Spitzahorn (5,6%) und Feld-Ahorn (5,1%). Von der Stiel-Eiche konnten bei der Inventur entlang der Transekte nur 14 Individuen gefunden werden. Berechnet für die Fläche bedeutet das ein Vorkommen der Stiel-Eiche von nur 0,3% in der Strauchschicht. Die Straucharten Schwarzer Holunder, Weißdorn und Gemeine Hasel bilden zusammen rund 5% der Gehölze in der Strauchschicht.

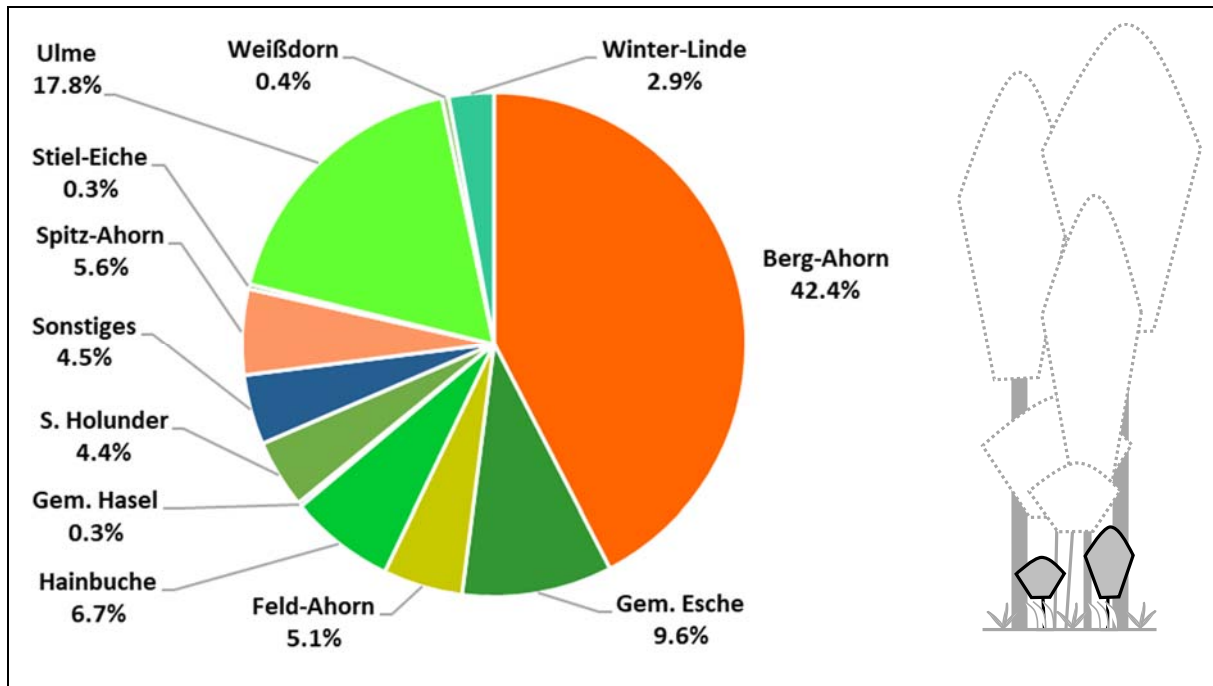


Abb. 7: Gehölzartenverteilung (relative Abundanz) in der Strauchschicht ($h > 50\text{cm}$ und $\text{BHD} < 5\text{cm}$, $n_{\text{berechnet}}=112.594$) pro Untersuchungsfläche berechnet nach Hessenmöller et al. (2013). Datengrundlage für die berechneten Abundanzwerte sind Aufnahmen entlang von Transektlinien auf den 60 Untersuchungsflächen im Gebiet der nordwestlichen Elster-Luppe-Aue bei Leipzig. Die im Kreisdiagramm berücksichtigten Anteile des Gehölzbestands sind im Waldprofilbild (rechts) grau hervorgehoben.

3.3 Gehölze der Krautschicht

Auf den je 3 Subplots der 60 Untersuchungsflächen ($n = 180$) wurden insgesamt in der Krautschicht 1.321 Gehölzvorkommen ($h \leq 50\text{ cm}$) mit ihrer Deckung erfasst (Abb. 8). Die dominierende Gehölzart in der Verjüngung in der Krautschicht ist Berg-Ahorn (32,8%) gefolgt von Gemeiner Esche (12,3%), Ulme (11,7%), Spitz-Ahorn (9,9%) und Hainbuche (7,7%). Des Weiteren machen Feld-Ahorn 5,9%, und Stiel-Eiche 5,1% der Gehölzdeckung in der Krautschicht aus.

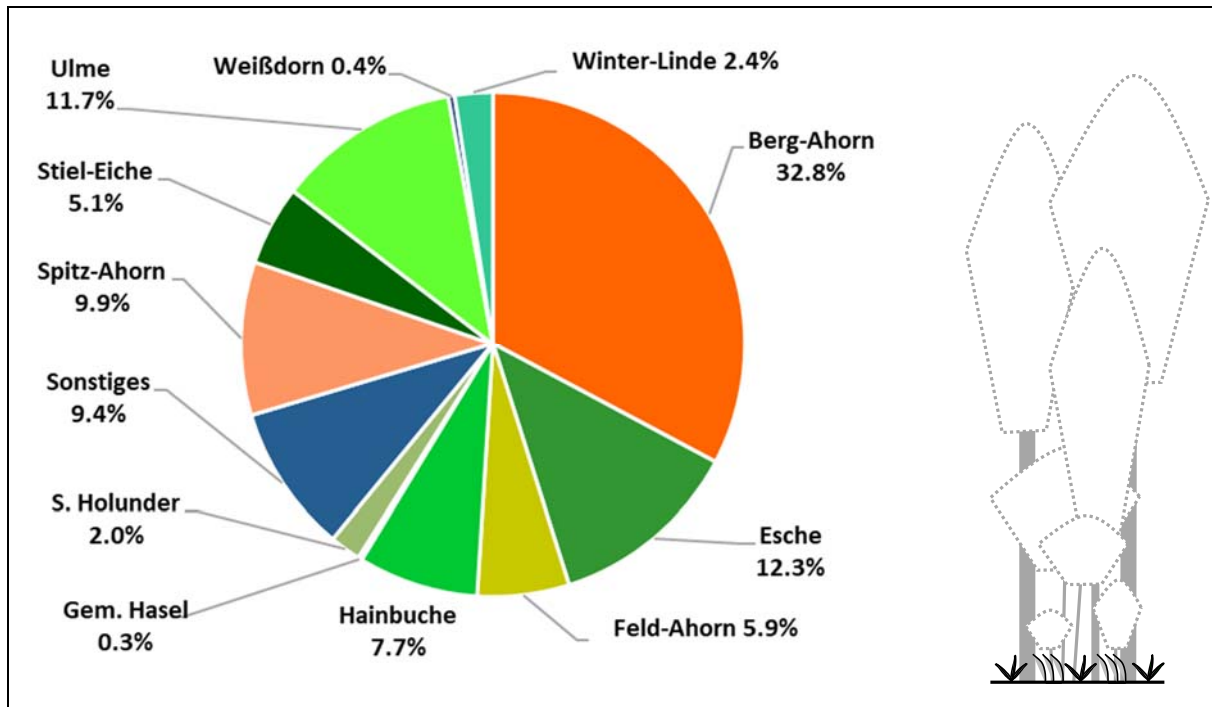


Abb. 8: Verteilung der Gehölzarten in der Krautschicht ($h \leq 50\text{cm}$, $n=1321$) auf je drei Subplots (je 100m^2 , $n=180$ Flächen) der 60 Untersuchungsflächen im Gebiet der nordwestlichen Elster-Luppe-Aue bei Leipzig. Die im Kreisdiagramm berücksichtigten Anteile des Gehölzbestands sind im Waldprofilbild (rechts) grau hervorgehoben.

4 Diskussion und Fazit

Der in der nordwestlichen Elster-Luppe-Aue bei Leipzig untersuchte Stieleichen-Ulmen-Auenwald (*Querco-Ulmetum minoris* ISSLER 1942) zeigt die charakteristischen Baumarten eines solchen pflanzensoziologischen Waldbildes (Abb. 2). Die Größenverteilungen und damit Alterszusammensetzung des Baumbestandes (Abb. 3) zeigen jedoch eine Entwicklung, die sich von diesem Waldbild entfernt.

Als kennzeichnend und bestandsbildend für das *Querco-Ulmetum* gelten Stiel-Eiche (*Quercus robur*), Gemeine Esche (*Fraxinus excelsior*) und Feld-Ulme (*Ulmus minor*) (Gutte 2011). Innerhalb der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU (Richtlinie 92/43/EWG) und der damit verbundenen Einteilung der Lebensräume in verschiedene Lebensraumtypen-LRT (Anhang I der Richtlinie 92/43/EWG), werden die Bestände des hier untersuchten Waldes dem FFH-Lebensraumtyp 91F0 (Hartholzauenwald) oder dem FFH-Lebensraumtyp 9160 (Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald) zugeordnet. Der Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald gilt dabei als Hartholzauenwald trockener Standorte oder Degradationsform des Hartholzauenwalds (Professor Hellriegel Institut 2012). Charakteristisch für den LRT 91F0 im Gebiet der Weißen Elster und Luppe sind eine artenreiche Baumschicht mit den bereits genannten Hauptbaumarten und eine große Anzahl von begleitenden Gehölzarten, die in dieser Studie nahezu vollständig gefunden wurden (Tab. 1, vgl. Billetoft et. al 2002). Somit bestätigen die hier präsentierten Ergebnisse mit belastbarer Datengrundlage frühere Aufnahmen und zeigen detailliert die Gehölzartenzusammensetzung in Teilen des FFH Gebiets DE 639-301 „Leipziger Auensystem“. Darüber hinaus dient der hier vorgestellte Datensatz auf den 60 Untersuchungsflächen der

Darstellung des aktuellen Status Quo für die Gehölzartenzusammensetzung im Untersuchungsgebiet des Projekts Lebendige Luppe.

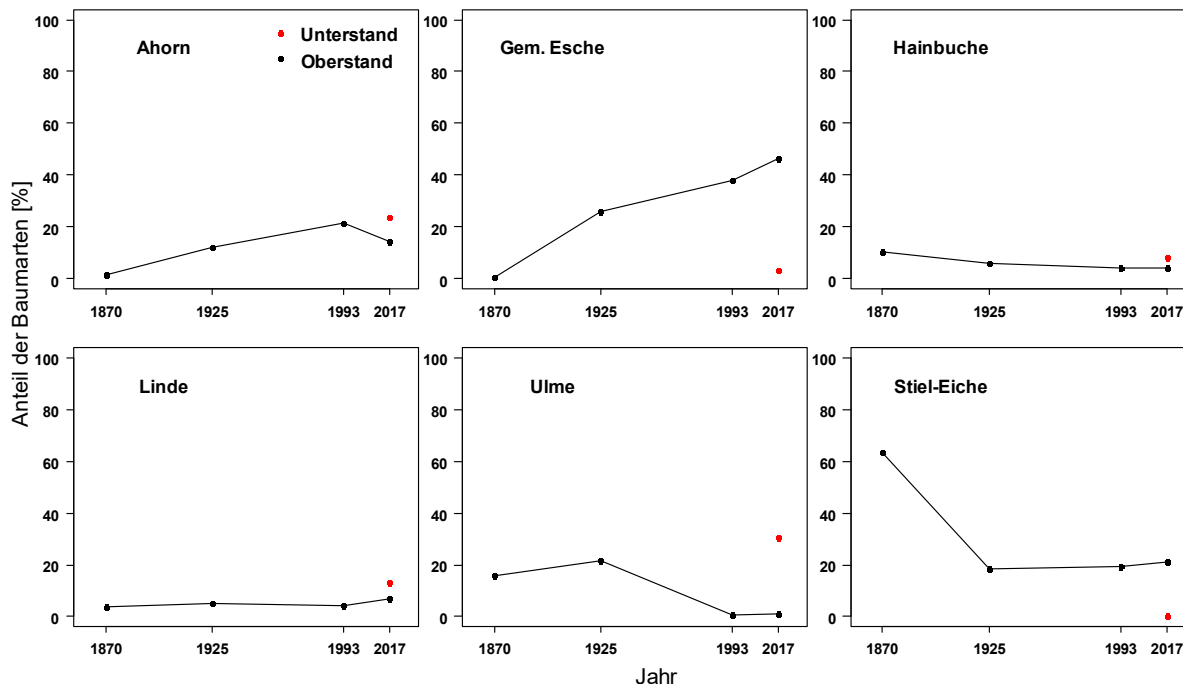


Abb. 9: Anteil der Baumarten im Leipziger Auwald. Daten 1870-1993: Haase & Gläser (2009), Daten 2017: relative Dominanz im Oberstand (vgl. Abb. 4), relative Dominanz im Unterstand (vgl. Abb. 6).

Hervorzuheben ist dabei die nahezu vollständige Inventarisierung der Gehölze von der Verjüngung bis zum Oberstand, was im Rahmen von Inventuren der Forsteinrichtung nicht möglich wäre. Dabei erlaubt die differenzierte Betrachtung der Gehölzzusammensetzung in verschiedenen Altersstufen sowohl einen Blick in die Vergangenheit (Gehölzzusammensetzung im Oberstand) als auch in die zukünftige Entwicklung (Gehölzzusammensetzung Unterstand) des Auwaldes (Abb. 9). Besonders relevant sind hier beispielsweise die Zunahme der Gemeinen Esche und die Abnahme der Stiel-Eiche in den letzten 150 Jahren.

Der umfangreiche Datensatz und das dabei genutzte Untersuchungsdesign (vgl. Seele-Dilbat et al. in dieser Veröffentlichung) erlauben zukünftig genaue Aussagen zu Veränderungen im Gehölzbestand sowohl für langfristig unverändert bleibende Standorte, als auch für Standorte, die durch Renaturierungsmaßnahmen von Überflutungen und dynamischen Grundwasserständen profitieren. Darüber hinaus sind die Untersuchungsflächen der wissenschaftlichen Begleitforschung des Projekts Lebendige Luppe ein wichtiger Teil des deutschen Netzwerks für ökologische und ökosystemare Langzeitforschung (LTER-D).

Während heute die Regeneration der Hauptbaumarten (Abundanz der Gehölze in der Strauchschicht) auf allen 60 Untersuchungsflächen nur tendenzielle Abhängigkeiten zum Grundwasserflurabstand zeigt (Abb. 10), kann dies bei geänderten hydrologischen Standortbedingungen infolge von Renaturierung anders aussehen. Eine deutliche Tendenz zu trockeneren Standorten zeigt heute beispielsweise der Schwarze Holunder (*Sambucus nigra*). Inwieweit sich die

Gehölzvegetation durch das Projekt Lebendige Luppe und weitere Renaturierungsmaßnahmen wieder einer auentypischen Zusammensetzung annähert, kann in zukünftigen Aufnahmen sehr präzise evaluiert werden. Darüber hinaus können mit diesem Datensatz zukünftig Aussagen zu den Auswirkungen von langfristig erwarteten Änderungen (z.B. Trockenheit, extremen Hochwasserereignissen, oder Veränderungen im Rahmen des Klimawandels) oder von Baumkrankheiten wie beispielsweise des Eschentriebsterbens und der Rußrindenkrankheit bei Ahornen im Gebiet gemacht werden (vgl. a. Wirth et al 2021, Schnabel et al. 2022).

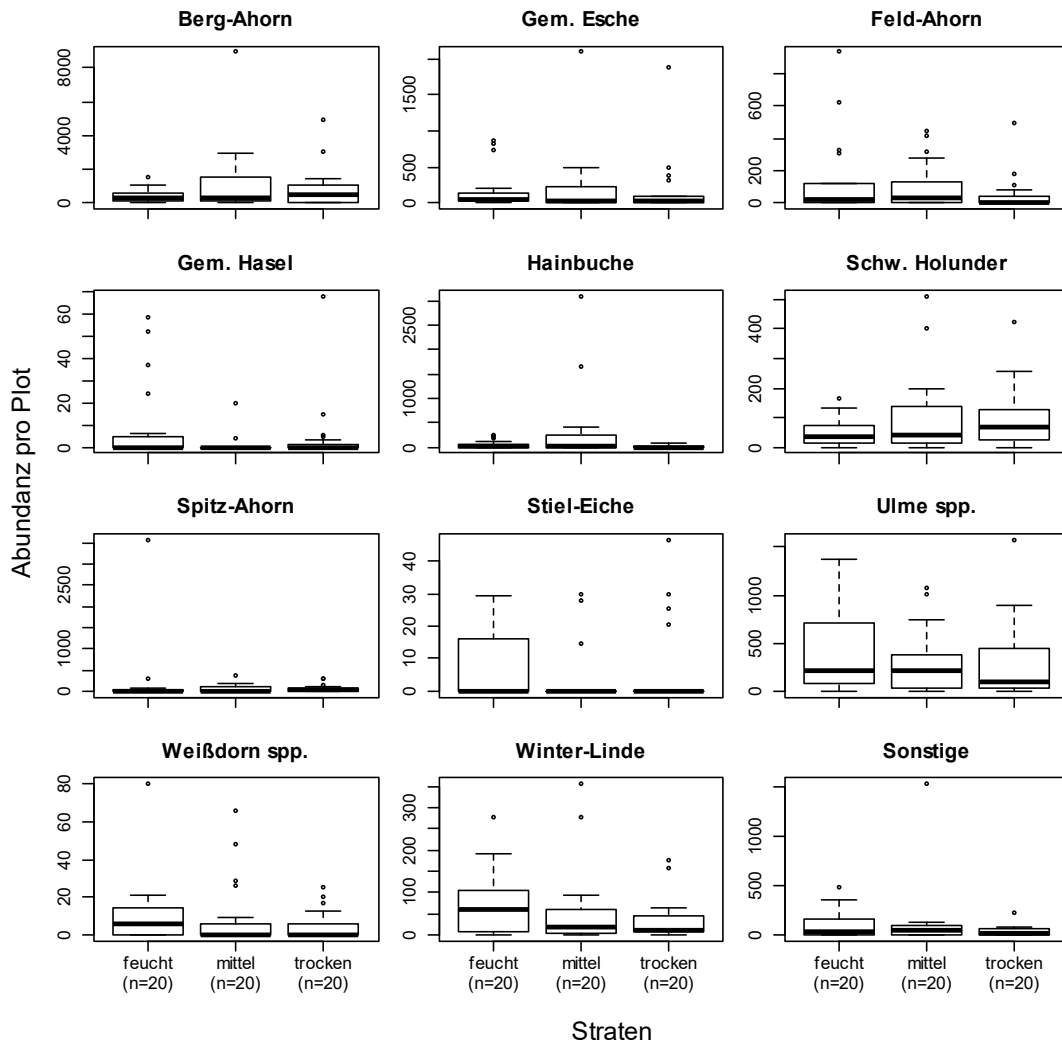


Abb. 10: Nach Hessenmöller et al. (2013) berechnete Abundanz pro Untersuchungsfläche der Gehölzarten entlang von drei Straten des Grundwasserflurabstandes (feucht, mittel, trocken) in der Strauchschicht ($h > 50\text{cm}$ und $\text{BHD} < 5\text{cm}$). Datengrundlage für die berechneten Abundanzwerte sind die Aufnahmen entlang von Transektlinien auf den 60 Untersuchungsfläche. Je 20 Plots repräsentieren eine der drei Straten des Grundwasserflurabstandes (feucht, mittel, trocken).

Sowohl die erfasste Gehölzartenzusammensetzung (Abb. 2), als auch die Altersklassenverteilung der Hauptbaumarten (Abb. 3) sind ein Ergebnis der Geschichte der Leipziger Auenlandschaft. Zentrale Punkte dieser Geschichte sind die natürlichen Gegebenheiten und Prozesse

in der Leipziger Aue, die anthropogene Überprägung der Landschaft und die historische Nutzung des Waldes in der Vergangenheit (Kasperidus et al. 2001). Der Leipziger Auwald ist somit nicht nur Inbegriff der Natur, er ist auch Ergebnis der Kultur. Der Leipziger Auwald als Waldsystem ist somit auf der eine Seite von großer Bedeutung für Natur- und Artenschutz und auf der anderen Seite ein prägendes Kulturlandschaftselement für die Region Leipzig und bedarf für den Erhalt ein spezifisches Schutz- und Pflegemanagement (Thiem & Bastian 2014), das anhaltend diskutiert wird (Engelmann et al. 2019). Viele Mitteleuropäische Hartholz-Auenwälder und so auch der hier betrachtete Leipziger Auwald (Abb. 2) beherbergen große alte Bestände an Stiel-Eiche (*Quercus robur*). Alle diese Bestände sind Resultat einer Förderung der Stiel-Eiche durch den Menschen über viele Jahrhunderte, vor allem in Form der früher bedeutsamen Mittelwaldwirtschaft mit herrschenden Stiel-Eichen im Oberstand (Lange 1959, Gläser 2005, Küster 2016, Reif et al. 2016). So wird heute davon ausgegangen, dass die Entwicklung und Ausprägung der heute etablierten Hartholzauenwälder mit dem heute typischen Gehölzinventar am Rhein bereits seit mindestens 2300 Jahren und auch in Leipzig in ähnlich langen Zeiträumen nicht mehr ausschließlich durch natürliche Prozesse gesteuert wird (Lechner 2011). Die dominierenden Baumarten im Oberstand und damit ihre Konkurrenzstärke gegenüber anderen Arten sind somit zum einen das Ergebnis der früher sehr viel natürlicheren Gegebenheiten in der Aue mit regelmäßigen Überschwemmungen und dynamischen Grundwasserverhältnissen. Zum anderen ist die Dominanz der Stiel-Eiche im Oberstand durch die Förderung dieser Baumart in der Mittelwaldwirtschaft (in Leipzig bis ca. 1870) und der Gemeinen Esche durch erhöhte forstliche Pflanzungen nach 1870 zu erklären (Gläser 2001). Diese vor allem forstliche Prägung der Populationen dieser beiden Baumarten wird durch die beiden unimodalen Altersklassenverteilungen (Abb. 3) deutlich. Die Gipfel der Verteilungen werden von Kohorten älterer Individuen gebildet, die aus Zeiten stammen, in denen sich die beiden Arten noch erfolgreich verjüngen konnten oder aktiv gepflanzt wurden. Es sei an dieser Stelle auch noch einmal auf den ökologischen Wert vor allem der Stiel-Eiche hingewiesen, die früher zwar aus forstlichem Interesse heraus gefördert wurde, heute aber in vielen ökologischen Zusammenhängen die zentrale wertgebende Baumart mit vielen assoziierten Organismen darstellt (Ammer 1991, Mosandl & Abt 2016).

Die beiden Altersklassenverteilungen von Ulme (*Ulmus* spp.) und Spitz-Ahorn (*Acer platanoides*) mit sehr vielen dünnen und nur wenigen dicken Individuen haben unterschiedliche Ursachen (Abb. 3). Das heutige nur sehr vereinzelte Vorkommen der Ulme im Oberstand, die früher dort neben der Stiel-Eiche dominierend vorkam (Lange 1959), ist auf das Einsetzen des Ulmensterbens (Holländische Ulmenkrankheit) seit 1929 zurückzuführen. Die Populationsstruktur des Spitz-Ahorns spiegelt die Geschichte dieser Baumart im Leipziger Auwald wider: Eingewandert erst seit Ende des 19. Jahrhunderts (Gutte 2011) ist der Spitz-Ahorn auf den heute sehr stark veränderten Standorten (v.a. Ausbleiben von Überflutungen und weniger dynamische Grundwasserstände) konkurrenzstärker als andere Baumarten und wird bei gleichbleibenden Standortbedingungen und ohne forstliches Management zukünftig verstärkt in den Oberstand hinein wachsen. Die Altersklassenverteilung der übrigen Baumarten Hainbuche (*Carpinus betulus*), Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*), Winter-Linde (*Tilia cordata*) und Feld-Ahorn (*Acer campestre*) zeigen eine stabile Populationsstruktur für Arten, die sich unter den gegebenen Verhältnissen selbst verjüngen und somit auch zukünftig bestandsbildend im Leipziger Auwald vorkommen werden.

Im Vergleich zum Gesamtbestand (Abb. 2) zeigt der separat betrachtete Oberstand (Abb. 4) eine sehr ähnliche Baumartenzusammensetzung und besonders der hohe Anteil der Gemeinen Esche (*Fraxinus excelsior*) und der Stiel-Eiche (*Quercus robur*) wird deutlich. Auffällige Unterschiede in der Dominanzstruktur der Hauptbaumarten sind im Mittel- und Unterstand zu erkennen (Abb. 5, Abb. 6). Besonders die Gemeine Esche und die Stiel-Eiche zeigen in den unteren Schichten stark abnehmende Anteile, was die ungenügende Verjüngung im Mittelstand und im Unterstand unter den aktuell gegebenen Standortbedingungen zeigt.

Dominierende Baumartengruppe im Mittel- und Unterstand sind die Ulmen (*Ulmus* spp.), dominiert vom Formenschwarm aus Feld-, Berg und Holländischer Ulme. Diese natürlichen Vorkommen verdeutlichen die hohe Konkurrenzkraft und die sehr erfolgreiche Regeneration aus Wurzelbrut vor allem der Feldulme und aus Stockausschlägen bei der Holländischen Ulme auf den Auenstandorten im Unterstand. Aufgrund der Holländischen Ulmenkrankheit hat die Ulme ihre dominierende Rolle im Oberstand allerdings verloren (Martín et al. 2019). Anders stellt sich die Situation bei der Flatterulme dar, die von der Holländischen Ulmenkrankheit weniger geschädigt wird (Müller-Kroehling 2003), aber im Gebiet eine sehr eingeschränkte Naturverjüngung zeigt. Zusammengefasst ist der Formenschwarm aus Feld-, Berg- und Holländischer Ulme vor allem eine wertgebende Artengruppe des Unter- und Mittelstandes, während die Flatterulme mit wenigen sehr stattlichen Einzelexemplaren (BHD bis 114 cm) auch im Oberstand vorkommt und dort eine wertvolle Begleitart darstellt. Aufgrund der beobachteten Resistenz der Flatterulme im Gebiet gegenüber der Holländischen Ulmenkrankheit auf der einen Seite in Verbindung mit nur ungenügender Naturverjüngung auf der anderen Seite ist im Sinne eines artenreichen Baumbestandes eine forstliche Förderung der Flatterulme empfehlenswert.

Ausdruck der heute fehlenden regelmäßigen Überflutungen und dynamischen Grundwasserstände ist das erhöhte Regenerationspotential und damit die Dominanz von Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*) in den unteren Waldschichten (Abb. 7, Abb. 8). Während im Unterstand noch die Ulme dominiert (30,7%) zeigt der Berg-Ahorn sowohl in der Strauchschicht mit 35,9% als auch in der Krautschicht mit 32,8% die größte Dominanz von allen Baumarten.

Demgegenüber zeigt die ökologisch besonders wertvolle Stiel-Eiche erhebliche Defizite in der Regeneration im Unterstand (Abb. 6, 0,4%) und in der Strauchschicht (Abb. 7, 0,3%). Zwar keimt die Stiel-Eiche ausreichend und ist in der Krautschicht zahlreich vorhanden (Abb. 8, 5,1%), allerdings sterben diese Jungeichen in den dichten Beständen früh wieder ab. Diese Beobachtung wird auf zahlreichen Standorten der Stiel-Eiche gemacht und zeigt, dass sich Eichensämlinge in Wäldern heute ohne menschliche Förderung in der Regel nicht etablieren können (Reif & Gärtner 2007).

Zusammenfassend kommt man mit dem hier vorgestellten Datensatz zu ähnlichen Schlussfolgerungen für die forstliche Bestandspflege wie frühere Arbeiten (Gutte & Sickert 1998, Müller 1995). Die Gehölzinventuren des Projekts Lebendige Luppe zeigen zum einen ein vor allem im Oberstand konserviertes Waldbild des Querco-Ulmetum bzw. eines Hartholzauenwaldes (91F0). Zum anderen zeugt der Wandel der Gehölzzusammensetzung im Mittel- und Unterstand und in der Strauchschicht von stark veränderten Standortbedingungen. Diese sind in den letzten rund 150 Jahren vor allem das Ausbleiben von Überflutungen und dynamischen Grundwasserständen, das Ulmensterben, die Einstellung der Mittelwaldwirtschaft und wahrscheinlich der erhöhte Nährstoffeintrag aus der Luft. Bei langfristig unveränderten äußeren Bedingungen (v.a. Ausbleiben von Überflutungen und dynamischen Grundwasserständen) und ohne derzeitiges

forstliches Management würde die charakteristische Baumartenzusammensetzung eines Hartholz-Auenwaldes somit nicht erhalten bleiben. Der Leipziger Auwald würde unter diesen Bedingungen vermutlich in einen Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald mit einem hohen Anteil an Berg-Ahorn verwandeln, der für die Zeit der nächsten zwei bis drei Jahrhunderte noch durch eine abnehmende Anzahl von starken Stiel-Eichen geprägt wäre, die ein hohes Lebensalter erreichen können. Die überflutungsempfindliche Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) mit einer rel. Dominanz in der Baumschicht von 0,8% und einer rel. Abundanz in der Strauchschicht von 1,7% und oben der Artengruppe „Sonstige“ zugeordnet, könnte als schattentolerante Baumart dem Berg-Ahorn als nächste dominierende Art nachfolgen. Prognosen dieser Art sind aber außerordentlich schwierig. Die größten Unsicherheitsfaktoren sind dabei das Auftreten und der Verlauf neuartiger Baumkrankheiten und der Einfluss des Klimawandels. Mit welcher Geschwindigkeit das Eschentriebsterben zu einem großflächigen Absterben der heute noch dominierenden Gemeinen Esche (46.5% im Oberstand) führen wird, ist ungewiss und hängt nicht zuletzt davon ab, wie groß der Anteil resistenter Individuen und deren Verjüngungspotential ist.

Der Klimawandel macht auch vor dem Leipziger Auwald nicht halt (Wirth et al. 2021). Am Leipziger Auwaldkran des Deutschen Zentrums für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig in der Burgau wurden während des Trockenjahres 2018 Stammflussmessungen und Kronenbeobachtungen der Blattbedeckung mit phänologischen Kameras an allen Hauptbaumarten (Stiel-Eiche, Gemeine Esche, Winter-Linde, Hainbuche und Berg-Ahorn) durchgeführt (Ballasus 2019). Die Untersuchungen wurden seitdem fortgesetzt. Die ersten Ergebnisse des Jahres 2018 lassen vermuten, dass bis auf die Esche alle Baumarten stark durch die Trockenheit beeinträchtigt sind. Bei Stiel-Eiche, Hainbuche und Winter-Linde begannen die Stammflussraten ab Ende Juli kontinuierlich zu sinken, beim Berg-Ahorn ab Mitte August. Hainbuche, Winter-Linde und Berg-Ahorn wiesen ab Juni geringere Blattdeckungsraten auf, was sich auf trockenheitsbedingte Änderungen in der Blattstellung und im Spätsommer auf frühzeitigen Blattfall zurückführen lässt. Beide Beobachtungen weisen darauf hin, die Grundwasserversorgung auf dem Auenstandort nicht ausreicht, um Trockenphasen physiologisch zu überbrücken. Die Rußrindenkrankheit des Berg-Ahorns hat sich während der letzten Jahre stark ausgebreitet, vermutlich auch befördert durch die Trockenheit (Bräsicke & Wulf 2014).

Unbestritten ist, dass eine Dynamisierung der Aue einen positiven Effekt auf die Entwicklung des Leipziger Auwalds haben wird. Häufigere Überflutungen haben das Potenzial den hochgradig überflutungsempfindlichen und stark schattenwerfenden Spitz- und Berg-Ahorn zurückzudrängen und somit in Zukunft eine Förderung der lichtbedürftigen Stiel-Eichen und Eschen zu ermöglichen. Eine bessere Wasserversorgung der Aue mit regelmäßigen Überflutungen hat das Potential den Grundwasserspiegel zeitweise anzuheben und damit während der häufiger werdenden Trockenjahre die Resistenz und Resilienz der Arten der Hartholzaue zu erhöhen.

Literaturverzeichnis

- Ammer, U., (1991): Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforschung für die forstliche Praxis. Forstw. Cbl.110, 2: 149-157.
- Ballasus, H. (2019): Species effects on temperature regulation mechanisms in the tree canopies at the Leipzig canopy crane. (Issue September). Universität Leipzig.
- Billetoft, B., Winter-Huneck, B., Peterson, J., & Schmidt, W. (2002): 91F0 Hartholzauenwälder mit *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* oder *Fraxinus angustifolia* (*Ulmion minoris*). Naturschutz Im Land Sachsen-Anhalt, 39, 253-258.
- Bräsicke, N. & Wulf, A. (2014): Über die Zunahme thermophiler Schadorganismen in den Wäldern - Umbaupläne müssen dies berücksichtigen. In Lozán, J. L., Grassl, H., Karbe, L. & Jendritzky G. (Hrsg.), Warnsignal Klima Gesundheitsrisiken Gefahren für Pflanze, Tiere und Menschen (2. Auflage), 282-285).
- Engelmann, R.A., Haack, N., Henle, K., Kasperidus, H.D., Nissen, S., Schlegel, M., Scholz, M., Seele-Dilbat, C. & Wirth, C. (2019): Reiner Prozessschutz gefährdet Artenvielfalt im Leipziger Auwald. UFZ discussion papers 8/2019, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Leipzig, 14 S.
- Gläser, J. (2001): Die Esche - ein Baum des Leipziger Auwalds? Forstw. Cbl., 120: 114-121.
- Gläser, J. (2005): Untersuchungen zur historischen Entwicklung und Vegetation mitteldeutscher Auenwälder. Technische Universität Dresden.
- Gutte, P. (2011): Das Querco-Ulmetum minoris Issl. 1942, der Stieleichen-Ulmen-Hartholzwald in der Elster-Luppe-Aue bei Leipzig. Mauritiana (Altenburg) 22: 213-242.
- Gutte, P. & Sickert, A. (1998): Der Leipziger Auwald – Bestand und Pflege. Mitteilungen des Landesvereins Sächsischer Heimatschutz 2: 80-85.
- Haase, D. & Gläser, J. (2009): Determinants of floodplain forest development illustrated by the example of the floodplain forest in the District of Leipzig. Forest Ecology and Management, 258(5): 887–894.
- Hessenmöller, D., Elsenhans, A. S. & Schulze, E. D. (2013): Sampling forest tree regeneration with a transect approach. Annals of Forest Research, 56(1): 3–14.
- Jäger, E. J. (Hrsg.). (2017): Rothmaler - Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Grundband (21. Auflage). Springer Spektrum. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-49708-1>
- Kasperidus, H. D., Klimo, E., Müller, G. K., Richter, W. & Sickert, A. (2001): The urban floodplain forest ecosystem of Leipzig. In The floodplain forest in Europe: 127-145.
- Küster, H. (2016): Die Eiche in der Waldgeschichte und ihre historische Nutzung. AFZ-DerWald, 20(20): 24-27.
- Lange, O. (1959): Die geschichtliche Entwicklung des Leipziger Stadtwaldes. Freiburg/Brsg.
- Lechner, A. (2011): Rezente Auenwälder in Mitteleuropa – Relikte alter Naturlandschaften ? Ein Beitrag zur Natürlichkeit komplexer Ökosysteme in alten Kulturlandschaften. In C. Wirth, U. Zäumer, & H. D. Kasperidus (Eds.), Der Leipziger Auwald-ein dynamischer Lebensraum - Tagungsband zum 5. Leipziger Auensymposium am 16. April 2011. UFZ-Bericht 06/2011: 4-18.
- Mackenthun, G. (2019): Handbuch der Ulmengewächse Version 2.6. www.ulmen-handbuch.de
- Mackenthun, G. (2021): Eine neue Methode zur Bestimmung der mitteleuropäischen Ulmen: Ein Leitfaden für die Praxis. BoD – Books on Demand, Norderstedt, 33 S.
- Martín, J. A., Sobrino, J., Jesús, P., Calcerrada, R., Collada, C., & Gil, L. (2019): Breeding and scientific advances in the fight against Dutch elm disease : Will they allow the use of elms in forest restoration ? New Forests, 50: 183-215.
- Müller, G.K. (1995): Die Leipziger Auen. Bestandsaufnahme und Vorschläge für die Gebietsentwicklung. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung. Dresden.
- Müller-Kroehling, S. (2003): Flatterulme - ein unbekannter Baum. Zehn verbreitete Irrtümer zu einer heimischen Baumart. - AFZ/Der Wald 25: 1282-1286.
- Mosandl, R. & Abt, A. (2016): Waldbauverfahren in Eichenwäldern gestern und heute. In: AFZ - Der

Engelmann et al. Gehölzbestand

Wald (20): 28-32.

Reif, A., Baumgärtel, R., Dister, E. & Schneider, E. (2016): Zur Natürlichkeit der Stieleiche *Quercus robur* in Flussauen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* Heft 15: 69-92.

Reif, A. & Gärtner, S. (2007): Die natürliche Verjüngung der laubabwerfenden Eichenarten Stieleiche (*Quercus robur* L.) und Traubeneiche (*Quercus petraea* Liebl.) - eine Literaturstudie mit besonderer Berücksichtigung der Waldweide. *Forstliche Vegetationskunde*, 5: 79-116.

Professor Hellriegel-Institut. (2012): Managementplan für das FFH-Gebiet Landesmeldenummer 050 E „Leipziger Auensystem“ (SCI 4639-301) und das SPA V05 „Leipziger Auwald“ - Vorläufiger Abschlussbericht, 1–573.

Schnabel, F., Purrucker, S., Schmitt, L., Engelmann, R.A., Kahl, A., Richter, R., Seele-Dilbat, C., Skidaresis, G. & Wirth, C. (2022): Cumulative growth and stress responses to the 2018–2019 drought in a European floodplain forest. *Glob. Change Biol.* 28 (5): 1870-1883.

Seele-Dilbat, C., Engelmann, R. A., Heinrich, J., Henle, K., Herkelrath-Bleyl, A., Kasperidus, H. D., Krüger, A., Kirsten, F., Löffler, F., Masurowski, F., Vieweg, M., Wirth, C. & Scholz, M. (2022): Untersuchungsdesign der naturwissenschaftlichen Begleitung im Projekt Lebendige Luppe. *UFZ-Bericht 2/2022*: 21-42.

Thiem, K. & Bastian, O. (2014): Steckbriefe für ausgewählte landschaftsprägende historische Kulturlandschaftselementtypen im Freistaat Sachsen. *Schriftenreihe des LfULG*, Heft 18/2014, 272 S.

Wirth, C., Engelmann, R.A., Haack, N., Hartmann, H., Richter, R., Schnabel, F., Scholz, M., Seele-Dilbat, C. (2021): Naturschutz und Klimawandel im Leipziger Auwald : ein Biodiversitätshotspot an der Belastungsgrenze. *Biodiversity conservation and climate change in the floodplain forest of Leipzig* *Biologie in unserer Zeit* 51 (1): 55-65.

Danksagung

Für die gewinnbringende Diskussion bei der Ulmenbestimmung und die kritischen Anmerkungen zum Manuskript bezüglich der Gattung *Ulmus* möchten wir uns bei Dr. Gordon Mackenthun ganz herzlich bedanken.

Leben am Auwald – Ergebnisse der kommunalen Bürgerumfrage in Leipzig 2017

KARIN LANGE & SYLKE NISSEN

1 Einleitung

Was verbinden die Leipzigerinnen und Leipziger mit Natur, wie nutzen sie Naturräume in der Stadt? Was empfinden die Menschen als natürlich? Wie stark ausgeprägt ist das Naturbewusstsein bei den Bürgerinnen und Bürgern in einer Großstadt? Wie bewerten sie Eingriffe in die Natur? In der Umfrage „Leben am Auwald – Befragung zu Natur, Umwelt und Freizeitverhalten in Leipzig“ sollten diese Fragen geklärt werden. Darüber hinaus wurde erhoben, wie weit Begriffe wie Biologische Vielfalt und Ökosystemleistungen verbreitet sind und was die Befragten damit verbinden. Im Zusammenhang mit dem Projekt Lebendige Luppe wurde erhoben, wie bekannt dieses Auenrevitalisierungsprojekt ist und wie die Bürgerinnen und Bürger zur Planung und Umsetzung konkreter Naturschutzprojekte wie zum Beispiel bei Gewässerrevitalisierungen in der Stadt stehen. Im Folgenden geben wir einen Einblick in die Ergebnisse der Umfrage.

2 Stichprobe

Die Untersuchung „Leben am Auwald“ (Goldhahn et al. 2019)¹ wurde Ende 2017 im Rahmen der kommunalen Bürgerumfrage der Stadt Leipzig durchgeführt. Für die Umfrage wurden, in Zusammenarbeit mit dem Amt für Statistik und Wahlen der Stadt Leipzig, 4.000 nach dem Zufallsverfahren ausgewählte Bürgerinnen und Bürger angeschrieben, die in 20 Ortsteilen am Rande des Leipziger Auwalds gemeldet waren. Für diese Auswertung lagen insgesamt 1.543 Datensätze vor, dies entspricht rund 39 Prozent der Stichprobe.

Ein Drittel der antwortenden Auwaldanrainer ist zwischen 18 und 34 Jahre alt, ein Viertel zwischen 35 und 49. Jeweils 21 Prozent der Antwortenden sind zwischen 50 und 64 bzw. 65 und 85 Jahre alt. Das mittlere Lebensalter beträgt über alle vier Altersklassen hinweg 47 Jahre. In der gewichteten Stichprobe sind Frauen und Männern nahezu gleich stark vertreten. Hinsichtlich der beruflichen Qualifikation sind Befragte mit Fachhoch- oder Hochschulabschluss mit 60 Prozent sehr stark vertreten. 34 Prozent der befragten Anwohner des Auwaldes haben eine Berufsausbildung abgeschlossen und nur 6 Prozent sind ohne Berufsausbildung. Zu dieser Gruppe gehören auch Personen, die noch in der Ausbildung sind. Analog zur beruflichen Qualifikation verteilt sich die Einkommenssituation in der Stichprobe. 5 Prozent der Befragten verfügen über ein persönliches Nettoeinkommen von weniger als 500 Euro im Monat, 17 Prozent über Einkommen zwischen 500 und 999 Euro. Die Einkommensklassen 1.000 bis unter 1.500 Euro und 1.500 bis 2.000 Euro werden mit 26 Prozent bzw. 22 Prozent am häufigsten von den Auwaldanrainern angegeben. 14 Prozent nennen ein Einkommen zwischen 2.000 und 2.499 Euro und bei 16 Prozent der Befragten liegt es noch darüber.

¹ Die Auswertung des Surveys ist als BfN-Skript 541 erschienen und steht unter <https://www.bfn.de/publikationen/bfn-schriften/bfn-schriften-541-leben-am-auwald-befragung-zu-natur-umwelt-und> zum download zur Verfügung.

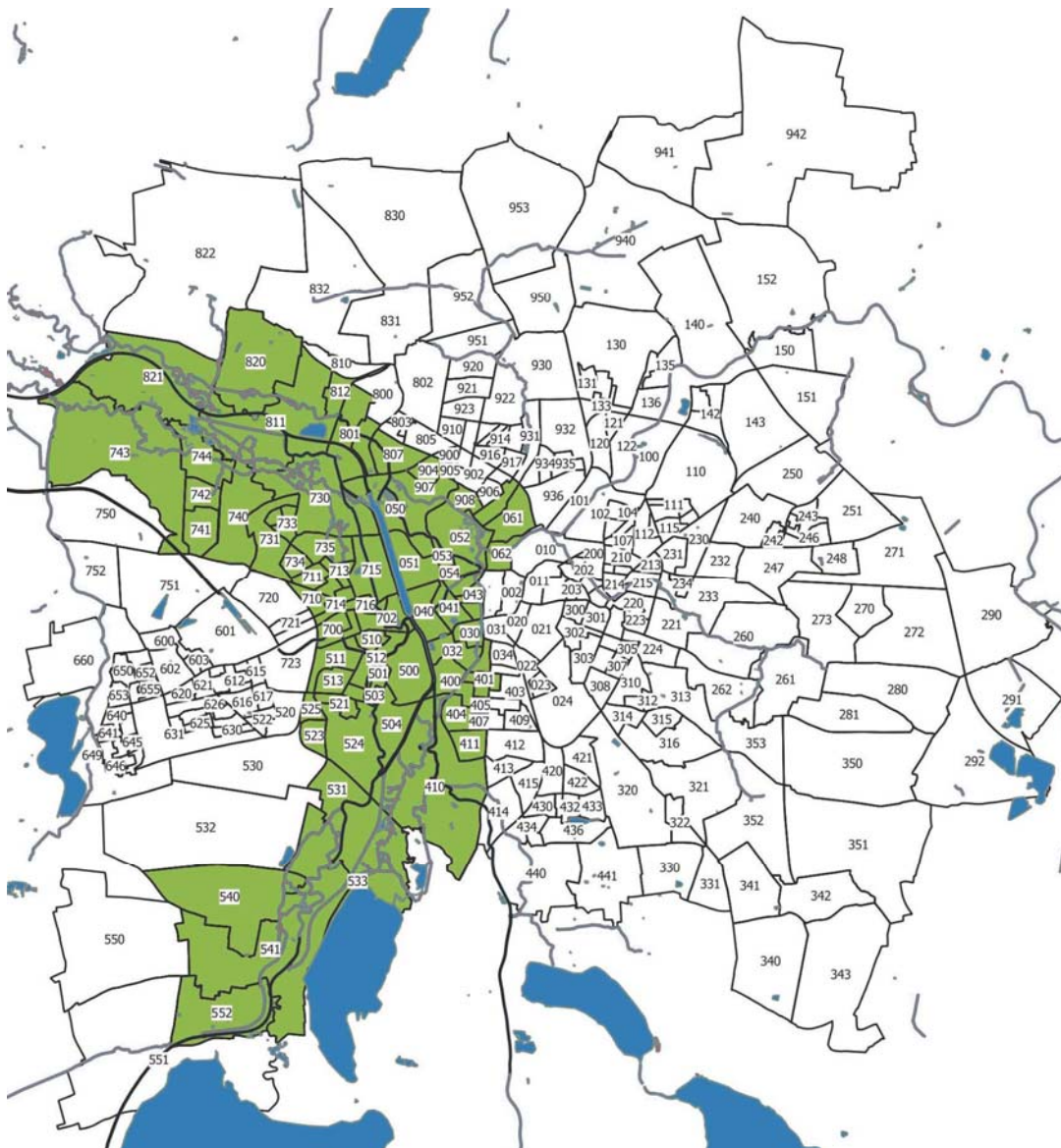


Abb. 1: Untersuchungsgebiet (grün)
Quelle: Amt für Statistik und Wahlen Leipzig

3 Bedeutung von Natur in Leipzig

Das Bundesamt für Naturschutz führt seit einigen Jahren regelmäßig bundesweite Umfragen zum Thema Naturbewusstsein durch. Die Ergebnisse der Studien zeigen, dass die Deutschen der Natur eine hohe Wertschätzung entgegenbringen. Im Jahr 2013 waren 92 Prozent der Bürgerinnen und Bürger der Meinung, dass Natur zu einem guten Leben dazugehört. 2015 waren es 94 Prozent (BMUB & BfN 2014: 37, 2016: 61). 92 Prozent schätzen an der Natur vor allem ihre Vielfalt. In unserer Umfrage haben wir uns mit ähnlichen Fragestellungen befasst.

Zunächst wurden die Bürgerinnen und Bürger nach ihrer Einstellung zu Natur in der Stadt gefragt. Die Antworten dokumentieren die hohe Bedeutung, die Natur grundsätzlich und insbesondere Natur in der Stadt beigemessen wird. Für über 90 Prozent der Befragten ist Natur in Leipzig als Lebensraum für Menschen, Tiere und Pflanzen wichtig oder sehr wichtig. Drei Viertel lehnen den sorglosen Umgang mit Natur ab und sind nicht der Ansicht, dass sich die Menschen „über die Zerstörung der Natur zu viele Gedanken“ machen (Goldhahn et al. 2019: 12).

Im Zusammenhang mit der grundsätzlichen Bewertung von Natur fragten wir danach, wie wichtig den Anrainern des Auwaldes Natur in der Stadt Leipzig ist. Dazu wurden acht verschiedene Aussagen angeboten, die auf einer fünfstufigen Skala von „sehr wichtig“ bis „überhaupt nicht wichtig“ bewertet werden konnten. Die hohen Zustimmungswerte zeigen, dass Natur in Leipzig für die Anrainer des Auwaldes einen hohen Erholungswert besitzt und in vielerlei Hinsicht von Bedeutung ist.

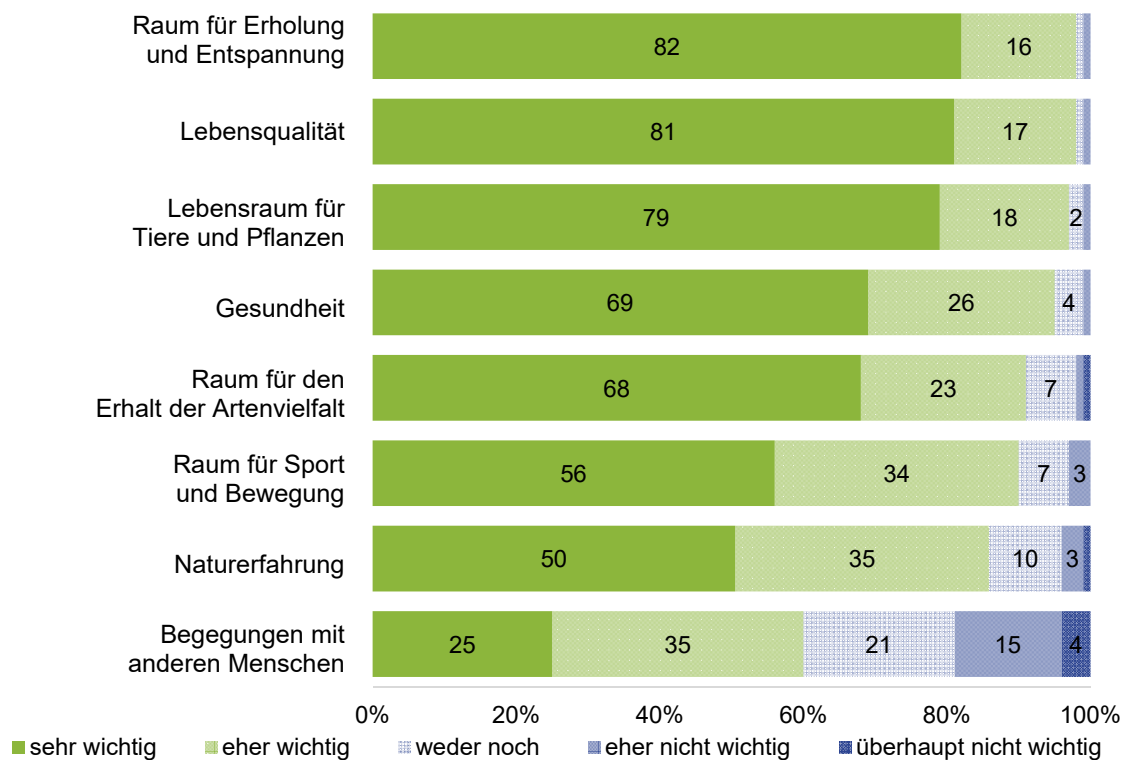


Abb. 2: Bedeutung von Natur in der Stadt
Quelle: Goldhahn et al. (2019: 14)

4 Grünräume in Leipzig

Bezogen auf konkrete Grünräume sind den Befragten vor allem größere, zusammenhängende Gebiete wichtig. Dazu gehört an erster Stelle der Auwald. An zweiter und dritter Stelle werden nahezu gleichauf die Gewässer und die Parkanlagen in Leipzig genannt. Die Bedeutung anderer Grünräume wie zum Beispiel Kleingärten wird deutlich geringer eingeschätzt, aber sie steigt mit dem Alter der Befragten (Goldhahn et al. 2019: 74).

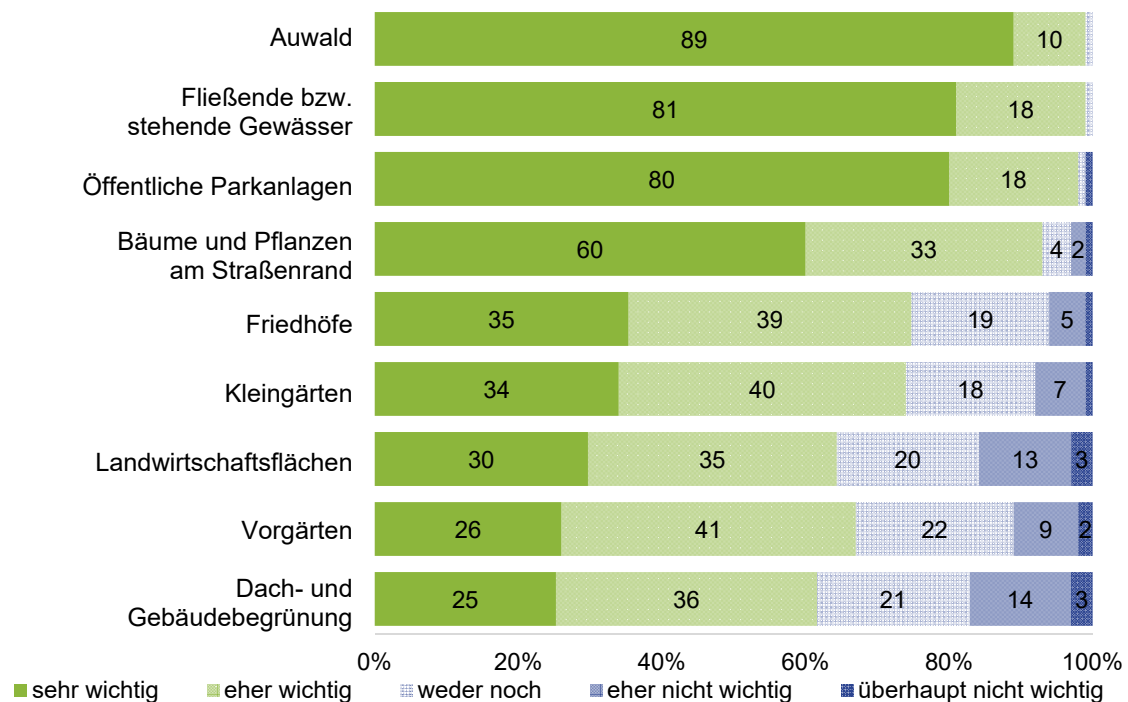


Abb. 3: Bedeutung von Grünräumen in Leipzig
Quelle: Goldhahn et al. (2019: 15)

5 Auwaldnutzung und Freizeitverhalten

Urbanisierung und Naturschutz wurden im Zuge der Entwicklung von Städten lange als Widerspruch wahrgenommen, denn für die Entstehung und Entwicklung von Städten musste Natur weichen. Doch dieser historische Gegensatz löst sich auf, die Vorstellung und das Erscheinungsbild von Städten ändern sich. Zu den markantesten Kennzeichen dieses Wandels gehört „die Bedeutungszunahme von städtischen Frei- und Grünflächen und die Neubewertung von Natur in der Stadt.“ (BMUB & BfN 2016: 42)

Auch in Leipzig wird diese Entwicklung deutlich. Nach einer Phase der Preisgabe von Naturflächen in und um Leipzig, zum Beispiel für den Braunkohleabbau, steigt der Wert des öffentlichen Grüns und spiegelt sich (noch) in einem hohen Anteil von Frei- und Grünflächen im öffentlichen Stadtraum.

Trotz massiver Eingriffe bieten der Auwald und andere Grünräume für Leipzig im Vergleich zu anderen Städten heute ein enormes Grünflächenpotential und eine wichtige Grundlage für die städtische Umwelt- und Grünflächenpolitik. Die Stadt Leipzig hat 2017 in der Freiraumstrategie „Lebendig grüne Stadt am Wasser“ dargelegt, welche Bedeutung die Grünräume für Leipzig haben und wie sie künftig aussehen sollen. Im Vorwort des Umwelt-Bürgermeisters heißt es dort: „Nachhaltiges Wachstum einer Stadt bedeutet, dass die für die Umwelt- und damit Lebensqualität wichtige grün-blaue Infrastruktur entsprechend mitwachsen muss, sowohl qualitativ als auch quantitativ. Es braucht dazu Schwerpunktsetzungen im Ausgleich zwischen unterschiedlichen Nutzungsansprüchen, aber auch Rückzugsräume, die hier und da auch zu Nutzungseinschränkungen und Schutzmaßnahmen führen können.“ (Stadt Leipzig 2017: 2)

Vor diesem Hintergrund haben wir in unserer Umfrage eine Bestandsaufnahme gemacht, wie die Anrainer die Leipziger Auenlandschaft nutzen. Um das Freizeitverhalten im Leipziger Auengebiet genauer zu analysieren, baten wir die Befragten anzugeben, welche Bereiche der Aue sie in den letzten 12 Monaten vor Erhebungsbeginn aufgesucht hatten, wie natürlich sie diese einschätzen und wo sie am häufigsten gewesen sind. Als Orientierungshilfe hatten wir eine Karte mit zehn verschiedenen Teilgebieten vorgelegt.

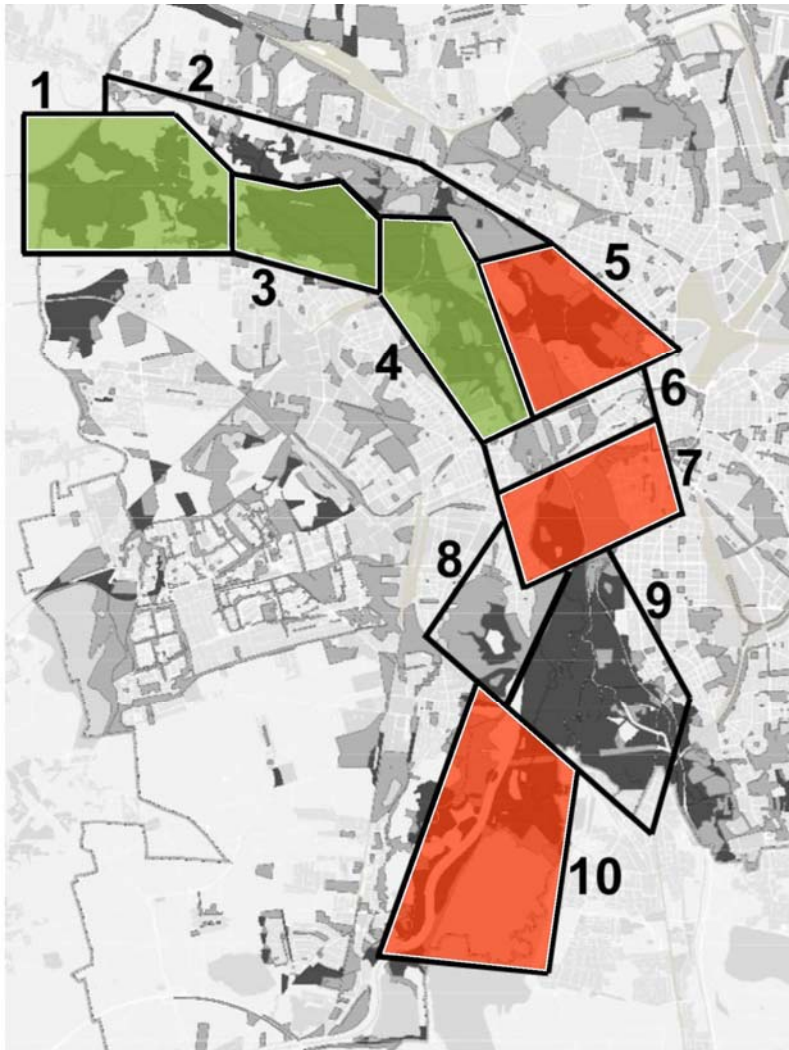


Abb. 4: Besuchte Gebiete in der Leipziger Aue

Quelle: Amt für Statistik und Wahlen Leipzig; Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN)

Zu den mit Abstand beliebtesten Gegenden gehört der zentrumsnahe Bereich Johanna- und Clara-Zetkin-Park sowie die Nonne (Bereich 7 auf der abgebildeten Karte – Abb. 4). Mit großem Abstand folgen dann das Rosental (Bereich 5), ebenfalls im Zentrum, und der Cospudener See zusammen mit Lehlache und Waldsee Lauer im Süden Leipzigs (Bereich 10). Die weiter vom Zentrum der Stadt entfernten Gebiete im Norden rund um die Burgaue (Bereich 3) und Schlobachshof/Pfingstanger (Bereich 1) werden dagegen deutlich seltener als Ziel eines Ausflugs in den Auwald angegeben. Dies kann zum einen mit dem größeren Unterhaltungsangebot der erstgenannten Bereiche vor allem für Familien erklärt werden, zum anderen mit der größeren Nähe zum Wohnort vieler Befragter. Denn neben der

erwarteten Ruhe und der Erreichbarkeit mit dem Fahrrad gehört die Wohnortnähe zu den wichtigsten Gründen für die Wahl des am häufigsten besuchten Auwaldbereichs.

Wir haben beim Erholungsverhalten zwischen der Nutzung im Frühjahr/Sommer und Herbst/Winter unterschieden. In der helleren Jahreszeit wird das Auengebiet in jeder Hinsicht erwartungsgemäß stärker genutzt. Nur die Hundebesitzer führen ihre Tiere sommers wie winters gleich häufig in den Auwald. Die meisten Befragten gehen mehrmals im Monat oder sogar mehrmals in der Woche im Auengebiet spazieren oder wandern, genießen einfach die Landschaft oder entspannen dort. Im Frühling und Sommer liegen die Werte zwischen 70 und 80 Prozent. Die Aktiveren fahren Rad (68 Prozent) oder – mit 33 Prozent deutlich weniger – joggen oder walken. Neben diesen relativ leicht in den Alltag zu integrierenden Ausflügen in den Auwald kommen ausgefallenerere Nutzungen kaum vor. So sind Angeln, Reiten oder Jagen die absolute Ausnahme und nahezu 80 Prozent fahren nie mit einem Motorboot oder Fahrgastschiff.

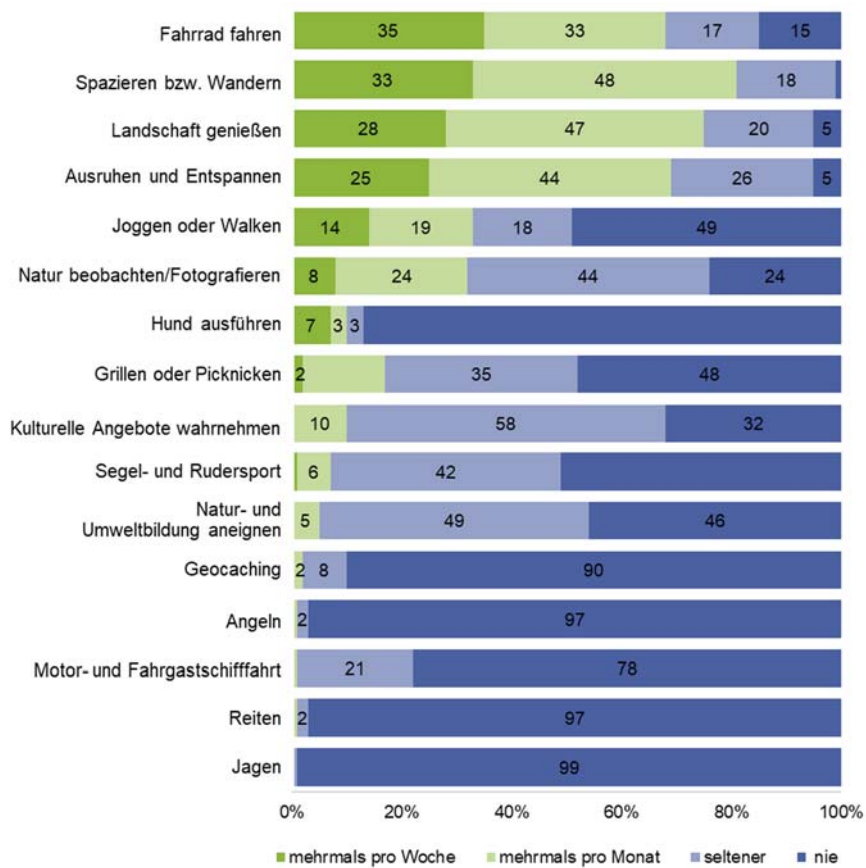


Abb. 5: Erholungsverhalten in der Auenlandschaft (Frühjahr/Sommer)
Quelle: Goldhahn et al. 2019: 33

6 Natürlichkeit einzelner Auenbereiche

Der Leipziger Auwald ist ein durch den Menschen seit Jahrhunderte stark verändertes Gebiet. Die Antworten zur Natürlichkeit einzelner Auenbereiche zeigen, dass durch den Menschen veränderte Orte von der Bevölkerung trotzdem als naturnah oder sogar sehr natürlich wahrgenommen werden. Die wahrgenommene Natürlichkeit bzw. fehlende Natürlichkeit der

Auengebiete weist Gemeinsamkeiten mit dem Besucherandrang im Gebiet auf. Die am natürlichsten empfundene Gebiete 1 (Schlobachshof, Pfingstanger, Schloss Gundorf), 2 (Auwaldstation, Schloßpark Lützschena, Auensee), 3 (Burgau) und 4 (Möckernscher Winkel, Leutzscher Holz; Verschlossenes Holz) werden von den wenigsten Befragten aufgesucht.

Die beliebtesten Gebiete 5 (Rosental, Wackelturm, Zooschaufenster), 6 (Palmengarten, Richard-Wagner-Hain), 7 (Nonne, Johannapark, Clara-Zetkin-Park) sowie 10 (Lehmlache Lauer, Waldsee Lauer, Cospudener See) werden eher als stark verändert und künstlich wahrgenommen. Diese Einschätzung hängt vermutlich mit den dort befindlichen Angeboten zur Freizeitgestaltung zusammen. Grill- und Spielplätze, Galopprennbahn, Badensee oder der Blick in den Zoo ziehen Ausflügler stärker an als ein relativ unberührter Mischwald. Der Bereich um den Palmengarten bzw. Richard-Wagner-Hain an den Ufern des Elsterbeckens wird von den wenigsten Befragten für natürlich gehalten. Zwar bezeichnen noch 60 Prozent dieses Gebiet als naturnah, aber mehr als ein Drittel der Befragten hält diese Ende des 19. Jahrhunderts geschaffene Parkanlage für naturfern bzw. künstlich.

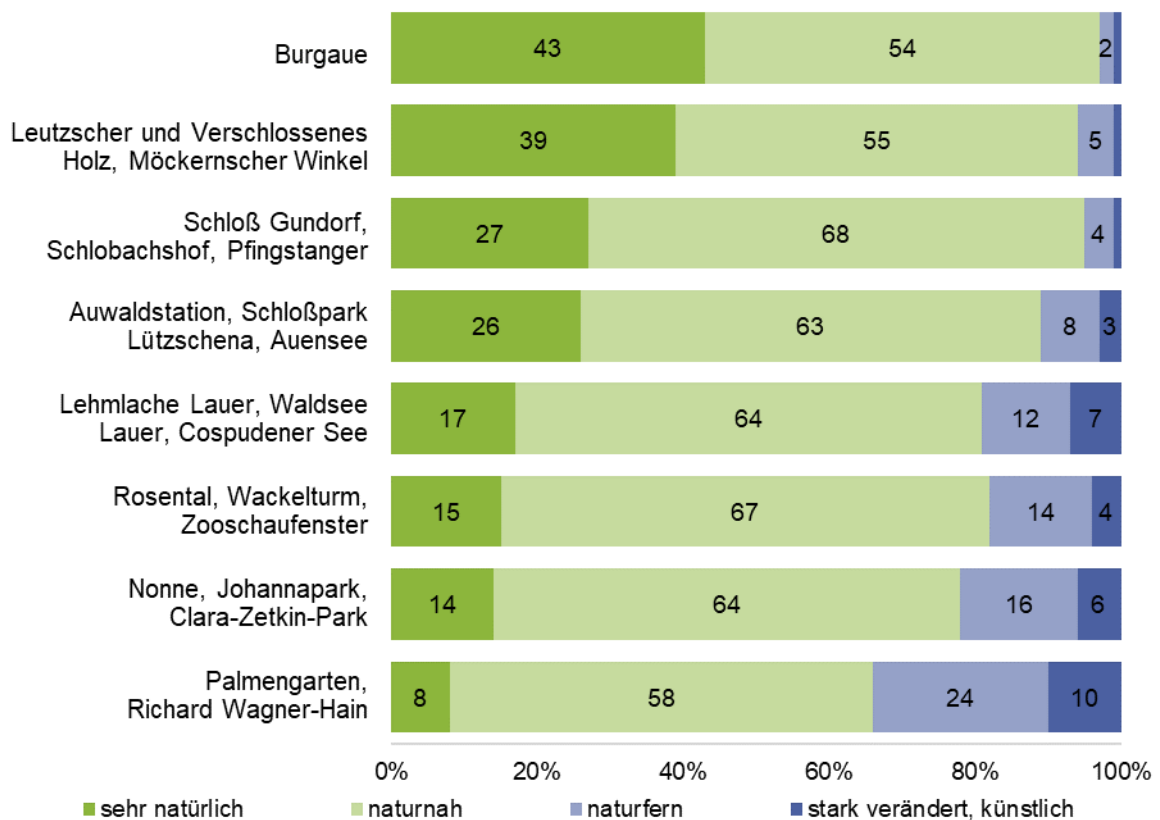


Abb. 6: Wahrgenommene Natürlichkeit der besuchten Orte
Quelle: Goldhahn et al. (2019: 28)

7 Biologische Vielfalt und Ökosystemleistungen

Immer mehr Menschen kommen im Alltag kaum noch in direkte Berührung mit der Natur. Dieses Phänomen, das als „Aussterben der Erfahrung“ bezeichnet wird (vgl. Soga & Gaston 2016), hat Konsequenzen für die Gesundheit und das individuelle Wohlbefinden. Für viele Städterinnen und Städter sind Natur und biologische Vielfalt im urbanen Raum daher von großer Bedeutung. Dies belegt unter anderem eine aktuelle Studie, in der untersucht wurde,

wie die Bevölkerung in verschiedenen europäischen Städten biologische Vielfalt auf städtischen Grünflächen einschätzt und bewertet. Länder- und städteübergreifend ist den Bürgerinnen und Bürgern ein hoher Artenreichtum der Pflanzen zum Beispiel in Parks oder im Straßenraum wichtig, und sie sind sich einig, dass Städte dadurch lebenswerter werden (Fischer et al. 2018).

Biologische Vielfalt wird im Wesentlichen auf drei Ebenen definiert: die Vielfalt der Arten, die Vielfalt an Lebensräumen und Ökosystemen und die genetische Vielfalt innerhalb einer Art. Noch vor wenigen Jahrzehnten waren die Begriffe Biologische Vielfalt oder auch Biodiversität und die zahlreichen Facetten dieser Begriffe allenfalls Experten bekannt. Inzwischen ist die Erhaltung der biologischen Vielfalt nicht nur für den Naturschutz ein zentrales Thema geworden. Die Entwicklung der Biodiversität spiegelt den Eingriff des Menschen in Naturräume wider und ist zugleich ein wichtiger Anhaltspunkt für zu erwartende globale Risiken. Folglich hat die Diskussion um biologische Vielfalt die wissenschaftliche Nische verlassen und starke Verbreitung erfahren. Unsere Umfrage kann diese Tendenz der Popularisierung des Begriffes untermauern. Wir haben gefragt, ob die Teilnehmerinnen und Teilnehmer der Umfrage von dem Begriff Biologische Vielfalt schon gehört haben, und wissen, was damit gemeint ist. Diese Frage war gleichlautend 2011 vom Bundesamt für Naturschutz gestellt worden (BMUB & BfN 2012: 59).

In der bundesweit durchgeführten Naturbewusstseinsstudie des BfN meinten knapp 42 Prozent der Befragten, den Begriff Biologische Vielfalt zu kennen und auch zu wissen, was er bedeute. Rund 30 Prozent hatten den Begriff schon gehört, kannten seine Bedeutung aber nicht, und ein Viertel hatte noch nie davon gehört. In unserer Leipziger Umfrage ist die Bekanntheit des Begriffs noch ausgeprägter: 75 Prozent wissen, was Biologische Vielfalt bedeutet, und 22 Prozent der Antwortenden kennen den Begriff. Insbesondere der mit nur 3 Prozent sehr geringe Prozentsatz derjenigen, die den Begriff Biologische Vielfalt noch nie gehört haben, deutet auf die inzwischen starke Wahrnehmung des Themas hin (Goldhahn et al. 2019: 76). Methodisch ist ein Vergleich der Antworten dieser verschiedenen Umfragen unzulässig, aber die Gegenüberstellung der Ergebnisse kann vorsichtig als Indikator für die rasante Verbreitung des Begriffes gewertet werden.

In einer offenen Frage baten wir die Befragten zusätzlich um ihre Assoziationen zum Begriff Biologische Vielfalt und wollten dadurch unter anderem herausfinden, wie stark die genannten drei Bereiche der Begriffsdefinition im Allgemeinverständnis verankert sind. 1.008 Personen sind unserer Bitte nachgekommen und haben diese offene Frage in unterschiedlicher Ausführlichkeit beantwortet.

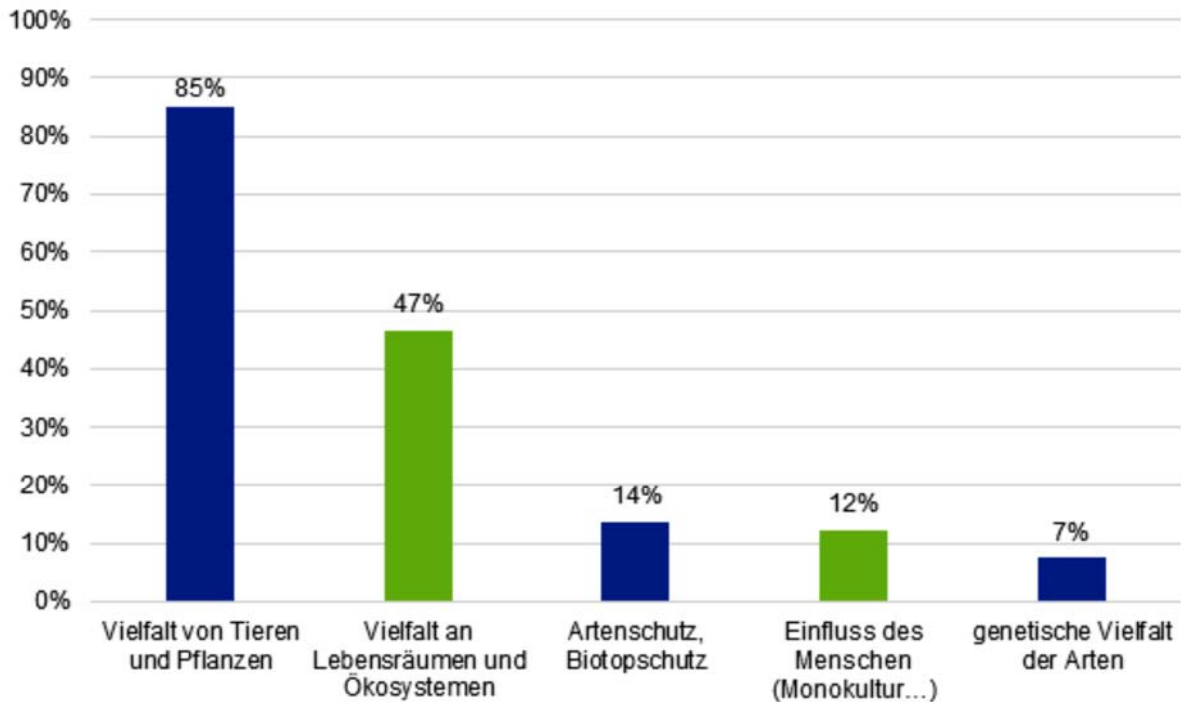


Abb. 7: Was verbinden Sie mit dem Begriff „Biologische Vielfalt“?

Quelle: Goldhahn et al. (2019: 18)

In den Antworten finden sich vor allem Stichworte, die sich an der genannten Definition von biologischer Vielfalt orientieren. 85 Prozent der Befragten verbinden mit biologischer Vielfalt die Vielfalt von Tieren und Pflanzen. Stichworte im Zusammenhang mit der Vielfalt an Ökosystemen und Lebensräumen werden am zweithäufigsten genannt (47 Prozent).

Für 14 Prozent der Befragten gehört der Schutz von Arten und Biotopen zu biologischer Vielfalt, obwohl dies im engeren Sinne nicht Teil der Definition des Begriffes ist, und die Bedenken hinsichtlich des menschlichen Einflusses auf biologische Vielfalt spiegeln sich in den Antworten deutlich wider. Dieses Thema wird von 12 Prozent genannt, dabei wird vor allem der Einfluss der Landwirtschaft angesprochen.

Die reflektierten Einstellungen der Befragten zur Bedeutung von biologischer Vielfalt werden ergänzt durch die Antworten auf unsere Frage nach Ökosystemleistungen. Obwohl die dieser Begriff weit weniger bekannt ist (36 Prozent haben noch nie davon gehört), wird den Leistungen der Auenlandschaft von einer überwältigenden Mehrheit der Befragten hohe oder sehr hohe Bedeutung beigemessen. So sind zum Beispiel Ökosystemleistungen wie Hochwasserschutz, die Erholungsfunktion oder der Erhalt der biologischen Vielfalt für mehr als 98 Prozent der Befragten (sehr) wichtige Aufgaben der Aue.

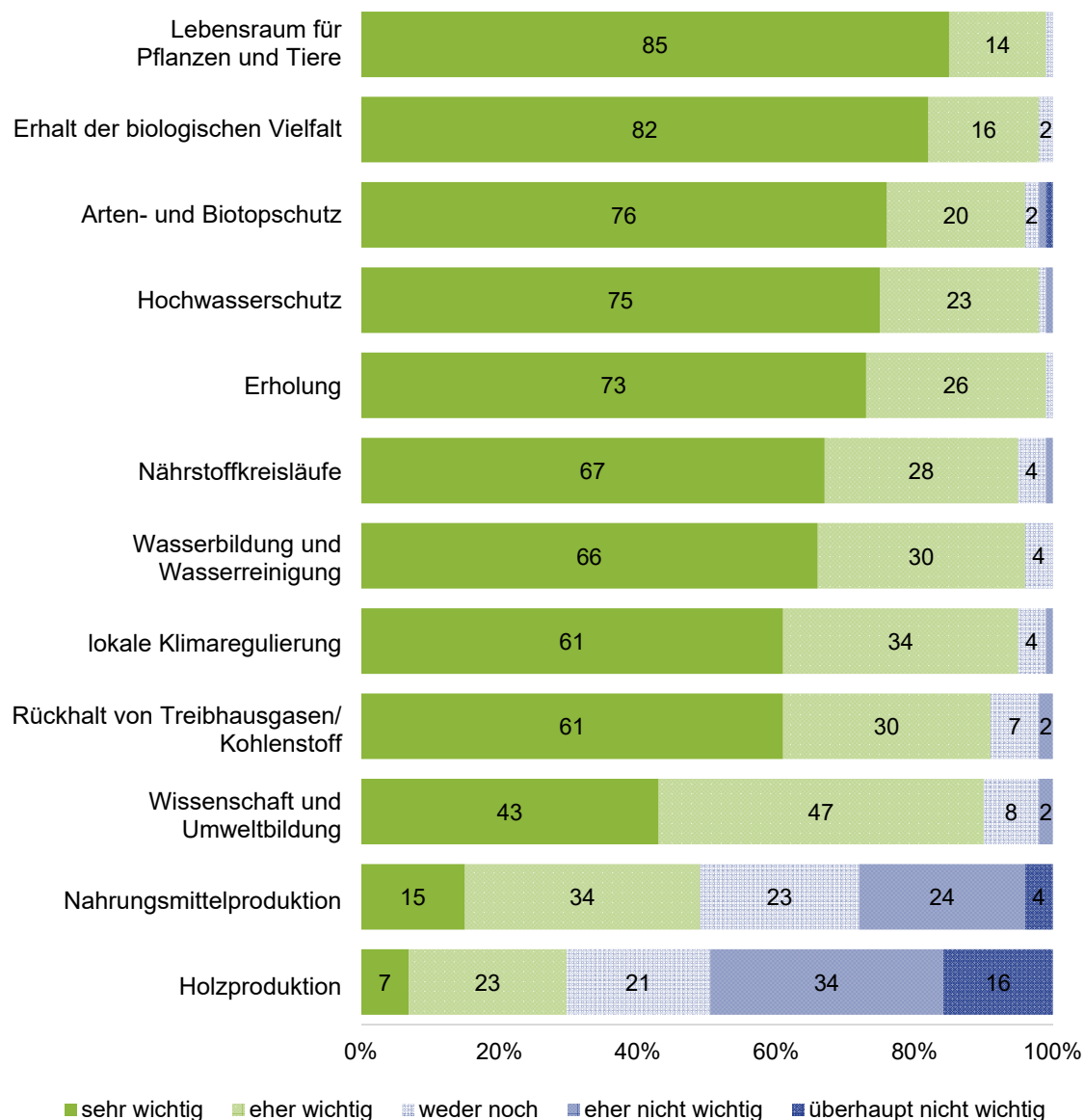


Abb. 8: Aufgaben der Auenlandschaft
 Quelle: Goldhahn et al. (2019: 22)

8 Einstellung zu Gewässerrenaturierungen

Die Sicherung und der Schutz der Leipziger Aue macht menschliche Eingriffe erforderlich. Ohne Maßnahmen zur Wiedervernässung wird das Auengebiet weiter austrocknen. Um die Unterstützung solcher Maßnahmen zumindest derer einschätzen zu können, die am Rande des Auwalds leben, haben wir nach der Einstellung zu Gewässerrenaturierungen in der Auenlandschaft gefragt. Uns interessierte, welche der genannten Folgen von Renaturierungen die Befragten für wahrscheinlich hielten und welche ihnen mehr oder weniger Sorgen machten. Fast alle Befragten halten es für (sehr) wahrscheinlich, dass Gewässerrenaturierungen in der Auenlandschaft die Ausbreitung von gefährdeten Tieren sowie Pflanzen fördern oder dass mehr Naturerfahrungen möglich sind. Zugleich erwarten rund 80 Prozent zunehmende Konflikte zwischen Naturschutz und Freizeitbelangen und mehr als 70 Prozent

nehmen an, dass renaturierte Gewässer für den Bootsverkehr gesperrt werden. Mit 75 Prozent halten es aber zugleich ebenso viele Befragte für unwahrscheinlich, dass sie den Auwald nach Renaturierungsmaßnahmen nicht mehr wie bisher nutzen können. Und mehr als zwei Drittel halten es für wenig wahrscheinlich, dass die Zahl der Hochwasser zunimmt. Nur bezüglich der Einschätzung einer möglichen Konsequenz von Gewässerrenaturierung gibt es keine eindeutige Mehrheitsposition. Die eine Hälfte der Befragten hält es für (sehr) wahrscheinlich, dass Gewässerrenaturierungen in der Leipziger Aue zu feuchten Kellern führen. Die andere Hälfte hält diese in der öffentlichen Diskussion häufig geäußerte Annahme für unwahrscheinlich (Goldhahn et al. 2019: 36 ff.).

Die Tatsache, dass die Befragten die eine oder andere Entwicklung für wahrscheinlich halten, sagt nichts darüber aus, ob ihnen eine mögliche Folge von Gewässerrenaturierung Sorgen bereitet. Deshalb haben wir dieselben Items noch einmal emotional bewerten lassen. Insgesamt machen sich nur relativ wenige Befragte große oder sehr große Sorgen hinsichtlich der für wahrscheinlich gehaltenen Entwicklungen. Selbst Auswirkungen von Gewässerrenaturierungen, die die Befragten individuell betreffen können (zum Beispiel feuchte Keller oder Nutzungseinschränkungen), machen mehr als der Hälfte der Befragten keine Sorgen.

9 Bekanntheit des Projekts Lebendige Luppe

Schließlich fragten wir nach der Bekanntheit des Projektes Lebendige Luppe. Etwas mehr als ein Viertel der Befragten kennt das Projekt. Zu den am häufigsten genutzten Informationskanälen gehören Printmedien wie die Tageszeitung, Mitteilungen im Leipziger Amtsblatt oder Informationen in den einzelnen Stadtteilblättern. Auch Mundpropaganda erreicht die Adressaten deutlich häufiger als digital angebotene Informationen des Projektes.

Wer das Projekt kennt, ist in der Regel auch in der Lage, dessen wesentliche Ziele zu identifizieren. Über 80 Prozent nennen den Schutz der biologischen Vielfalt als Projektziel, knapp zwei Drittel sehen als Ziel des Projektes zu verhindern, dass die Nordwestaue austrocknet.

10 Fazit und Ausblick

Zusammenfassend wird in den Antworten deutlich, dass die Mehrheit der Befragten den Auwald wertschätzt und ihn als wichtigen städtischen Grünraum, als Ort biologischer Vielfalt und Quelle von Ökosystemleistungen wahrnimmt. Dies spiegelt sich auch in einer Freizeitnutzung wider, die dem Charakter der Auenlandschaft angepasst ist. Detaillierte Fragen zu möglichen Nutzungskonflikten im Leipziger Auwald waren nicht Bestandteil dieses Surveys. Der zunehmende Nutzungsdruck in einer wachsenden Stadt sollten aber in künftigen Erhebungen berücksichtigt werden.

Literaturverzeichnis

- BMUB & BfN (Hrsg.) (2012): Naturbewusstsein 2011. Bevölkerungsumfrage zu Natur und biologischer Vielfalt. Berlin, Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB); Bundesamt für Naturschutz (BfN).
- BMUB & BfN (Hrsg.) (2014): Naturbewusstsein 2013. Bevölkerungsumfrage zu Natur und biologischer Vielfalt. Berlin, Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB); Bundesamt für Naturschutz (BfN).
- BMUB & BfN (Hrsg.) (2016): Naturbewusstsein 2015. Bevölkerungsumfrage zu Natur und biologischer Vielfalt. Berlin, Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB); Bundesamt für Naturschutz (BfN).
- Fischer, L.K., Honold, J., Cvejić, R., Delshammar, T., Hilbert, S., Laforzezza, R. et al. (2018): Beyond green. Broad support for biodiversity in multicultural European cities. In: *Global Environmental Change* 49, 35-45. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2018.02.001.
- Goldhahn, L., Lange, K. & Nissen, S. (2019): Leben am Auwald. Befragung zu Natur, Umwelt und Freizeitverhalten in Leipzig. Bundesamt für Naturschutz, Universität Leipzig. Bonn (BfN-Skripten, 541). Online verfügbar unter www.bfn.de/infotehek/veroeffentlichungen/bfn-skripten.html.
- Soga, M. & Gaston, K.J. (2016): Extinction of experience. The loss of human-nature interactions. *Front Ecol. Environ.* 14 (2), 94-101. DOI: 10.1002/fee.1225.
- Stadt Leipzig (2017): Lebendig grüne Stadt am Wasser. Freiraumstrategie der Stadt Leipzig. Unter Mitarbeit von T. Wilke und P. Fibich. Stadt Leipzig, Dezernat Umwelt, Ordnung, Sport. Leipzig.

Bürgerbeteiligung im Rahmen des Projektes Lebendige Luppe

KARIN LANGE & SYLKE NISSEN

„Bürger sind heute aufgrund der Potentiale des digitalen Angebots und der interaktiven Kommunikationstechnik besser und umfassender informiert als früher – auch bei fachlich anspruchsvollen Themen. Verbunden mit der Bereitschaft, sich für ein Thema zu engagieren bzw. in ein Projekt eingebunden zu werden, resultiert daraus ein Anspruch, dass dieses Engagement in der Gesellschaft auf breiter Ebene ernst genommen werden sollte und möglichst zu einem positiven Ergebnis führt. Demzufolge haben wir es mit einer neuen Gestaltung von Entscheidungsprozessen und nicht mit einem Hype zu tun, wenn auch die Medien dieses Thema in jüngerer Vergangenheit verstärkt auf die Agenda setzen. Vielmehr artikulieren mehr Menschen als früher und konsequenter den berechtigten Wunsch nach Mitsprache und einer effizienteren Verwaltung.“

(von Fritsch 2015: 209)

1 Einleitung: Bürgerbeteiligung an der Auenentwicklung

Die Leipziger Auenlandschaft ist für weite Teile der Leipziger Öffentlichkeit ein Identität stiftender, emotional aufgeladener Raum. Zu den Entwicklungsfragen, von denen sich zahlreiche Leipzigerinnen und Leipziger angesprochen fühlen, gehören die wassertouristische Nutzung von Fließgewässern im Auwald oder der technische und ökologische Hochwasserschutz. Das Ziel, die Auenlandschaft zu schützen und deren Renaturierung voranzutreiben, wird lokal von zahlreichen gesellschaftlichen und politischen Akteuren geteilt, aber unterschiedlich intensiv verfolgt. Einige lokale Akteure bringen ihre Position stark zum Ausdruck und verbinden sie häufig mit Kritik an der Politik sowohl der Leipziger Umweltverwaltung als auch des Sächsischen Umweltministeriums. Auch das Projekt Lebendige Luppe, das durch beispielhafte Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserhaushalts die biologische Vielfalt im Ökosystem der Leipziger Flussauenlandschaft sichern und entwickeln will, findet nicht nur Zuspruch.

Wie kann im Projekt Lebendige Luppe ein von Beteiligten, Engagierten und Interessierten geteiltes Verständnis für Rahmenbedingungen, Chancen und auch für die Grenzen lokalen, administrativen wie ehrenamtlichen Umweltengagements erreicht werden? Diese Frage wird von der sozialwissenschaftlichen Begleitung im Projekt Lebendige Luppe verfolgt, die sich unter anderem der Entwicklung von strukturierten Kommunikationsformen widmet.

Der vorliegende Beitrag zeichnet das Vorgehen im Projekt in mehreren Schritten nach: Zunächst wird das Geflecht aus Interessenlage und Einflussmöglichkeiten von Akteuren im Projektumfeld (Stakeholderanalyse) dargestellt. Im anschließenden Abschnitt erarbeiten wir ein gemeinsames Verständnis von Bürgerbeteiligung. Teil 3 skizziert die Entwicklung im Projekt Lebendige Luppe und im letzten Teil ziehen wir ein kurzes Fazit.

2 Stakeholderanalyse

„Stakeholder sind alle Personen und Organisationen, die direkt oder indirekt am Projekt beteiligt sind, von den Maßnahmen und Ergebnissen betroffen sein können, den Projektverlauf positiv oder negativ beeinflussen können, Ideen, Meinungen und Informationen haben können, die für den Projektverlauf relevant sind, Informationen aus dem Projekt für ihre eigene Arbeit benötigen.“ (Bundesbreitbandbüro2015:18) Aus dieser Aufzählung wird deutlich, dass Stakeholder und ihre Einstellung zu einem Projekt dessen Erfolg entscheidend beeinflussen können. Sie haben bestimmte Ziele und Erwartungen, die das Projekt unterstützen, aber auch gefährden können. Der Einfluss von Stakeholdern bietet also einerseits eine Chance, muss aber auch als potentiell Risiko wahrgenommen werden. Deshalb ist es im Rahmen eines Projektes fortlaufend erforderlich, Stakeholder zu identifizieren und zu analysieren. Durch rechtzeitig ergriffene Kommunikations- und Beteiligungsmaßnahmen können die Chancen und das Potenzial gesteigert, die Risiken für das Projekt eingedämmt werden.

Ziel der Stakeholderanalyse ist es, Interessen und Einflussmöglichkeiten einzelner Personen oder Gruppen systematisch zu erfassen. Zu diesem Zweck kann eine Vier-Felder-Matrix hilfreich sein, nach der zum einen die Rolle einzelner Stakeholder im Projekt ermittelt und Handlungsstrategien für den Umgang mit Stakeholdern oder Stakeholdergruppen ableiten lassen. Die folgende sogenannte Mendelow Matrix hält mögliche Kombinationen des Interesses und des Einflusses von Stakeholdern fest.

		Interesse	
		gering	stark
Einfluss	gering	I: beobachten	II: auf dem Laufenden halten
	stark	III: Zufriedenheit sicherstellen	IV: intensiv kooperieren

Abb. 1: Einfluss-Interessen-Netz
Eigene Darstellung nach Mendelow (1981)

Angewendet auf die Entwicklung der Leipziger Auenlandschaft nehmen wir an, dass jene Akteure, die dieser Thematik kein oder nur geringes Interesse entgegenbringen, für die aktive Projektsteuerung weniger relevant sind. Dies gilt auch dann, wenn es sich um Akteure mit eher starkem Einfluss handelt, da grundsätzlich nicht zu erwarten ist, dass bei mangelndem Interesse der Einfluss geltend gemacht wird (Felder I und III). Stakeholder mit geringem Einfluss und geringem Interesse am Projekt sollten kontinuierlich beobachtet werden, um rechtzeitig auf Änderungen in diesem Status reagieren zu können. Bei Stakeholdern mit hohem Einfluss aber geringem Interesse sollte auf deren Indifferenz geachtet und deren Zufriedenheit soweit wie möglich sichergestellt werden. In den Feldern auf der rechten Seite der Matrix finden sich dagegen all jene Akteure, die starkes Interesse an der Auenentwicklung im Allgemeinen und dem Projekt im Besonderen zeigen. Dieses Interesse muss in Abhängigkeit von den Einflussmöglichkeiten des jeweiligen Stakeholders unterschiedlich bedient werden.

Stakeholder mit großem Interesse aber geringem Einfluss (Feld II) können im Verlauf des Projekts durch Informationsmaterial oder Veranstaltungen auf dem Laufenden gehalten werden. Dazu gehören zum Beispiel der Projektnewsletter oder die Infoabende im Projektbüro.

Im Zentrum der Aufmerksamkeit stehen jene Stakeholder, die sich nicht nur für die Projektentwicklung interessieren, sondern darüber hinaus in der Lage sind, das Projekt nachhaltig zu beeinflussen (Feld IV). Diese Gruppe setzt sich aus ganz unterschiedlichen Akteuren zusammen, die individuell und intensiv betreut werden müssen.

Im Projekt Lebendige Luppe werden Akteure aus Ministerien, Forstverwaltungen oder anderen öffentlichen Institutionen im Rahmen der in einem öffentlichen Infrastrukturprojekt vorgesehenen administrativen Prozesse informiert, konsultiert und beteiligt. Dies ist in erster Linie Aufgabe der Projektleitung. Für Stakeholder aus den Feldern II und IV, die nicht zu institutionell involvierten Akteuren gehören, wie zum Beispiel Umwelt- oder Interessenverbände, werden andere Formen der Kooperation gesucht, die sich meist mit dem Stichwort Bürgerbeteiligung zusammenfassen lassen.

3 Bürgerbeteiligung

3.1 Was ist mit Bürgerbeteiligung gemeint?

Die Begriffe Bürgerbeteiligung und Partizipation oder politische Partizipation werden häufig synonym verwendet, obwohl Unterschiede in der Bedeutung und Verwendung erkennbar sind (vgl. Nissen 2020). Im weitesten Sinn beschreiben aber beide Begriffe die freiwillige Einflussnahme auf politische Entscheidungsträger durch Personen, die formell nicht befugt sind, politische Entscheidungen zu treffen (Verba 1967, S. 55). Die Frage, wie diese Einflussnahme zustande kommt, wird eher selten thematisiert, ist jedoch ein entscheidendes Unterscheidungsmerkmal von Beteiligung und Partizipation. „Beteiligung beschreibt alle Formen die von Entscheidungsträgern initiiert werden (‘top-down’), wohingegen Partizipation sogenannte ‚bottom-up‘-Methoden bezeichnet, die von der Bevölkerung bzw. den Betroffenen ausgehen.“ (Thewes et al. 2014, S. 9) Diese Differenzierung zieht unter anderem eine Entscheidung über die Form der Rekrutierung von Beteiligten nach sich. In top-down administrierten Beteiligungsprozessen steuern die Entscheidungsträger die Zusammensetzung der Beteiligungsgremien, bei bottom-up Prozessen findet eher eine Selbstrekrutierung der Partizipierenden statt. Um die Reichweite eines Beteiligungsprozesses einschätzen zu können, nimmt die Forschung häufig Bezug auf den Beitrag von Sherry Arnstein (1969), die auf der Basis ihrer Erfahrungen als Mitarbeiterin des US Department of Housing sogenannte Bürgerbeiräte begleitete und feststellen musste, wie das Engagement der Bürger instrumentalisiert wurde. Mit Hilfe einer Leiter der Partizipation beschrieb sie, dass die meisten top-down-Angebote die Bezeichnung als Bürgerbeteiligung kaum rechtfertigen (Abb. 2).

8	Selbstorganisation
7	Delegierte Entscheidungsbefugnisse
6	Mitbestimmung
5	Einbeziehung
4	Konsultation
3	Information
2	Behandlung
1	Manipulation

Abb. 2: Arnsteins Stufen der Partizipation

Quelle: Arnstein (1969: 217), eigene Übersetzung

Viele sogenannte Beteiligungsverfahren können nicht als partizipativ gelten, da sie den Bürgern gar keine Möglichkeiten bieten, einen Entscheidungsprozess zu beeinflussen. Die untersten zwei der acht Sprossen beschreiben ein Niveau der Nichtbeteiligung, deren eigentliches Ziel ist es, die Teilnehmer zu bilden, zu manipulieren oder ihre Einstellung zum Thema zu „heilen“ (vgl. Arnstein 1969: 217). Die folgenden Stufen 3 und 4 erreichen allenfalls Ebenen symbolischer Beteiligung. Wenn sie angeboten werden, können die Bürger tatsächlich hören und gehört werden. Methoden zur *Information* der Zielgruppen sind zwar inzwischen ein notwendiger Schritt in jedem Beteiligungsprozess, beinhalten aber noch keine Partizipationsangebote. Information ist die Mindestvoraussetzung für jeden weiteren Versuch, die Öffentlichkeit zu beteiligen. Im Unterschied zu Arnstein sehen viele Akteure *Konsultationen* (Stufe 4) bereits als erste Ebene echter Partizipation, obwohl den Partizipierenden die Macht fehlt sicherzustellen, dass ihre Ansichten von den politischen Akteuren beachtet werden. Aber Entscheidungsträger sind an den Ansichten und Meinungen der Zielgruppen interessiert, hören den Stakeholdern zu oder lassen sich vielleicht sogar beraten. „But if consulting them is not combined with other modes of participation, this rung of the ladder is still a sham since it offers no assurance that citizen concerns and ideas will be taken into account.“ (ebd.: 219) Auch Sprosse 5: *Einbeziehung*, bleibt nach den Erfahrungen von Arnstein auf der symbolischen Ebene. Runde Tische, Zukunftswerkstätten, Bürgergutachten und andere konsensuelle und informelle Verfahren bieten den Partizipierenden zwar institutionalisierte Möglichkeiten, Ratschläge zu geben und Vorschläge zu machen, die Entscheidungskompetenz bleibt jedoch bei Politik und Verwaltung. Erst auf den obersten Stufen der *Mitbestimmung* und *delegierten Entscheidungsbefugnissen* sah Arnstein die Chance für die Realisierung dessen, was sie unter echter Partizipation verstand: Die Möglichkeit für Bürgerinnen und Bürger in mehr oder weniger gleichberechtigten Partnerschaften mit den Entscheidungsträgern zu verhandeln und an Entscheidungsfindungen verantwortlich beteiligt zu werden. Die Krönung der Partizipation sah Arnstein schließlich in *selbstorganisierten* Formaten, in denen der Prozess und dessen Ergebnis in der Hand der Partizipierenden liegt.

Arnsteins Leiter ist in den vergangenen Jahren vielfach weiterentwickelt und adaptiert worden, die wichtigsten Stufen der Beteiligungspraxis bleiben jedoch *Information* und *Konsultation*, in Ausnahmefällen kommt es zu *Kooperationen*, bei denen die Mitglieder des Beteiligungsgremiums Einfluss auf den Planungs- oder Projektfortgang nehmen können (vgl. Bollow et al. 2014, Claussen 2013, Karsten 2011, Nanz & Fritsche 2012).

3.2 Grundlagen der Bürgerbeteiligung

Die obige Definition von Bürgerbeteiligung lässt sich weiter differenzieren, in solche Beteiligungsverfahren, die auf rechtlichen Regelungen beruhen, und in solche, die von Verfahrensträgern informell und freiwillig durchgeführt werden. Das Baugesetzbuch gehört in Deutschland zu den bekanntesten Grundlagen für formale Öffentlichkeitsbeteiligung. In den Paragraphen 3 und 4 heißt es: „Die Öffentlichkeit ist möglichst frühzeitig über die allgemeinen Ziele und Zwecke der Planung [...] und die voraussichtlichen Auswirkungen der Planung öffentlich zu unterrichten; ihr ist Gelegenheit zur Äußerung und Erörterung zu geben.“ „Die Behörden und sonstigen Träger öffentlicher Belange, deren Aufgabenbereich durch die Planung berührt werden kann, sind [...] zu unterrichten und zur Äußerung auch im Hinblick auf den erforderlichen Umfang und Detaillierungsgrad der Umweltprüfung nach § 2 Abs. 4 aufzufordern.“ 2013 wurde das Verfahrensverwaltungsgesetz novelliert,¹ um frühzeitige Beteiligung der Öffentlichkeit zu ermöglichen. „Die Behörde wirkt darauf hin, dass der Träger bei der Planung von Vorhaben, die nicht nur unwesentliche Auswirkungen auf die Belange einer größeren Zahl von Dritten haben können, die betroffene Öffentlichkeit frühzeitig über die Ziele des Vorhabens, die Mittel, es zu verwirklichen, und die voraussichtlichen Auswirkungen des Vorhabens unterrichtet (frühe Öffentlichkeitsbeteiligung). Die frühe Öffentlichkeitsbeteiligung soll möglichst bereits vor Stellung eines Antrags stattfinden. Der betroffenen Öffentlichkeit soll Gelegenheit zur Äußerung und zur Erörterung gegeben werden.“ (VwVfG, § 25, Abs. 3). Selbst wenn die Durchführung von Beteiligungsverfahren „der Freiwilligkeit des Vorhabenträgers überlassen“ ist,² üben die rechtlichen Verankerungen einen gewissen Druck auf die Projektträger aus. Weitere Rechtsgrundlagen bilden die Kommunalgesetze der Länder, die jedoch kaum Partizipationsrechte im engeren Sinne beinhalten und meist top-down Beteiligungen thematisieren (Allianz Vielfältige Demokratie 2018, 32 ff.).

4 Entwicklung von Beteiligungsformen am Beispiel des Projektes Lebendige Luppe

4.1 Anregungen aus den Richtlinien 7000 und 7001 des VDI

Der Verein Deutscher Ingenieure hat sich in zwei Richtlinien des Themas Öffentlichkeitsbeteiligung in Infrastrukturprojekten angenommen und die Relevanz der Auseinandersetzung mit dieser Aufgabe in wenigen Sätzen umrissen. „Das gesellschaftliche Klima, in dem Infrastrukturprojekte geplant und umgesetzt werden, ist im Wandel begriffen. In der Bevölkerung hat sich ein neues Legitimationsverständnis entwickelt: in modernen Gesellschaften werden Entscheidungen nicht mehr automatisch als legitim empfunden, nur weil sie formal rechtmäßig zustande gekommen sind. Es bedarf zudem einer Öffentlichkeitsbeteiligung, die die Sinnhaftigkeit und den Nutzen eines Vorhabens vermittelt. Die Legitimation von Infrastrukturprojekten beruht auf einer neuen Verfahrensqualität, die andere Merkmale erfüllen muss als die formalen Verfahren alleine, auch wenn sie diese voraussetzt.“ (Verein Deutscher Ingenieure

¹ Gesetz zur Verbesserung der Öffentlichkeitsbeteiligung und Vereinheitlichung von Planfeststellungsverfahren (PIVereinHG) vom 31.05.2013 (BGBl. I S. 1388), in Kraft getreten am 07.06.2013

² https://www.bundestag.de/dokumente/textarchiv/2013/42797721_kw06_pa_inneres-210810, letzter Aufruf am 5. Dezember 2022.

2014: 2) Um dieser Notwendigkeit zur Legitimation Genüge zu tun, stellt der VDI zehn Grundsätze auf, die bei der Öffentlichkeitsbeteiligung beachtet werden sollten.

Tab. 1: Zehn Grundsätze für die frühe Öffentlichkeitsbeteiligung

	Grundsatz	Kerninhalt
1	Frühzeitigkeit	Aktivitäten deutlich vor den gesetzlich geregelten Planungs- und Genehmigungsverfahren ansetzen
2	Transparenz	Zielsetzung, Interessen, Prozesse der Öffentlichkeitsbeteiligung nachvollziehbar und verständlich begründen, leicht zugänglich dokumentieren
3	Klarheit	gut verständliche Sprache; Wissen und Wissenslücken voneinander abgrenzen; organisatorischen Rahmen, Zuständigkeiten, Aufgabenteilung, Spielregeln und Grenzen des Prozesses definieren
4	Glaubwürdigkeit	Aufrichtigkeit der handelnden Akteure; Interessen oder Erwartungen begründen; Informationen müssen wahr, genau und substantiell sein
5	Handlungsspielräume	Handlungsspielräume und ggf. ihre Grenzen in der Organisation ausloten und im Prozess kontinuierlich überprüfen
6	Offenheit	grundlegende Flexibilität und Toleranz der handelnden Personen gegenüber anderen Vorschlägen, Werthaltungen und Äußerungsformen; Offenheit des Ergebnisses
7	Angemessenheit	Angemessenheit von Kommunikationsmustern und Verhaltensweisen ebenso wie inhaltliche Anliegen oder Vorschläge prüfen; Methoden und Ergebnisse dieser Prüfung kommunizieren
8	Respekt	grundlegende Wertschätzung gegenüber anders Denkenden; insbesondere im Konfliktfall
9	Kontinuität	möglichst hohe Kontinuität von Personen
10	Persönliche Verantwortung	jedes Projekt braucht einen Repräsentanten für das Vorhaben

Quelle: Verein Deutscher Ingenieure (2015: 11 ff.)

Kaum ein Projekt wird in der Lage sein, diese Anregungen vollständig zu berücksichtigen oder umzusetzen. Da es sich bei informeller Öffentlichkeitsbeteiligung um zusätzliche und freiwillige top-down Angebote handelt, hängt es unter anderem von den Rahmenbedingungen, die in einem Projekt gegeben sind, von der Aufgeschlossenheit der Projektleitung sowie von der Einschätzung des finanziellen und zeitlichen Budgets ab, welche dieser Grundsätze reflektiert und implementiert werden. Im Projekt Lebendige Luppe waren keine Partizipationsmöglichkeiten vorgesehen, die über den formell geregelten Rahmen im Scopingverfahren und im Kontext der Planfeststellung nach §§ 3 und 4 BauGB hinausgehen. Die Notwendigkeit, eine vertiefende, breitere Kommunikation mit den Stakeholdern über die Instrumente der Öffentlichkeitsarbeit hinaus zu intensivieren, wurde erst im Projektverlauf manifest.

4.2 Praxis im Projekt Lebendige Luppe

4.2.1 Öffentlichkeitsarbeit ohne informelle Beteiligungsmöglichkeiten

Zu Beginn des Projektes konzentrierte sich der Austausch mit der Öffentlichkeit daher im Wesentlichen auf die Bereitstellung von Informationen. Wie bei vielen Infrastrukturprojekten der öffentlichen Hand ist die Beteiligungssituation in dieser Anfangsphase paradox:

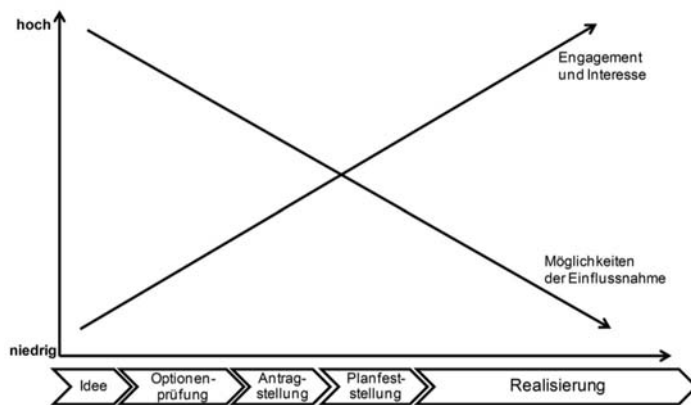


Abb. 3: Partizipationsparadox

Quelle: Verein Deutscher Ingenieure (2015: 59)

„Ganz zu Beginn der Planung, z. B. in Leistungsphase 1 oder Leistungsphase 2 (Grundlagenermittlung und Vorplanung), ist das Interesse der breiten Öffentlichkeit relativ gering, obwohl zu diesem Zeitpunkt die Mitgestaltungsmöglichkeiten am größten sind. Mit voranschreitender Planung und damit steigender Konkretisierung der Projekte, beispielsweise in Leistungsphase 3 und Leistungsphase 4 (Entwurfsplanung und Genehmigungsplanung), nehmen zwar auch das Interesse und der Mitwirkungswillen der Bevölkerung zu, gleichermaßen sinkt jedoch der Gestaltungsspielraum.“ (Verein Deutscher Ingenieure 2014: 14)

Eine Zielgruppen- und Stakeholderanalyse definierte relativ rasch die wichtigsten Adressaten der Öffentlichkeitsarbeit des Projektes Lebendige Luppe. Im Rahmen der Möglichkeiten der Öffentlichkeitsarbeit, die federführend vom NABU entwickelt und implementiert wird, wurde ein Netz an Informationsvermittlern aufgebaut und über die Projektentwicklung informiert. Des Weiteren formierte die Projektleitung eine sogenannte Projektbegleitende Arbeitsgruppe sowie einen Fachbeirat, der in unregelmäßigem Turnus über die Projektentwicklung informiert und zur Beratung herangezogen wird.

Die Leipziger Auenlandschaft ist nicht nur ein zentraler Teil des Stadtgebietes. Der Zustand und die Entwicklung dieses Gebietes gehören auch zu den wichtigsten Themen lokaler Akteure im Umweltschutz. Während weitgehend Einigkeit darüber herrscht, dass es dringenden Handlungsbedarf gibt, um die Aue vor der Austrocknung zu retten, variieren die Auffassungen, wie der gegenwärtige Zustand der Aue verbessert werden kann. Aus diesem Grund geriet das Projekt rasch in die Schusslinie unterschiedlicher Positionen zur Auenrevitalisierung, so dass Informationsangebote des Projektes die verschiedenen Standpunkte nicht befriedigen konnte. Um den besonderen Interessen der Umwelt- und Naturschutzverbände Rechnung zu tragen, bot das Projekt für diese Stakeholdergruppe ein- bis zweimal jährlich eine Möglichkeit zum fachlichen Austausch an. Die teilnehmenden Umweltverbände nahmen in diesen Gesprächsrunden einen auf das Senden von Informationen ausgerichteten Projektträger wahr, der sich nicht in der Lage sah, einen fachlichen Input aus dem Kreis der Umweltverbände aufzunehmen und offen über Projektdetails zu kommunizieren. Die Gesprächsrunden kamen aufgrund der sowohl auf Seiten der Umweltverbände als auch auf Seiten der

Projektakteure fehlenden Vertrauensbasis vorübergehend zum Erliegen. Die von den Umweltverbänden wahrgenommene Intransparenz und Nichtbeteiligung kulminierte im Zusammenhang mit dem formellen Beteiligungsprozess im Scopingverfahren, das im Jahr 2017 zu den Projektbausteinen südlich der Neuen Luppe mit einer Vorzugsvariante durchgeführt wurde. Hier sahen die Umweltverbände eine Möglichkeit, mit ihren Positionen Beachtung zu finden und ihre Kritik und ihre Bedenken in mehreren Stellungnahmen zum Ausdruck zu bringen.

4.2.2 Leipziger Auengespräche

Die zunehmende Konfrontation zwischen den zuständigen Ämtern der Stadt Leipzig und lokalen Umweltakteuren wurde im Projekt in wachsendem Maße als unbefriedigend empfunden, da das Ziel der Rettung der Leipziger Auenlandschaft von den Konfliktparteien grundsätzlich geteilt und der Streit über den einzuschlagenden Weg als kontraproduktiv wahrgenommen wurde. Darüber hinaus galten die lokalen Umweltverbände als einflussreiche Stakeholder des Projektes, so dass – in Anlehnung an die Vier-Felder-Matrix nach Mendelow – die Kooperation mit den Umweltverbänden als wichtig erachtet wurde.

Trotz der im Projekt Lebendige Luppe fehlenden Optionen für die Schaffung eines Beteiligungsinstrumentariums, das die Anregungen des VDI umsetzt, wurden im Projekt-Kontext doch neue Ansätze erarbeitet, die sich an einigen der aufgeführten Grundsätze des VDI orientierten. Zu den wichtigsten, handlungsleitenden Kriterien gehörten Respekt und Glaubwürdigkeit sowie die Herstellung von Offenheit und Transparenz.

Um perspektivisch für alle interessierten und kooperationswilligen Beteiligten eine Gesprächsbasis zu schaffen und die Projektakteure für den Input von außen zu öffnen, wurde das Konzept der Leipziger Auengespräche entwickelt. Erklärtes Ziel der Auengespräche war es, dem vor Ort manifesten Bedürfnis nach Information und Partizipation nachzukommen. Im Anschluss an einige erste Treffen zwischen Vertretern der Stadt Leipzig und aus den lokalen Umweltverbänden wurde eine Gesprächsvereinbarung geschlossen, um die Grundlage für naturschutzfachliche Diskussionen zur Auenentwicklung zu schaffen. Parallel dazu wurden konzeptionell verschiedene Gesprächsebenen definiert und -formate entwickelt, die Reaktionsschemata aus der Mendelow-Matrix aufnehmen. Um über die Gegebenheiten der Leipziger Auenlandschaft (als Kontext des Projektes) zu informieren und Interessierte auf dem Laufenden zu halten (Abb. 1, Feld II), wurden öffentliche Veranstaltungen mit Präsentationen und Diskussion durchgeführt. Für die intensive Kooperation (Feld IV) fanden im kleineren Kreis Gespräche in thematischen Arbeitsgruppen statt. Außerdem führten die für die Auengespräche verantwortlichen Wissenschaftlerinnen der Universität Leipzig mit allen beteiligten Akteuren (auch mehrfach) Einzelgespräche, um Wertschätzung für die individuellen Standpunkte zu vermitteln und Vertrauen zu schaffen. Die Schwerpunktsetzung im Rahmen dieser Gesprächsoptionen erfolgte nach den wahrgenommenen konkreten Erfordernissen. Inhaltlich kristallisierte sich als zentrale Aufgabe die Formulierung eines Gesamtkonzeptes für die Leipziger Auenlandschaft heraus. Dieses Konzept ist grundsätzlich notwendig und gilt auch als Voraussetzung für die systematische Weiterentwicklung des Projektes Lebendige Luppe, weshalb sich die Auengespräche auf dieses Thema konzentrierten. Durch die vorbereitenden Gespräche, die Herstellung einer durch gegenseitigen Respekt gekennzeichneten Gesprächsatmosphäre und durch die Verständigung auf eine gemeinsame inhaltliche Gesprächsbasis konnten die Anregungen des VDI in diesem Rahmen erfolgreich realisiert wer-

den. Die Leipziger Auengespräche wurden Ende 2019 in die neu in das Projekt aufgenommene Aufgabe der Erarbeitung eines Auenentwicklungskonzeptes überführt und dort mit zahlreichen Workshops und Stakeholdergesprächen fortgesetzt.

Ein weiteres Teilergebnis der Bemühungen um die Schaffung von Partizipationsmöglichkeiten konnte mit der Institutionalisierung eines sogenannten Bürgerexperten für das Projekt Lebendige Luppe erreicht werden. Seit Mitte 2019 fließt die Expertise eines Vertreters aus dem Kreis der lokalen Umweltverbände in die Planungs- und Entwicklungsprozesse des Projektes ein. Auch dieser Schritt dient dem Ziel, Akteure mit hohem Interesse an der Entwicklung der Leipziger Auenlandschaft zum allseitigen Nutzen soweit einzubinden, wie dies die Strukturen des Projektes zulassen.

5 Fazit

Die Lehren aus den bisherigen Erfahrungen im Projekt Lebendige Luppe lassen sich in einigen Stichpunkten zusammenfassen:

- 1) Der Umgang mit der interessierten Öffentlichkeit muss kontinuierlich gepflegt und kann immer wieder verbessert werden. Diese Aufgabe bedarf der Unterstützung aus dem Projekt heraus und ihre Notwendigkeit muss daher projektintern kommuniziert werden.
- 2) Externe Akteure wie zum Beispiel Umweltverbände verfügen über Kompetenzen und Wissen, das für ein Projekt hilfreich sein kann. Die Wahrnehmung des Engagements von externen Akteuren als einen potentiell positiven Beitrag zur Projektentwicklung ergibt sich jedoch nicht von selbst. Es ist eine Leitungsaufgabe, diese Wahrnehmung intern zu implementieren.
- 3) Jede Art der Beteiligung muss auf Respekt gründen, Wertschätzung vermitteln und auf weitgehender Transparenz aufbauen, um Akzeptanz für die beim Projektträger liegenden Entscheidungen zu schaffen, auch und gerade wenn externe Position nicht vollständig berücksichtigt oder umgesetzt werden. Dazu trägt eine offene Thematisierung nicht nur des Nutzens, sondern auch der Grenzen von Beteiligung bei.

Literaturverzeichnis

- Allianz Vielfältige Demokratie (2018): Bürgerbeteiligung in Kommunen verankern. Leitlinien, Mustersatzung und Praxisbeispiele für ein verlässliches Zusammenwirken von Politik, Verwaltung und Bürgerschaft. Hg. v. Bertelsmann Stiftung. Gütersloh.
- Arnstein, S.R. (1969): A Ladder of Citizen Participation. *Journal of the American Institute of Planners* 35 (4), 216-224. DOI: 10.1080/01944366908977225.
- Bollow, E., Faasch, H., Möller, A., Newig, J., Michelsen, G. & Rieckmann, M. (2014): Kommunikation, Partizipation und digitale Medien. In: Heinrichs, H. & Michelsen, G. (Hrsg.): *Nachhaltigkeitswissenschaften*. Berlin, Heidelberg: Springer Spectrum, 369-425.
- Bundesbreitbandbüro (2015): *Leitfaden zum Breitbandausbau*. Berlin: Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur.
- Claussen, W. (2013): Wo können Beteiligungsprojekte in der Sozialen Stadt auf der Stufenleiter der Partizipation angesiedelt werden? (eNewsletter Netzwerk Bürgerbeteiligung, 4). Online verfügbar unter http://www.netzwerk-buergerbeteiligung.de/fileadmin/Inhalte/PDF-Dokumente/newsletter_beaetragte/nbb_claussen_131213.pdf, letzter Aufruf am 5. Dezember 2022.

- Karsten, A. (2011): Den Bürgern entgegengehen. Verschiedene Modelle und Konzepte der Bürgerbeteiligung. In: Heinrich-Böll-Stiftung Brandenburg (Hg.): Bürgerbeteiligung im kommunalen Klimaschutz. Antworten europäischer Städte und Gemeinden. Potsdam, 22-34.
- Mendelow, A.L. (1981): Environmental Scanning. The Impact of the Stakeholder Concept. International Conference on Information Systems (ICIS 1981 Proceedings). Online verfügbar unter <https://aisel.aisnet.org/icis1981/20>.
- Nanz, P. & Fritsche, M. (2012): Handbuch Bürgerbeteiligung. Verfahren und Akteure, Chancen und Grenzen. Bonn: BpB (Schriftenreihe/Bundeszentrale für Politische Bildung, Bd. 1200).
- Nissen, S. (2020): Demokratie neben dem Parlamentarismus. Zur Ambivalenz von Bürgerbeteiligung. In: Endreß, M., Nissen, S. & Vobruba, G.. Aktualität der Demokratie. Strukturprobleme und Perspektiven. Weinheim: Beltz Juventa, 2020, 57-103.
- Thewes, C., Saalbach, C. & Kohler, U. (2014): Bürgerbeteiligung bei umweltrelevanten Großprojekten. Der Beteiligungs-Bias als methodisches Instrument zur Bewertung von Beteiligungsverfahren. Universität Potsdam.
- Verba, S. (1967): Democratic Participation. The ANNALS of the American Academy of Political and Social Science 373 (1): 53-78. DOI: 10.1177/000271626737300103.
- Verein Deutscher Ingenieure (2014): Kommunikation und Öffentlichkeitsbeteiligung bei Planung und Bau von Infrastrukturprojekten. Standards für die Leistungsphasen der Ingenieure. Hg. v. VDI. Verein Deutscher Ingenieure. Düsseldorf (VDI-Richtlinien, VDI 7001).
- Verein Deutscher Ingenieure (2015): Frühe Öffentlichkeitsbeteiligung bei Industrie- und Infrastrukturprojekten. Hg. v. VDI. Verein Deutscher Ingenieure. Düsseldorf (VDI-Richtlinien, VDI 7000).
- von Fritsch, A. Freifrau (2015): Bürgerbeteiligung in formalen Verfahren. Gespräch mit Angelika Freifrau von Fritsch. In: Bentele, G., Bohse, R., Hitschfeld, U. & Krebber, F. (Hrsg.): Akzeptanz in der Medien- und Protestgesellschaft. Zur Debatte um Legitimation, öffentliches Vertrauen, Transparenz und Partizipation. Wiesbaden: Springer VS, 209-214.

Autorinnen- und Autorenverzeichnis

Dr. Mathias Scholz

Timo Hartmann

Prof. Dr. Klaus Henle

Hans Dieter Kasperidus

Dr. Frank Masurowski

Michael Vieweg

Department Naturschutzforschung
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung
(UFZ)

Permoserstr. 15, 04318 Leipzig

Email: mathias.scholz@ufz.de

Franziska Löffler

(ehem. UFZ)

Stadt Leipzig, Amt für Stadtgrün und
Gewässer, Prager Str. 118 – 136, 04317
Leipzig

Rolf A. Engelmann

Ulrich Pruschitzki

Prof. Dr. Christian Wirth*

AG Spezielle Botanik und funktionelle
Biodiversität, Institut für Biologie
Universität Leipzig, Johannisallee 21-23,
04103 Leipzig

*Deutsches Zentrum für integrative
Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-
Leipzig

Email: engelmann@uni-leipzig.de

cwirth@uni-leipzig.de

Dr. Carolin Seele-Dilbat

(ehem. Universität Leipzig)

Stadt Leipzig, Amt für Umweltschutz

Prager Str. 118 – 136

04317 Leipzig

Karin Lange

Prof. Dr. Sylke Nissen

Institut für Soziologie, Universität Leipzig,
Beethovenstr. 15, 04107 Leipzig

Email: karin.lange@uni-leipzig.de

nissen@uni-leipzig.de

Anna Herkelrath-Bleyl

Rüdiger Harzer

Dr. Annett Krüger

Prof. Dr. Jürgen Heinrich

Nadine Möller

Dr. Dietmar Sattler

Birgit Schneider

Institut für Geographie

Universität Leipzig, Johannisallee 19a

04103 Leipzig

Dr. Fabian Kirsten

(ehem. Institut für Geographie,

Universität Leipzig)

Institut für Geographische

Wissenschaften, Fachbereich

Geowissenschaften, Freie Universität

Berlin, Malteserstr. 74-100,

12249 Berlin

Tilo Sahlbach

IWS – Institut für Wasserbau und
Siedlungswasserwirtschaft an der
Hochschule für Technik, Wirtschaft und
Kultur Leipzig, Karl-Liebknecht-Straße 132,
04277 Leipzig

Email: sahlbach@iws.htwk-leipzig.de

Steven Nebel

Thorsten Wilke

Angela Zábojník

Stadt Leipzig, Amt für Stadtgrün und

Gewässer, Prager Str. 118 – 136,

04317 Leipzig

Email: stadtgruen.gewaesser@leipzig.de

ISSN 0948-9452

Helmholtz-Zentrum für
Umweltforschung – UFZ
Permoserstraße 15
04318 Leipzig
www.ufz.de

NICHT ZUM VERKAUF BESTIMMT.