

Biogeochemische Charakterisierung von oberflächennahen Substratschichten und ausgewählten Pflanzenarten auf der Spülhalde Münzbachtal

Biogeochemical characterization of surface substrates and selected plant species on the Spülhalde Münzbachtal

Annabell Albrecht, Beatrix Galinsky, Lisa Lehmann,
Pascal Prüß, Marcel Schreck, Oliver Wiche

Zusammenfassung: Die Spülhalde Münzbachtal bei Halsbrücke diente zur Deponierung von Spülsanden mit hoher Zn-, Cu-, As-, Cd- und Pb-Mineralisierung. Auf der ausgebrachten Rekultivierungsschicht konnten sich über Jahrzehnte verschiedene Vegetationseinheiten (Grasland, Hochstaudenfluren, Wald) ausbilden. Ziel dieser Arbeit war es, Wechselbeziehungen zwischen der chemisch-physikalischen Beschaffenheit der Rekultivierungsschicht und der Haldenvegetation zu untersuchen. Dafür wurden fünf Flächen ausgewählt, die sich hinsichtlich ihrer Vegetationszusammensetzung und -dichte unterschieden (Fläche I: Lückiger *Agrostis capillaris*-Bestand, Flächen II und III: Dichtes Grünland, Fläche IV: Lückiges Grünland, Fläche V: Dichte Hochstaudenflur). Auf allen Flächen wurden aus dem Hauptwurzelschicht Bodenproben in Triplikaten entnommen und die Sprossbiomasse von ausgewählten Pflanzenarten beprobt (*A. capillaris*, *Solidago canadensis*, *Vicia cracca*). In den Bodenproben erfolgte die Bestimmung von pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit (EC), Organikgehalt (SOM), NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , Gesamtkonzentrationen von As, Cd, Pb, Cu, Zn, Mn, Fe, Ge, Si und Seltenen Erden. Zusätzlich erfolgte die Bestimmung des wasserlöslichen Elementanteils (Sättigungsextrakt) und der potentiell pflanzenverfügbaren Elementfraktion (NH_4 -Acetat bei pH 5). Alle Bodenproben auf den Flächen I–IV lagen im sauren pH-Bereich (pH 5,3), während der pH-Wert auf Fläche V signifikant höher lag (pH 6,4). Diese Fläche war zusätzlich durch signifikant höhere Konzentrationen von mineralischem Stickstoff und Phosphat gekennzeichnet, was möglicherweise aus Einträgen mit der Pflanzenstreu und verstärkter Retention der Verbindungen in/an Huminstoffen in der Hochstaudenflur resultiert. Aufgrund der Haldenhistorie und der geochemischen Situation in der Haldenumgebung waren die Konzentrationen der potentiell toxischen Elemente (As, Pb, Cd, Zn, Cu) gegenüber der natürlichen Hintergrundwerte stark erhöht, während Si, Fe, Ge und Seltene Erden weitgehend im Bereich des Erdkrustendurchschnitts lagen. Die höchsten Konzentrationen (960 mg/kg Zn, 452 mg/kg As, 3,3 mg/kg Cd, 1.848 mg/kg Pb) konnten dabei auf Flächen gefunden werden, die stark durch eine flachgründige oder lückige Rekultivierungsschicht durch Spülsande beeinflusst waren (Fläche I und II) oder aber eine Humusanreicherung durch die dichte Vegetation zeigten. Flächen mit höherem Humusgehalt waren durch einen höheren Anteil von Mn, Cd und Pb in NH_4 -Acetat-löslichen Bindungsformen charakterisiert, was eine verstärkte Retention der Elemente an organische Substanz vermuten lässt. Darüber hinaus zeigten Flächen mit niedrigerem pH-Wert einen höheren Anteil von wasserlöslichem Mn, Cd, Zn und Pb. Von allen untersuchten Pflanzenarten waren die Konzentrationen von Mn und Cd in *Agrostis capillaris* um den Faktor 2 und für Ge um eine Größenordnung höher als bei *S. canadensis* und *V. cracca*. Die Ergebnisse deuten auf chemische Wechselbeziehungen zwischen der Rekultivierungsschicht und der Haldenvegetation hin, wobei die Dichte und Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften durch Einbringung von Kohlenstoff und Humusakkumulation die Retention von Elementen in den Substraten, deren chemische Speziation, Pflanzenverfügbarkeit sowie Stabilität gegen einen Austrag mit dem Sickerwasser beeinflusst.

Schlüsselwörter/Keywords: Bergbaufolgelandschaft, Spurenelemente, Sukzession, Boden-Pflanzen-System, Pflanzenverfügbarkeit; post-mining landscape, trace elements, succession, soil-plant system, plant availability.

1. Einleitung

Spülhalden dienen als Deponien für flüssige oder verflüssigte Abfallstoffe aus Bergbau und Verhüttung (z. B. Fritz & Jahns 2017). Diese Halden werden durch sogenannte Deponiedämme, die ähnlich wie Talsperren fungieren, abgesperrt, wodurch sich die Rückstände aus der Erzaufbereitung in der Beckendeponie ablagern und das klare Wasser in den Vorfluter eingeleitet wird (Striegler & Werner 1969). Beim laufenden Betrieb der Halde werden auf der Wasserseite die Schlacken eingespült und sedimentieren anschließend. Auf der Luftseite des Damms besteht die Möglichkeit, die Dammhöhe nach Bedarf stufenweise zu erhöhen. Hierdurch können die Spülhalden im Laufe der Zeit große Höhen und breite Plateaus erreichen (Mollée 2013). Durch die lange Tradition der Erzgewinnung und -aufbereitung sind die zahlreichen Spül- und Bergehalden im Freiburger Revier zu Zeitzeugen des Bergbaus geworden (Heilmeyer et al. 2016; Wiche et al. 2017; Häuser 2021) und stellen auch noch heute potentielle Quellen für die Verlagerung von potentiell toxischen Elementen in angrenzende landwirtschaftlich genutzte Flächen und Fließgewässer dar (Hecht et al. 2017; Wiche et al. 2018a; Dittrich et al. 2020).

Die Spülhalde Münzbachtal stammt aus der Zeit der letzten Bergbauperiode im Freiburger Revier (1936–1996), in der die Verarbeitung der polymetallischen Sulfiderze zur Rohstoffgewinnung überwiegend über Flotationsverfahren erfolgte. Die während der Betriebszeit von 1958 bis 1968 in der Spülhalde eingelagerten Rückstände stammen primär aus der Halsbrücker Erzaufbereitung. Die Spülsande, welche wie im Beispiel der Halde im Münzbachtal häufig Kupfer, Blei und Zink enthielten, wurden ohne Reinigungsverfahren auf diesen Standorten aufgeschwemmt und abgelagert. Im Laufe der Jahrzehnte konnten die Schwermetalle und andere potentiell toxische Elemente ausgewaschen werden und so in das Oberflächen- und Grundwasser gelangen (Mollée 2013). Die meisten Halden im Freiburger Revier wurden bis heute umfassenden Schutz- und Rekultivierungsmaßnahmen unterzogen, was zumeist die Aufbringung von Deckschichten und Bepflanzungsmaßnahmen umfasste. So erfolgte nach der Beendigung des Spülbetriebes im Münzbachtal eine erste teilweise Begrünung der Oberflächensubstrate mit Gräsern. Dabei konnte aber keine geschlossene und stabile Bedeckung der Halde erreicht werden (SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH 2016), was zum einen auf die physikalischen Substrateigenschaften und zum anderen auf die Anwesenheit potentiell toxischer Elemente in den Spülsanden zurückgeführt werden kann (vgl. Westhäuser & Richert 2017). Mit der Bepflanzung der Oberflächensubstrate kann zumeist eine zuverlässige Stabilisierung des Haldenkörpers durch Erosionsschutz und Verringerung des Elementaustrages mit Porenwässern erreicht werden. Allerdings geht mit der Etablierung von tiefwurzelnden krautigen Pflanzen und Gehölzen auch potentiell eine verstärkte Verlagerung der Elemente in die Vegetation und damit die Nahrungsketten einher, indem die Elemente auch aus tieferen Substratschichten von Pflanzenwurzeln aufgenommen und in die Sprossbiomasse verlagert werden, die als Nahrungsgrundlage für die im Gebiet vorhandene Mikro- und Makrofauna dient. Im Allgemeinen sind für Pflanzen nur die gelösten und leicht mobilisierbaren Anteile der Gesamtmetallmengen im Boden verfügbar (Lewandowski et al. 1997). Somit kann auf die Pflanzenverfügbarkeit nicht ausschließlich aus der Gesamtelementkonzentration im Boden geschlossen werden. Wichtiger sind beispielsweise die Löslichkeit und Mobilität der Elemente in der Bodenlösung, welche durch die physikochemischen Bodenparameter wie pH-Wert und Verteilung der Elemente in labilen mineralischen und organischen Bodenphasen, auf die Pflanzen im Zuge von wurzelinduzierten Veränderungen der chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften des wurzelnahen Bodens (Rhizosphäre) zugreifen können (Lewandowski et al. 1997; Wiche et al. 2016).

Während andere Halden (Spülhalde Davidschacht, Schlackehalde Hohe Esse) bereits umfassend hinsichtlich der Pflanzenverfügbarkeit und des Boden-Pflanzen Transfers von potentiell toxischen Elementen untersucht wurden (Hecht et al. 2017; Wiche et al. 2018a; Dittrich et al. 2020), liegen bisher keine analogen Daten für die Spülhalde Münzbachtal vor.

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des Moduls „Ökophysiologie, Ökosystemanalyse und -management“ im Masterstudiengang Geoökologie der TU Bergakademie Freiberg erstellt und befasst sich mit den Wechselbeziehungen zwischen physiko-chemischen Bodenparametern, der Elementverteilung in potentiell pflanzenverfügbaren Bodenfraktionen und der Elementaufnahme in verschiedene Pflanzenarten der Haldenfläche. Dafür wurden auf der Spülhalde Münzbachtal fünf Untersuchungsflächen ausgewählt, die sich anhand ihrer Pflanzenartenzusammensetzung als eigenständige Vegetationseinheiten abgrenzen ließen und hypothetisch auf einen Wechsel von chemisch/physikalische Substrateigenschaften schließen lassen. In jeder Vegetationseinheit wurden drei Bodenproben aus 20 cm Tiefe entnommen und die Vegetationszusammensetzung aufgenommen. Die Bodenproben wurden hinsichtlich pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit, Organikgehalt (Glühverlust), ausgewählten Pflanzennährstoffen (NH_4^+ , NO_3^- und PO_4^{3-}) und Gesamtelementkonzentrationen (As, Cd, Cu, Fe, Ge, Mn, Zn, Pb, Ge, Si Seltene Erden) untersucht. Durch Bestimmung der Elementkonzentration in ausgewählten Pflanzenarten der Haldenvegetation und Korrelationen mit bodenfunktionalen Parametern sowie den Ergebnissen aus verschiedenen Bodenextrakten (Sättigungsextrakt, Extraktion mit NH_4 -Acetat pH 5) werden mögliche biogeochemische Prozesse auf der Spülhalde diskutiert.

2. Untersuchungsgebiet

2.1 Lage und Historie der Spülhalde Münzbachtal

Die Spülhalde Münzbachtal befindet sich im Landkreis Mittelsachsen etwa 5 km nördlich von Freiberg am nordwestlichen Rand der Ortschaft Halsbrücke (Abb. 1). Sie liegt im Tal des Münzbaches, welcher 500 m stromabwärts der Spülhalde in die Freiburger Mulde mündet. Eine Besonderheit der Spülhalde Münzbachtal stellt die Untertunnelung dar, durch welche der Münzbach ungehindert abfließen kann. Der gemittelte Jahresniederschlag in der Region liegt bei 637 mm/a und die Temperaturen liegen im Schnitt bei 7,8°C/a, wobei das Klima durch kontinentalen Einfluss gekennzeichnet ist (Mannsfeld 2014).

Die Deponie entstand zwischen 1958 und 1968 und hat ein Einspülvolumen von 835.000 m³. Der Damm zeichnet sich in der Talmitte durch eine Höhe von 35 m aus und besitzt eine Aufstandsfläche von 65.000 m² (Mollée 2013). Durch die langjährige Nutzung als Spülhalde und die dadurch entstandenen Rückstände der Halsbrücker Erzaufbereitung wuchs die Grobbergehalde zu einer enormen Größe an (Sebastian 2013). Im Halsbrücker Hüttenbetrieb wurden vornehmlich Blei und Kupfer gefördert und verarbeitet, da Galenit (Bleiglanz) und Chalkopyrit (Kupferkies) die hauptsächlichen Erzgänge sind, die den grobkörnigen Freiburger Biotitgneis im Untersuchungsgebiet durchziehen (Schräber 2001).

Durch den geogenen Hintergrund sowie die anthropogenen Einträge des Hüttenbetriebs sind erhöhte Konzentrationen von Blei- und Kupferverbindungen zu erwarten (Kardel 2018). Nach Graupner (2007) beinhaltete der Spülsand folgende Elementkonzentrationen: 0,1 Masse-% Blei, 0,2 Masse-% Zink, 1,4 Masse-% Schwefel, 0,02 Masse-% Kupfer und 0,1 Masse-% Arsen. Seit 1993 untersucht die SAXONIA Standortentwicklungs- und Verwaltungsgesellschaft mbH die Notwendigkeit einer Sanierung des Münzbachtals und einiger weiterer Spülhalden im Raum Freiberg. Dazu zählen die Freiburger Muldenhütte, die Spülhalde Davidschacht (Fritz & Jahns 2016), die Spülhalde 7. Lichtloch (s. Meyer & Richert 2018) sowie die Freiburger Hütte.

Aufgrund der fehlerhaft aufgetragenen Deckschicht nach Stilllegung der Spülhalde und unbefugter Nutzung des Geländes durch Motocross-Fahrer und Sanddiebstahl durch die Bevölkerung wurden die Spülsande teilweise offengelegt und als Flugstäube von dem Gelände weggetragen (Mollée 2013). Die Spülhalde Münzbachtal wurde aufgrund ihrer schützenswerten Flora und Fauna als FFH-Gebiet (Fauna-Flora-Habitatrichtlinie der EU) unter Schutz gestellt. Das Gebiet ist Teil des Naturraumes Oberes Muldetal. Die Art und Ausprägung des Bewuchses ist vielfältig ausgeprägt und je nach Standort sehr unterschiedlich (z. B. Scholz et al. 2017). Aufgrund der heterogenen Beschaffenheit der Böden und unterschiedlicher Charakteristika der Vegetation auf dem Haldenplateau kann das Untersuchungsgebiet in unterschiedliche Biotoptypen eingeteilt werden (s. Westhäuser & Richert 2017).

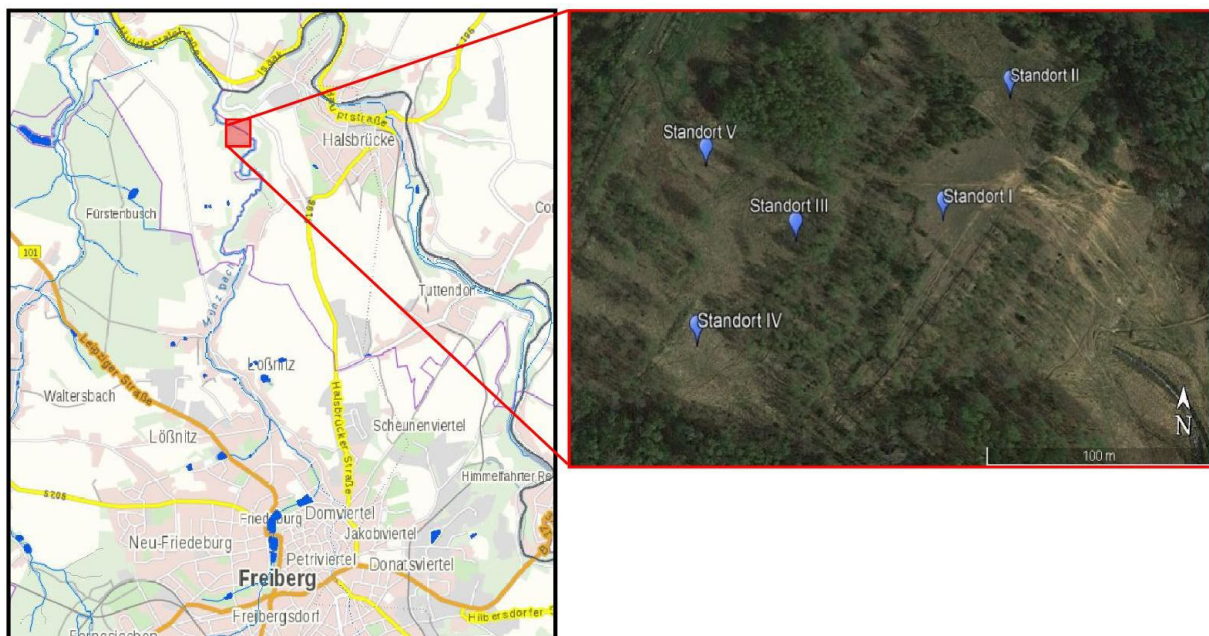


Abb. 1: Lage der Spülhalde Münzbachtal im Raum Freiberg, sowie der Untersuchungsflächen (Standorte) für die Probenahme (Quelle: © Google, Kartendaten © 2019 GeoBasis-DE/BKG (© 2017) Google Deutschland; © 2018 Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie).

Fig. 1: Location of Spülhalde Münzbachtal in Freiberg and the study sites for sampling (source: © Google, Kartendaten © 2019 GeoBasis-DE/BKG (© 2017) Google Deutschland; © 2018 Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie).

2.1 Charakterisierung der Untersuchungsflächen

Nach der Erstbegehung des Gebietes im Mai 2018 erfolgte eine Festlegung von Untersuchungsflächen, die sich hinsichtlich ihrer Vegetationszusammensetzung unterscheiden sollten. Es wurden 5 Standorte (Abb. 1) ausgewählt. Anzumerken ist, dass die Erstbegehung und die Entnahme von Bodenproben im Mai waren, die Pflanzen jedoch erst im Juli entnommen wurden.

Fläche I befand sich am östlichen gestörten Rand des Haldenplateaus, kurz vor einem steilen, stark erodierten Osthang (N 50° 57.280' E 013° 20.008'; Höhe üNN 280 m). Die Vegetation in diesem Bereich war relativ schwach ausgebildet und die Böden waren augenscheinlich sehr trocken. Aufzufinden waren an diesem Standort vergleichsweise wenige Pflanzenarten, dominierend war *Agrostis capillaris* (Rotes Straußgras). Im Mai konnte zudem *Cerastium semidecandrum* (Sand-Hornkraut) aufgenommen werden, welches zum Zeitpunkt der Pflanzenprobennahme im Juli 2018 nicht mehr aufzufinden war. Weitere Arten waren *Holcus mollis* (Weiches Honiggras) sowie wenige Individuen von *Solidago canadensis* (Kanadische Goldrute) und *Calamagrostis epigejos* (Land-Reitgras).

Fläche II lag am nord-östlichen Rand des Plateaus kurz vor der Grenze des Spüldammes (N 50° 57.309' E 013° 20.040'; Höhe 322 m üNN). Die Fläche wies bei der ersten Begehung des Geländes eine relativ ausgeprägte Graslandvegetation auf. Die Vegetation an diesem Standort war im Mai 2018 durch *Dactylis glomerata* (Knäulgras), *Urtica dioica* (Brennnessel) und *Agrostis capillaris* geprägt. Im Juli 2018 war am Wegrand vor allem *Agrostis capillaris* zu finden, auf der Fläche war *Urtica dioica* stark ausgeprägt. *Vicia cracca* (Vogel-Wicke), *Hypericum perforatum* (Echtes Johanniskraut) und *Calamagrostis epigejos* waren inselartig und in kleinen Gruppen aufzufinden.

Fläche III befand sich mittig auf der Halde (N 50° 57.274' E 013° 19.953'; Höhe 326 m üNN). Die Böden waren im Mai von einem geschlossenen Pflanzenbestand bedeckt. Die dominierenden Arten waren *Vicia cracca*, *Veronica chamaedrys* (Gamander-Ehrenpreis), *Lamium album* (Weiße Taubnessel), *Hypericum perforatum*, *Achillea millefolium* (Gemeine Schafgarbe), *Angelica sylvestris* (Wald-Engelwurz) sowie einige sterile Gräser. Bei einer zweiten Aufnahme im Juli 2018 waren zudem *Dactylis glomerata*, *Daucus carota* (Wilde Möhre), *Artemisia vulgaris* (Beifuß) und *Solidago canadensis* vorzufinden.

Fläche IV (N 50° 57.252' E 013° 19.917'; Höhe 333 m) befand sich am südlichen Rand der Spülhalde und grenzte an den Wald an. Die Vegetation war bereits im Mai relativ stark ausgeprägt, allerdings zeigten sich auch einige vegetationslose Bereiche. Vorzufinden waren große Bestände von *Angelica sylvestris* sowie *Ranunculus repens* (Kriechender Hahnenfuß), *Achillea millefolium*, *Campanula patula* (Wiesen-Glockenblume) und *Cerastium semidecandrum*. Im Juli 2018 war vor allem *Agrostis capillaris* vorzufinden sowie *Dactylis glomerata*, *Daucus carota*, *Solidago canadensis*, *Vicia cracca*, *Achillea millefolium* und *Hypericum perforatum*.

Fläche V lag am westlichen Rand des Plateaus und in unmittelbarer Nähe mehrerer, viel genutzter Wege (N 50° 57.290' E 013° 19.920'; Höhe 332 m). Dieser Standort war sehr dicht bewachsen und vor allem durch Ruderalvegetation mit hochwüchsigeren Pflanzenarten wie *Solidago canadensis* und *Urtica dioica* geprägt. Weitere Arten auf dieser Fläche waren *Agrostis capillaris*, *Vicia cracca*, vereinzelt wurden *Dactylis glomerata*, *Daucus carota*, *Hypericum perforatum* und *Achillea millefolium* vorgefunden.

3. Methoden

3.1 Probenahmestrategie und Probenaufbereitung

Auf jeder Untersuchungsfläche wurden am 10.07.2018 Proben der Sprossbiomasse von drei Pflanzenarten (*Agrostis capillaris*, *Vicia cracca* und *Solidago canadensis*) als Triplikatproben entnommen und bis zur weiteren Aufbereitung in Papiertüten gelagert. Die Triplikatproben wurden zu Mischproben zusammengeführt, mit deionisiertem Wasser gewaschen, getrocknet (60 °C, 24 h) und mit einer Zentrifugalmühle (Retzsch Zm 1000) gemahlen.

Für die Analyse des Bodens wurden an jedem Standort drei Bodenproben mittels eines Pürckhauer Bohrstockes entnommen, die hinsichtlich der Lage von Bodenhorizonten, Bodenart und Bodenfarbe nach AG Boden (2005) charakterisiert wurden. Für die Nährstoff- und Spurenelementanalytik wurden pro Bohrstockprobe die obersten 10 cm des Bodens entnommen und in PE-Beutel abgefüllt. Alle Bodenproben wurden homogenisiert, ein Teil wurde 2 Stunden bei 105 °C getrocknet, ein anderer Teil über Nacht bei 60°C. Zur Untersuchung von Parametern im Frischboden wurde eine Rückstellprobe von 30 g im Kühlschrank bei 4°C gelagert. Zur Bestimmung der Spurenelementkonzentrationen wurden die bei 105 °C getrockneten Bodenproben gesiebt (2 mm), in einem Achatmörser gemahlen und in Zentrifugenröhrchen bis zur Analyse bei Raumtemperatur gelagert. Die 60 °C getrockneten Bodenproben wurden ebenfalls gesiebt (2 mm) und vorsichtig zerkleinert, wobei auf die Erhaltung kleinerer Bodenaggregate geachtet wurde.

3.2 Physikochemische Analyse des Bodens

3.2.1 Bestimmung von Organikgehalt, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit

Für die Messung des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeit (EC) wurden für jede der 15 Bodenproben zu 10 g Frischboden 100 ml deionisiertes H₂O hinzugegeben und diese Suspension anschließend 2 Stunden geschüttelt. Anschließend erfolgte die Messung der pH-Werte mit einer pH-Elektrode (TM 39, Sensortechnik Meinsberg GmbH) und der elektrischen Leitfähigkeit mit einem Leitfähigkeitsmessgerät (LF 39, Sensortechnik Meinsberg GmbH). Zur Bestimmung des Organikanteils (SOM) wurden ca. 10 g Bodenprobe (atro) in Porzellantiegel eingewogen und bei 550 °C über einen Zeitraum von zwei Stunden im Muffelofen geglüht. Nach dem Abkühlen der Proben im Exsikkator wurde der Glühverlust durch Differenzbildung zwischen Ausgangsmasse und Glührückstand bestimmt.

3.2.2 Bestimmung von Nitrat, Ammonium und Phosphat

Die Bestimmung von Phosphat und mineralischem Stickstoff in Form von Nitrat und Ammonium erfolgte im Frischboden durch spektrophotometrische Analyse der N-Spezies im Eluat. Für die Nitratbestimmung wurden für jede der 15 Bodenproben Eluate aus 10 g Boden und 100 ml deionisiertem Wasser hergestellt und 2 h im Horizontalschüttler inkubiert. Anschließend wurden die Proben 10 min bei 4000 U/min abzentrifugiert. Die Nitratbestimmung erfolgte in Anlehnung an DIN 38405-9 über 4-Nitro,2,6 Dimethylphenol bei 338 nm. Für die Bestimmung von Ammonium und Phosphat wurden jeweils 4 g Boden mit 40 mL 1 M KCl-Lösung oder 40 mL Calciumlactatlösung (DL) versetzt und 2 h geschüttelt. Nach dem Zentrifugieren der Proben erfolgte die Messung von Orthophosphat im DL-Extrakt in Anlehnung an DIN EN ISO 6878 (Molybdänblau-Methode) bei 880 nm und die Messung von NH₄-N in Anlehnung an DIN 38406/5 (Indophenol) im KCL-Extrakt bei 655 nm mithilfe des Photometers Analytik Jena SPECORD 30.

3.2.3 Gesamtelementkonzentration im Boden (Schmelzaufschluss)

Die 105 °C getrockneten und gemahlene Bodenproben wurden mithilfe eines Schmelzaufschlusses in eine Lösung überführt. Dazu wurden 0,5 g des analysenfeinen Bodens in einen Nickeltiegel eingewogen und 2 g eines Schmelzmittels (Na₂CO₃ + K₂CO₃) zugegeben. Anschließend wurde der Nickeltiegel für 30 min bei 900°C in einem Muffelofen erhitzt. Der Schmelzkuchen wurde in 50 ml 0,5 M Zitronensäure und 2 M HNO₃ gelöst und bis zur Analyse im Kühlschrank bei 4 °C gelagert.

3.2.4 Potentiell pflanzenverfügbare Elementfraktion

Jeweils 1 g der bei 60 °C getrockneten Bodenproben wurde in Zentrifugenröhrchen eingewogen, mit 50 mL einer 1 M Ammoniumacetatlösung (gepuffert mit Essigsäure auf pH 5) versetzt und über einen Zeitraum von 2 h im Horizontalschüttler inkubiert. Die Proben wurden anschließend zentrifugiert und die Überstände in Probenröhrchen überführt, die bei 4 °C im Kühlschrank bis zur Analyse gelagert wurden. Zusätzlich wurde mit jeder Probe ein Sättigungsbodenextrakt hergestellt. Dazu wurden je ca. 1 g der Bodenproben (lutro) abgewogen und mit 200 µl deionisiertem Wasser (Fließgrenze) aufgefüllt. Die Proben wurden 24 h bei 4 °C im Kühlschrank gelagert und anschließend zentrifugiert. Der Überstand wurde abgenommen und bei 4 °C im Kühlschrank gelagert.

3.2.5 Mikrowellenaufschluss der Pflanzenproben

Die Pflanzenproben wurden mithilfe des Mikrowellenaufschlusses in eine Lösung überführt. Dafür wurden 0,1 g der analysefeinen Probe eingewogen und mit 200 µL deionisiertem Wasser angefeuchtet. Anschließend wurden 1,9 mL einer 65% HNO₃ hinzugegeben. Im nächsten Arbeitsschritt wurden 600 µl einer 4,8 % HF zugegeben. Danach wurde die Probe für 120 min bei 220 °C aufgeschlossen. Nach dem Abkühlen der Probe wurde diese in einen 10 mL Tube überführt, mit deionisiertem Wasser aufgefüllt und bis zur Analyse bei 4 °C gelagert.

3.3 Analytik der Spurenelementkonzentrationen

Die Pflanzenaufschlüsse, Schmelzaufschlüsse, Sättigungsbodenextrakte und Extraktionslösungen (1M Ammoniumacetat) wurden mittels ICP-MS (Thermo scientific, xseries 2) hinsichtlich der Konzentrationen von Fe, Cu, Zn, Ge, As, Cd, Pb, Mn, Si und Seltenen Erden (Sc, Y, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu) untersucht. Dazu wurden die Proben mit deionisiertem Wasser verdünnt und mit 100 µL eines internen Standards versetzt (1 mg/L Rh und Re in HNO₃ supra).

3.4 Datenauswertung und Statistik

Zur statistischen Auswertung der Daten wurde das Programm OriginPro 2015G genutzt. Das Signifikanzniveau wurde für alle Analysen mit $\alpha = 5\%$ festgelegt. Für die Untersuchung der Gleichheit der Erwartungswerte fand die eindimensionale Varianzanalyse (ANOVA) Anwendung, sofern die Voraussetzungen der Gleichheit der Varianzen (Levene's Test) erfüllt waren, ansonsten wurde der Kruskal-Wallis Test genutzt. Zur Untersuchung zwischen Zusammenhängen zwischen numerischen Daten wurden Spearman-Rangkorrelationen berechnet.

4. Ergebnisse

4.1 Bodenkundliche Charakterisierung

Fläche I war durch offen liegende Spülsandbereiche mit hohem Skelettanteil in tieferen Bodenhorizonten geprägt (Tabelle 1). Die durchwurzelte Zone umfasste die ersten 2 cm bis max. 12 cm des Bodens. Die oberen 0 – 2 cm waren schwach humos (h2), anschließend folgten 2 – 8 cm lehmiger Sand (Sl2). Nach 8 – 10 cm waren zahlreiche, große, kantige Steine und Grus zu finden. Der Bereich von 8 – 17 cm war neben dem hohen Skelettanteil durch die Bodenart sandiger Schluff (Su2) gekennzeichnet.

Die Böden von **Fläche II** zeigten einen deutlich geringeren Skelettanteil und wurde mit einem höheren Humusanteil als Standort I angesprochen. Der Skelettanteil war hier deutlich geringer und die Wurzeltiefe größer. Der humose Oberboden hat eine Mächtigkeit von 9 cm. Mittel bis stark durchwurzelt waren 2 – 11 cm des Oberbodens. Die oberen 0 – 29 cm des Bodens zeichnen sich durch einen sandig-lehmigen Schluff (USs) mit mittlerem Humusanteil (h3) aus. Darunter folgt von 29 – 80 cm schwach-lehmiger Sand (Sl2).

Fläche III war durch mächtige organische Auflagehorizonte gekennzeichnet. Die ersten 0 – 8 cm des Bodens waren mäßig bis mittel humos (h2–h3), wobei die Durchwurzelungszone die ersten 2 – 11 cm umfasste. Ab 8 cm bis einschließlich 53 cm war orangegefärbter, toniger Schluff (Ut2) vorzufinden, in welchem der Tongehalt im oberen Bereich (8 – 25 cm) höher war als in tieferen Schichten. Teilweise waren auch graue Reduktionszonen erkennbar. In 53 – 66 cm Tiefe wurde hier ein graubrauner toniger Schluff (Ut2) und ab 66 – 78 cm der graue Spülsand nachgewiesen.

Die Böden auf **Fläche IV** waren locker und sandig und wiesen teilweise Oxidationsprozesse auf. Die ersten 0 – 13 cm waren mäßig bis mittel humos (h2 – h3), danach folgten 13 – 60 cm orangener und teilweise grauer toniger Schluff (Ut2), was auf Redoxreaktionen hindeutet. Von 60 – 78 cm Tiefe folgte der anstehende Spülsand.

Der Boden auf **Fläche V** war bei der Bodenansprache im Mai deutlich feuchter und humoser als an den übrigen Standorten. Die ersten 0 – 13 cm des Oberbodens waren stark humos (h4). Im Bereich von 13 – 50 cm Tiefe war ein Ut2 mit orange-grauer Färbung vorzufinden, welche analog zu Standort IV auf Redoxreaktionen in den Spülsanden schließen lässt. Ab einer Tiefe von 50 – 77 cm Tiefe wurde Spülsand gefunden.

4.2 Physikochemische Charakterisierung der Haldensubstrate

Die pH-Werte und elektrischen Leitfähigkeiten der untersuchten Bodenproben zeigten sich auf den Flächen I bis IV bemerkenswert homogen und lagen im Bereich zwischen 13 – 19 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und pH 5,2 – 5,4 (Tabelle 2).

Tabelle 1: Aufgenommenen Pflanzenarten, Vegetationsdichte, Bodenarten und Humusgehalte (nach AD-HOC-AG BODEN 2005) der einzelnen Standorte während der Freilandbegehungen.

Table 1: Determined plant species, vegetation density, soil texture and humus contents (based on AD-HOC-AG BODEN 2005) of the study sites during the field examinations.

Fläche	Dominante Pflanzenarten	Vegetationsdichte	Tiefe (cm)	Bodenart, Humusgehalt
I	<i>Agrostis capillaris</i> , <i>Calamagrostis epigejos</i> , <i>Cerastium semidecandrum</i> , <i>Holcus mollis</i> , <i>Solidago canadensis</i>	lückig	0-2	H1
			2-8	Sl2 (Spülsand?)
			8-17	Su2
II	<i>Agrostis capillaries</i> , <i>Calamagrostis epigejos</i> , <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Hypericum perforatum</i> , <i>Urtica dioica</i> , <i>Vicia cracca</i> ,	geschlossen	0-29	USs, h3
			30-80	Sl2
III	<i>Achillea millefolium</i> , <i>Angelica sylvestris</i> , <i>Artemisia vulgaris</i> , <i>Dactylis golomerata</i> , <i>Daucus carota</i> , <i>Hypericum perforatum</i> , <i>Lamium album</i> , <i>Solidago canadensis</i> , <i>Veronica chamaedrys</i> , <i>Vicia cracca</i>	geschlossen	0-8	h2-h3
			8-53	Ut2
			54-66	graubrauner Ut2
			66+	Spülsand
IV	<i>Achillea millefolium</i> , <i>Agrostis capillaris</i> , <i>Angelica sylvestris</i> , <i>Campanula patula</i> , <i>Cerastium semidecandrum</i> , <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Daucus carota</i> , <i>Hypericum perforatum</i> , <i>Ranunculus repens</i> , <i>Solidago canadensis</i> , <i>Vicia cracca</i>	lückig	0-13	h2-h3
			13-60	grauer /orangener Ut2
			60+	Spülsand
V	<i>Achillea millefolium</i> , <i>Agrostis capillaries</i> , <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Daucus carota</i> , <i>Hypericum perforatum</i> , <i>Solidago canadensis</i> , <i>Urtica dioica</i> , <i>Vicia cracca</i>	geschlossen	0-13	h3
			13-50	grauer /orangener Ut2
			50+	Spülsand

Im Vergleich dazu lagen die Werte auf Untersuchungsfläche V signifikant höher und erreichten hier 33 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und einen pH-Wert von 6,4 (Tabelle 2). Die Organikgehalte der Haldensubstrate zeigten auf den Flächen II und III mit 8,2 bis 12,3 % die höchsten Werte und lagen auf den Flächen I, IV und V deutlich niedriger (ca. 4–6%). Dabei wurden auf Fläche I die niedrigsten Organikgehalte gemessen, die mit 3,9 % signifikant niedriger waren als auf allen anderen Flächen. Gleichzeitig wurden auf Fläche I auch die niedrigsten Konzentrationen der Pflanzennährstoffe Nitrat, Ammonium und Phosphat gemessen (Tabelle 1). Die Nitratkonzentrationen waren auf den Flächen I und II signifikant niedriger als auf den Flächen III, IV und V. Die Flächen II und III waren zudem durch die höchsten NH_4 -Konzentrationen gekennzeichnet, welche signifikant höher waren als auf den Flächen I, IV und V. Zudem konnten auf Fläche I niedrigere Phosphatkonzentrationen gefunden werden als auf den Flächen II–V.

4.3 Gesamtelementkonzentrationen

Im Hinblick auf die Konzentrationen von Si, Fe, Cu, Cr, Cd und Ge waren keine Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen nachzuweisen (Tabelle 3). Dagegen lagen für die Elemente Mn, Zn, As, Pb und die Gruppe der Seltenen Erden statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Bodenproben der unterschiedlichen Standorte vor ($p < 0,05$). Im Allgemeinen lagen für viele dieser Elemente höhere Konzentrationen auf den Untersuchungsflächen I, II und III vor, wobei es im Verteilungsmuster große Unterschiede zwischen den Zielelementen gab. Mangan war auf den Flächen I, II und III mit höheren Konzentrationen vorhanden, die teilweise um den Faktor 2 höher waren als auf den Flächen IV und V. Zink zeigte auf Fläche I die höchsten Konzentrationen aller Standorte und zeigte auf Fläche IV die niedrigsten Konzentrationen aller Standorte, während sich die Zn-Konzentrationen der Flächen II, III und V nicht untereinander unterschieden (Tabelle 3). Auch Arsen war auf Fläche I mit höheren Konzentrationen anzutreffen als auf den anderen Flächen, mit Ausnahme von Fläche V. Blei war auf Flächen I und II signifikant höher konzentriert als auf Fläche III, IV und V. Die Gruppe der Seltenen Erden war auf den Flächen II und V signifikant höher angereichert als auf allen übrigen Flächen.

Tabelle 2: Mittelwerte \pm Standardfehler ($n = 3$) für pH-Wert (pH), elektrische Leitfähigkeit (EC), Organikgehalt (SOM) sowie Ammonium (NH_4^+), Nitrat (NO_3^-) und Phosphatkonzentrationen (PO_4^{3-}) der Standorte I–V. Mittelwerte mit unterschiedlichen Kleinbuchstaben sind statistisch signifikant verschieden zu $\alpha = 5\%$.

Table 2: Means \pm standard error ($n = 3$) of pH-values (pH), electric conductivity (EC), organic matter contents (SOM) and concentration of ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-) and phosphate (PO_4^{3-}) on the sampling locations I–V. Means with different letters are significantly different at $\alpha = 5\%$.

Fläche	EC [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	pH	SOM [%]	NO_3^- [$\mu\text{g}/\text{g}$]	NH_4^+ [$\mu\text{g}/\text{g}$]	PO_4^{3-} [$\mu\text{g}/\text{g}$]
I	15 \pm 0,4a	5,2 \pm 0,1a	3,9 \pm 0,4c	37 \pm 6b	0,8 \pm 0,1c	1,8 \pm 0,3b
II	14 \pm 1a	5,3 \pm 0,1a	12,3 \pm 2,2b	72 \pm 9b	7,6 \pm 0,1b	47,3 \pm 7,9a
III	13 \pm 1a	5,4 \pm 0,1a	8,2 \pm 1,8ab	101 \pm 7a	7,4 \pm 0,7b	32,3 \pm 18,3a
IV	19 \pm 3a	5,3 \pm 0,1a	5,9 \pm 1,1a	154 \pm 19a	3,6 \pm 0,4a	46,5 \pm 17,4a
V	33 \pm 2b	6,4 \pm 0,2b	6,1 \pm 0,4a	155 \pm 11a	4,5 \pm 1,1a	37,4 \pm 12,3a
p-Wert	<0.01	<0.05	<0.01	<0.001	<0.001	< 0.01

Tabelle 3: Mittelwerte \pm Standardabweichung ($n = 3$) der Gesamtelementkonzentrationen ($\mu\text{g}/\text{g}$) in der Rekultivierungsschicht. Mittelwerte mit unterschiedlichen Kleinbuchstaben sind statistisch signifikant verschieden zu $\alpha = 5\%$.

Table 3: Mean \pm sd ($n = 3$) of total element concentrations ($\mu\text{g}/\text{g}$) in the recultivation layer. Means with different letters are significantly different at $\alpha = 5\%$.

Elemente	I	II	III	IV	V
Si	45956 \pm 5242a	66652 \pm 6754a	79304 \pm 2051a	73625 \pm 11626a	54509 \pm 3023a
Fe	20846 \pm 370a	25093 \pm 1541a	25943 \pm 450a	23469 \pm 3861a	36914 \pm 3430a
Mn	513 \pm 78a	724 \pm 117a	663 \pm 55a	335 \pm 36b	255 \pm 17b
Cu	245 \pm 41a	137 \pm 20a	197 \pm 41a	115 \pm 8a	222 \pm 15a
Zn	960 \pm 46a	370 \pm 32b	351 \pm 51b	167 \pm 9c	333 \pm 40b
As	452 \pm 34a	273 \pm 45b	153 \pm 26b	263 \pm 33b	332 \pm 36ab
Cd	2,2 \pm 0,3a	1,7 \pm 0,3a	3,3 \pm 0,9a	1,8 \pm 0,3a	1,9 \pm 0,7a
Pb	1173 \pm 115a	1848 \pm 394a	520 \pm 71b	212 \pm 45b	583 \pm 16b
Ge	2,2 \pm 0,3a	2,9 \pm 0,2a	2,4 \pm 0,3a	3,0 \pm 0,4a	3,4 \pm 0,2a
Seltene Erden	69 \pm 2a	143 \pm 11b	133 \pm 8a	93 \pm 6a	156 \pm 8b

4.4 NH₄-Acetat (pH 5) lösliche Elementfraktionen in den Haldensubstraten

Die durchgeführte Einschrittextraktion (NH₄-Acetat bei pH 5) zur Erfassung mobiler, austauschbarer und säurelöslicher Elemente im Boden zeigte keine Unterschiede in den löslichen Elementfraktionen von Cu, Zn zwischen den Flächen (Tabelle 4). Für Fe waren die höchsten extrahierbaren Konzentrationen auf den Flächen I, II und IV feststellbar, während die höchsten extrahierbaren Konzentrationen von Mn auf den Flächen II und III gemessen wurden. Alle anderen potentiell toxischen Elemente zeigten auf den Flächen I und II tendenziell höhere Elementanreicherungen als auf den anderen Flächen. Die Flächen I und II waren durch signifikant höhere Konzentrationen von As und Pb gekennzeichnet. Während die Konzentrationen von As auf allen anderen Flächen sehr ähnliche Werte annahmen, war Pb auf Fläche IV deutlich niedriger konzentriert und erreichte mit 19 mg/kg die niedrigsten Messwerte aller Flächen. Dagegen war Cd insbesondere auf Fläche I signifikant niedriger konzentriert als auf allen anderen Flächen. Ein grundlegend anderes Muster konnte dagegen für die Elemente Ge, Si und die Seltenen Erden identifiziert werden. Für diese Elemente waren die höchsten löslichen Elementkonzentrationen auf Teilfläche V und hier eine Größenordnung (Si) oder um den Faktor 2 (Ge) bis Faktor 4 (Seltene Erden) stärker angereichert als auf den Flächen I, II, III und IV (Tabelle 4).

4.5 Wasserlösliche Elemente in Sättigungsbodenextrakten

Die in den Sättigungsbodenextrakten festgestellten Elementkonzentrationen lagen für alle untersuchten Elemente um Größenordnungen niedriger als in den NH₄-Acetat Extrakten und überschritten nur für Si Werte > 1 mg/l. Für Fe, As, Pb, Ge und Seltene Erden konnten keine Unterschiede zwischen den Flächen festgestellt werden (Tabelle 5). Der höchste wasserlösliche Si-Anteil lag auf Fläche V vor, während die niedrigsten wasserlöslichen Elementkonzentrationen auf Fläche II gemessen wurden. Auf Fläche V waren dagegen die niedrigsten Konzentrationen von Mn messbar, während die höchsten Mn-Konzentrationen auf den Flächen I, II und III vorlagen. Cu und Zn waren auf den Flächen I und IV am mobilsten. Für Cu waren außerdem die niedrigsten Konzentrationen auf Fläche III vorzufinden, die hier niedriger waren als auf allen anderen Flächen, während sich die Konzentrationen von Zn nicht zwischen den Flächen II, III und V unterschieden (Tabelle 5).

4.6 Korrelationen zwischen Elementkonzentrationen und bodenfunktionalen Parametern

Die Gesamtkonzentration von Fe und Seltenen Erden im Boden zeigte eine signifikant positive Korrelation mit dem Boden pH-Wert (Tabelle 6), sodass auf Flächen mit höheren pH-Werten auch eine höhere Konzentration dieser Elemente gefunden wurde. Darüber hinaus zeigten Flächen mit höheren Organikgehalten auch höhere Gesamtgehalte von Seltenen Erden, was durch eine signifikant positive Korrelation angezeigt wurde. Der Anteil von mit NH₄-Acetat extrahierbarem Fe sank mit steigendem pH-Wert (negative Wechselbeziehung), während Cd eine positive Wechselwirkung mit dem pH-Wert zeigte. Ein steigender Anteil von Organik im Boden führte auch zu steigenden Gehalten von NH₄-Acetat-extrahierbarem Mn und As, während die Konzentrationen von acetatextrahierbaren Seltenen Erden mit steigenden Organikgehalten absanken. Zwischen den wasserextrahierbaren Anteilen von Mn, Zn, Cd, Pb und dem pH-Wert konnten ausschließlich signifikant negative Korrelationen gefunden werden. Dagegen lagen zwischen den Organikgehalten und den Konzentrationen von wasserlöslichem Fe eine positive Wechselbeziehung vor.

Tabelle 4: NH₄-Acetat extrahierbare Elementkonzentrationen (µg/g) auf den Untersuchungsflächen (Mittelwert ± Standardabweichung, n = 3). Mittelwerte mit unterschiedlichen Kleinbuchstaben sind statistisch signifikant verschieden zu $\alpha = 5\%$.

Table 4: NH₄-acetate extractable element concentrations (µg/g) on the sturdy sites (mean ± sd, n = 3). Means with different letters are significantly different at $\alpha = 5\%$.

Elemente	I	II	III	IV	V
Si	28 ± 5 ^b	17 ± 2 ^b	18 ± 1 ^b	22 ± 4 ^b	100 ± 34 ^a
Fe	248 ± 33 ^a	230 ± 45 ^a	81 ± 3 ^b	172 ± 9,8 ^a	107 ± 13 ^{ab}
Mn	8 ± 1 ^b	33,9 ± 0,3 ^a	20 ± 4 ^a	5 ± 1 ^b	10 ± 2 ^b
Cu	38 ± 7 ^a	29 ± 8 ^a	12 ± 3 ^a	28 ± 9 ^a	26 ± 6 ^a
Zn	75 ± 13 ^a	76 ± 13 ^a	55 ± 14 ^a	63 ± 14 ^a	65 ± 37 ^a
As	13 ± 3 ^a	9 ± 1 ^a	3 ± 1 ^b	5,0 ± 0,4 ^b	6 ± 2 ^b
Cd	1,2 ± 0,2 ^a	3,6 ± 0,7 ^b	2,2 ± 0,5 ^b	2,3 ± 0,5 ^b	1,9 ± 0,8 ^b
Pb	352 ± 73 ^a	565 ± 73 ^a	184 ± 39 ^b	19 ± 2 ^c	220 ± 29 ^b
Ge	0,006 ± 0,001 ^a	0,006 ± 0,001 ^a	0,005 ± 0,002 ^a	0,005 ± 0,001 ^a	0,02 ± 0,01 ^b
Seltene Erden	0,56 ± 0,03 ^a	0,36 ± 0,04 ^a	0,26 ± 0,06 ^a	0,55 ± 0,12 ^a	1,02 ± 0,31 ^b

Tabelle 5: Wasserlösliche Elemente ($\mu\text{g/g}$) auf den Untersuchungsflächen (Mittelwert \pm Standardabweichung, $n = 3$). Mittelwerte mit unterschiedlichen Kleinbuchstaben sind statistisch signifikant verschieden zu $\alpha = 5\%$.

Table 5: Water soluble element concentrations ($\mu\text{g/g}$) in soil samples of the study sites (mean \pm sd, $n = 3$). Means with different letters are significantly different at $\alpha = 5\%$.

Element	I	II	III	IV	V
Si	3,73 \pm 0,84b	1,71 \pm 0,27c	3,73 \pm 0,64b	5,30 \pm 0,90a	6,13 \pm 0,15a
Fe	14 \pm 2a	4 \pm 1a	12 \pm 4a	21 \pm 3a	6 \pm 2a
Mn	0,39 \pm 0,08a	0,28 \pm 0,06a	0,25 \pm 0,03ab	0,14 \pm 0,03b	0,04 \pm 0,01c
Cu	0,36 \pm 0,04a	0,14 \pm 0,04b	0,17 \pm 0,01b	0,42 \pm 0,04a	0,24 \pm 0,08ab
Zn	2,6 \pm 0,5a	0,4 \pm 0,1c	0,4 \pm 0,1c	1,1 \pm 0,1b	0,2 \pm 0,1c
As	0,14 \pm 0,02a	0,05 \pm 0,02a	0,10 \pm 0,04a	0,28 \pm 0,03a	0,09 \pm 0,04a
Cd	0,03 \pm 0,01a	0,011 \pm 0,001b	0,012 \pm 0,001b	0,03 \pm 0,01a	0,010 \pm 0,001b
Pb	0,55 \pm 0,03a	0,33 \pm 0,08a	0,21 \pm 0,02a	0,18 \pm 0,02a	0,18 \pm 0,05a
Ge	<0,001a	<0,001a	<0,001a	<0,001a	<0,001a
Seltene Erden	0,02 \pm 0,01a	0,013 \pm 0,001a	0,03 \pm 0,01a	0,04 \pm 0,01a	0,02 \pm 0,01a

4.7 Spurenelementkonzentration in den Pflanzen

Die in den Pflanzenproben gemessenen Elementkonzentrationen sind für alle gemessenen Elemente in Tabelle 7 zusammengefasst. Bei Betrachtung der Einzelwerte konnten in der Kanadischen Goldrute (*Solidago canadensis*) die höchsten Konzentrationen an Cu festgestellt und gleichzeitig die niedrigsten Konzentrationen an Fe, Cd, Pb und Mn gefunden werden. Im Roten Straußgras (*Agrostis capillaris*) konnten die höchsten Konzentrationen an Fe, Ge, As, Cd, Mn und Si festgestellt werden. Gleichzeitig wurden hier die geringsten Konzentrationen von Ni, Zn und den Seltenen Erden festgestellt. In der Vogelwicke (*Vicia cracca*) wurden die höchsten Konzentrationen an Ni, Zn, Pb und den Seltenen Erden gemessen. Dabei wies diese Pflanze auch die geringsten Konzentrationen von Cu, Ge, As und Si auf.

Für ausgewählte Elemente (Mn, Cu, Cd, Ge) wurden die mittleren Elementkonzentrationen über alle Standorte berechnet, was einen Vergleich der artabhängigen Elementanreicherung ermöglicht (Abb. 2). Dabei konnten für die Elemente Cd, Mn und Ge signifikante Unterschiede festgestellt werden. Die Konzentrationen für Cd sanken in den Arten von *A. capillaris* (0,96 $\mu\text{g/g}$) über *V. cracca* zu *S. canadensis* (0,31 $\mu\text{g/g}$) ab ($p < 0,05$). Die Konzentrationen von Mn und Ge waren in *A. capillaris* um den Faktor 5 höher als in den anderen untersuchten Pflanzenarten, während zwischen *V. cracca* und *S. canadensis* keine Unterschiede im Hinblick auf diese Elemente vorlagen (Abb. 2).

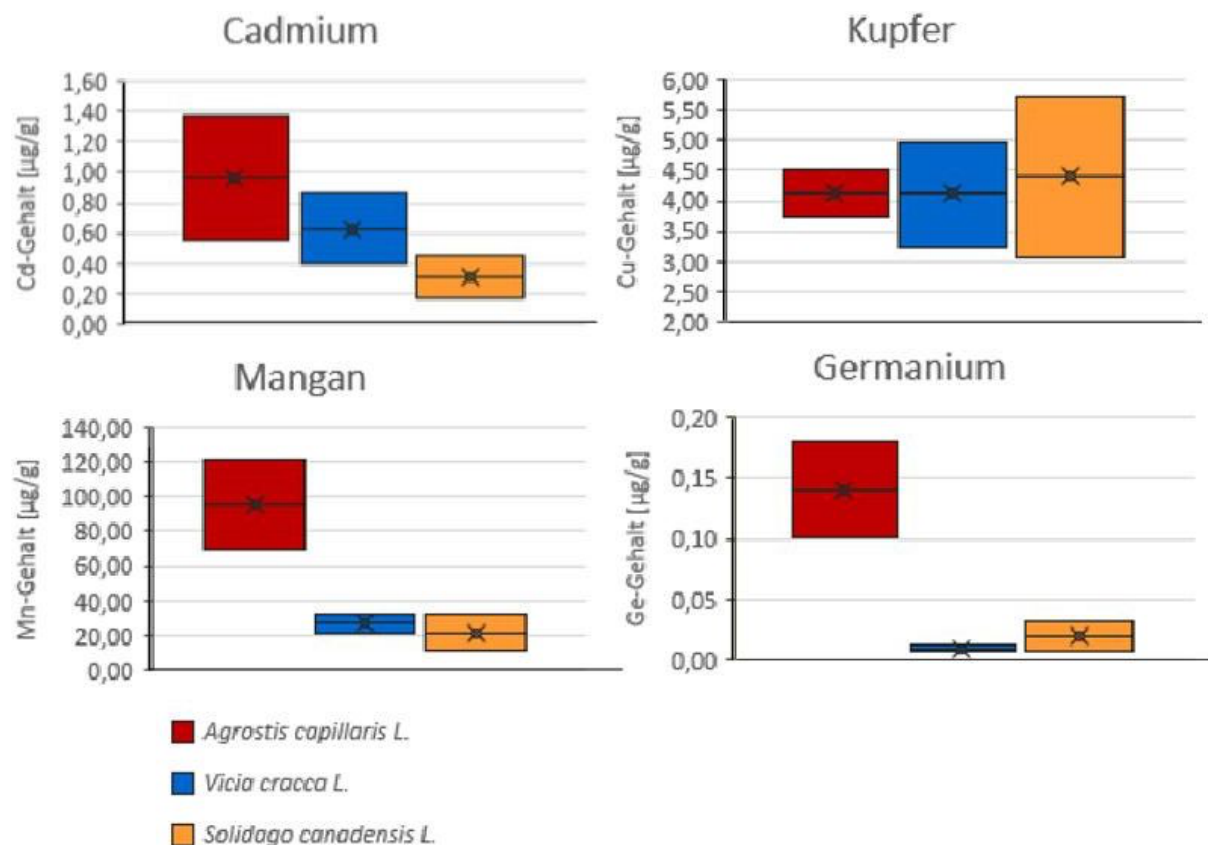
Tabelle 6: Spearman-Rang-Korrelationen der Gesamtkonzentrationen im Boden (Schmelzaufschluss), der NH_4 -Acetat (pH5) löslichen Elemente und der wasserlöslichen Elemente mit den physikochemischen Parametern pH und SOM (ns = nicht signifikant bei $\alpha = 5\%$).

Table 6: Spearman Rank correlations of total elemental contents in soil, NH_4 -acetat extractable elements and water soluble elements with physicochemical parameters pH and SOM (ns = not significant at $\alpha = 5\%$).

Parameter	Fraktion	Si	Mn	Fe	Cu	Zn	Ge	As	Cd	Pb	SEE
pH	Gesamt	ns	ns	0,5(*)	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,7**
	NH_4 -Acetat	0,7*	ns	-0,7(*)	ns	ns	ns	ns	0,9***	ns	ns
	Wasser	ns	-0,7**	ns	ns	-0,8***	ns	ns	-0,9***	-0,6**	ns
SOM	Gesamt	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,6*
	NH_4 -Acetat	ns	0,8***	ns	ns	ns	ns	ns	0,6*	0,7*	-0,5(*)
	Wasser	-0,9***	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Tabelle 7: Konzentrationen ausgewählter Elemente ($\mu\text{g/g}$) in den einzelnen Pflanzenproben von den Untersuchungsflächen. SE = Seltene Erden**Table 7:** Concentrations of selected elements ($\mu\text{g/g}$) in specific plant samples collected on the study sites. SE = rare earth elements.

Elemente	<i>Solidago canadensis</i>				<i>Agrostis capillaris</i>				<i>Vicia cracca</i>			
	I	III	IV	V	I	II	IV	V	II	III	IV	V
Si	514	243	471	468	1116	2996	2170	3175	335	76	560	16
Fe	72	64	118	57	97	205	78	43	90	104	101	52
Mn	21	12	46	8	121	56	147	59	40	17	30	21
Cu	3,3	4,5	7,6	2,2	3,6	4,4	4,9	3,6	3,4	3,2	6,4	3,5
Zn	49	61	317	17	101	91	71	26	232	156	316	143
Ni	0,2	0,5	3,3	0,2	0,5	0,7	0,8	0,5	1,9	0,5	1,4	1,3
As	1,4	0,4	0,5	0,9	3,4	4,9	0,6	0,2	0,9	0,4	0,5	0,1
Cd	0,2	0,3	0,7	0,2	2,0	0,5	0,8	0,5	1,2	0,5	0,5	0,3
Pb	4,2	1,8	5,7	1,7	14,1	12,0	2,2	2,1	17,4	7,0	2,0	4,2
As	1,4	0,4	0,5	0,9	3,4	4,9	0,6	0,2	0,9	0,4	0,5	0,1
Ge	0,03	0,01	0,05	0,01	0,05	0,13	0,22	0,14	0,01	0,01	0,01	<0,01
SE	0,6	0,2	1,2	1,2	0,3	1,01	0,7	0,2	0,6	14,1	1,2	1,3

**Abb. 2:** Vergleich der Konzentrationen von Cadmium, Kupfer, Mangan und Germanium in *Agrostis capillaris*, *Vicia cracca* und *Solidago canadensis* über alle Standorte (Mittelwert \pm Standardabweichung; $n = 3-4$)**Fig. 2:** Comparison of concentrations of cadmium, copper, manganese and germanium in *Agrostis capillaris*, *Vicia cracca* and *Solidago canadensis* considering samples from all study sites (mean \pm sd, $n = 3-4$).

5. Diskussion

Die Substrate der Spülhalde Münzbachtal sind aufgrund der Standorthistorie ausschließlich allochthon und bestehen aus Spülsanden, die in weiten Teilen mit einer 20–60 cm dicken Rekultivierungsschicht abgedeckt wurden (Tabelle 1). In Abhängigkeit von der Mächtigkeit dieser Schicht etablierten sich im Zuge der Sekundärsukzession über Jahrzehnte unterschiedliche Vegetationsbestände, die an Standort I und IV nur lückig entwickelt waren, während an allen anderen Standorten eine weitgehend geschlossene Krautschicht vorgefunden wurde (Tabelle 1, vgl. Westhäuser & Richert 2017). Im Rahmen dieser Arbeit lag der Fokus vor allem auf der geochemischen Beschaffenheit der oberen Substratschichten der Halde im Bereich der Rekultivierungsschicht. Die vorgefundenen Gesamtkonzentrationen von Zn, As und Pb in oberflächennahen Substraten der Spülhalde Münzbachtal waren vergleichbar mit anderen Halden der Freiburger Region (Hecht et al. 2017; Wiche et al. 2018a; Dittrich et al. 2020), während die Konzentrationen von As und Cd im Durchschnitt um den Faktor 2 geringer waren.

Die Herkunft des aufgebrachten Bodens ist nicht bekannt, allerdings deuten die auf allen Standorten sehr ähnlichen Si-, Fe- und Ge-Gesamtkonzentrationen auf eine gemeinsame Herkunft des für die Abdeckung verwendeten Substrats hin (Tabelle 3), da diese Elemente überwiegend in den mineralischen Hauptbestandteilen von Böden enthalten sind und im Boden eine geringe Mobilität zeigen (Scheffer & Schachtschabel 2002; Wiche et al. 2018b). Trotzdem waren für viele andere untersuchte Parameter (pH, SOM, Gesamtelementkonzentrationen von Schwermetallen, pflanzenverfügbare Elementbindungsformen) signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen nachweisbar (Tabelle 4, 5). Diese Unterschiede in den Substrateigenschaften können aus unterschiedlichen oder unterschiedlich stark ausgeprägten Boden–Vegetations-Dynamiken auf den Einzelflächen abgeleitet werden. Die Etablierung einer geschlossenen Haldenvegetation hat eine wichtige Bedeutung für die Stabilisierung des Haldenkörpers Verminderung von Erosion und Retention von potentiell toxischen Elementen. Die Effekte können im Allgemeinen von der Aufnahme von Schadelementen in Pflanzen (Abreicherung im Boden), Verringerung des Sickerwasseraustrags und Sickerwasserbildung bis hin zu einer Veränderung der Elementbindungsformen im Boden durch Rhizodeposition und Humusbildung reichen (Hecht et al. 2017; Wiche et al. 2017).

Auf der Spülhalde zeigten die beprobten Vegetationseinheiten mit einer vergleichsweise mächtigen Rekultivierungsschicht (Fläche II, III und V) eine dichte Krautschicht, wodurch sich über die jahrzehntelange Vegetationsdynamik eine gut entwickelte Humusschicht ausbilden konnte (Tabelle 1, 2). Auf Fläche I war die nur flachgründige Rekultivierungsschicht mit Spülsand durchmischt und von lückiger Vegetation aus punktuell vorkommenden *A. capillaris*-Horsten bedeckt war (Tabelle 1). Fläche II zeigte wie die Flächen III, IV und V eine 50 cm tiefe Rekultivierungsschicht, lag allerdings in direkter Nähe zu offenliegendem Spülsandbereichen, sodass von einem Eintrag von Elementen mit Flugstäuben ausgegangen werden muss. Fläche IV zeigte eine ähnliche Vegetationszusammensetzung wie Fläche II, III und V, war allerdings durch die Spuren einer Motorcrossstrecke stark gestört. Aufgrund der spärlichen Vegetation und des hohen Spülsandanteils wurden auf Fläche I auch die geringsten Organikgehalte und Konzentrationen der Makronährstoffe (NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}) gemessen (Tabelle 2). Die deponierten Spülsande bestehen aus Rückständen von sulfidischen Erzen (FeAsS, ZnS, CdS, PbS CuS und zermahlenem Biotitgneis, so dass die stark spülsandbeeinflusste Flächen I und II niedrige Nährstoffkonzentrationen (Tabelle 2) bei gleichzeitiger Anreicherung der potentiell toxischen Elemente As, Pb, Cd, Cu und Zn aufwiesen (Tabelle 3). Auf allen Flächen wurden die natürlichen Hintergrundkonzentrationen von Cu, Zn, As, Pb und Cd um ein Vielfaches überschritten (Alloway 1999; Kabata-Pendias 2011), während die Gesamtkonzentrationen von Si, Fe, Mn, Ge und Seltenen Erden den typischen Wertebereich von anthropogen unbelasteten Böden zeigten (Alloway 1999; Scheffer & Schachtschabel 2002; Wiche et al. 2017). Eine abschließende Aussage über die Herkunft und den Mineralisierungsgrad der Substrate zum Zeitpunkt der Ausbringung auf der Halde ist allerdings anhand der hier erhobenen Daten nicht möglich.

Eine positive Korrelation der Gesamtelementkonzentration von Fe und Seltenen Erden mit dem pH-Wert sowie die positive Korrelation der Seltenen Erden mit dem Organikgehalt der Haldensubstrate kann allerdings als Hinweis gedeutet werden, dass auch flächenspezifische biogeochemische Prozesse die Elementmineralisierungsgrade der Halde Münzbachtal in der Vergangenheit beeinflussten. So ist es denkbar, dass es auf Flächen mit dichter Vegetation und Humusakkumulation (Flächen II, III und V) zu einer Erhöhung der Bodenpufferkapazität und einer Retention der Elemente an partikuläre organische Substanz und Anreicherung von mineralischen Pflanzennährstoffen (insbesondere N und P) kam (Wittig 2002). Diese veränderten Bodenbedingungen und vor allem die Anwesenheit der Elemente in labilen geochemischen Bindungsformen kann die Pflanzenaufnahme der Elemente beeinflussen und eine Veränderung der Umsatzraten in biogeochemischen Kreisläufen bewirken, was durch Untersuchung von labilen Elementbindungsformen in Abhängigkeit der Standortbedingungen (Raum-für-Zeit-Ansatz) untersucht werden kann.

Die in dieser Arbeit angewendeten Extraktionsmethoden ermöglichen sowohl Aussagen zu den leicht durch Sickerwasser mobilisierbaren Elementanteilen im Boden (Sättigungsbodenextrakt) als auch zu den an Bodenaustauscher und in säurelöslichen mineralischen Bestandteilen gebundenen Elemente (NH_4 -Actetat pH 5). Letzteres Extraktionsverfahren integriert über eine Vielzahl von potentiell pflanzenverfügbaren Elementfraktionen

im Boden und stellt somit den Anteil der mittelfristig durch Rhizosphärenprozesse erschließbaren Elemente im Boden dar, während die wasserlöslichen Elemente sofort zur Pflanzenaufnahme zur Verfügung stehen oder ausgewaschen werden können.

Hohe NH_4 -Acetat-lösliche Konzentrationen von As, Pb und Cd und Mn traten auf der Spülhalde Münzbachtal vor allem auf Flächen auf, auf denen eine direkte Nähe zu offenliegenden Spülsandbereichen vorhanden war (Fläche I und II), wobei die höchsten Konzentrationen zusammen mit hohen Humusgehalten auftraten (Fläche II und III) (Tabelle 2, 4 und 6). Da diese Elemente im sauer-neutralen pH-Bereich stabile Komplexe mit Huminstoffen ausbilden können, könnte eine Bindung der Elemente an partikuläre organische Substanz (Tyler und Olsson 2001) den Anteil von adsorptiv gebundenen Elementen erhöht haben. Die Gehalte von Cd und Si stiegen mit dem pH-Wert, während Fe mit dem pH-Wert absank (Tabelle 6). Dies deutet ebenfalls auf eine gesteigerte Retention von Cd an Organik hin, da Cd bei Verringerung des pH-Wertes sehr leicht von organischen Bodenphasen abgelöst werden kann, in die Bodenlösung übergeht und ausgewaschen wird (Scheffer & Schachtschabel 2002). Fe dagegen liegt im Boden weitgehend als Fe(III)oxidhydroxide vor, die kaum durch das verwendete Lösungsmittel angegriffen werden. Ein höherer pH-Wert kann deshalb eine Verringerung des austauschbaren Elementpools durch fehlende Nachlieferung aus den stabilen Oxidfraktionen bewirken. Die wasserlöslichen Elementfraktionen von Mn, Zn, Cd und Pb waren signifikant negativ mit dem pH-Wert korreliert, was eine verstärkte Mobilität der Elemente unter sauren pH-Bedingungen anzeigt und im Allgemeinen den bekannten Zusammenhängen der Sorptionsstärke der Elemente in Abhängigkeit des Boden-pH folgt (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Die höchsten NH_4 -Acetat-löslichen Elementanteile von Si, Ge und Seltenen Erdelementen waren auf der vegetationsreichen Fläche V vorhanden. Da diese Elemente wahrscheinlich in den natürlichen Bindungsformen im Boden vorlagen und nicht mit den sulfidischen Erzen assoziiert waren, kann davon ausgegangen werden, dass eine Ausbildung von pflanzenverfügbaren Elementpools im Boden zunächst der Etablierung einer ausgeprägten Vegetationsdynamik und einem Eintritt der Elemente in die biogeochemischen Kreisläufe bedarf, wo sie teilweise in organischer Substanz festgelegt werden (Kaiser et al. 2020). Dabei nehmen die Pflanzen die Elemente aus dem Boden auf und verlagern sie in die oberirdische Biomasse, was nach dem Absterben der Pflanzen eine Anreicherung der Elemente im Oberboden bewirkt (biological pumping). Wenn die Elemente selbst auch nicht aufgenommen werden, kann zumindest die Etablierung der Pflanzen und eine Erhöhung der Organik im Boden zu einem Transfer der Elemente aus stabilen Bindungsformen in labile Bindungsformen führen. Insbesondere die Zusammenhänge zwischen der organischen Bodensubstanz (SOM) und wasserlöslichem Si im Boden weisen auf einen solchen Zusammenhang hin, da die in den Spülsanden vorhandenen Silikate vor allem aus mechanisch zerkleinerten Primärsilikaten bestehen, wodurch das gebundene Si durch seine geringe Löslichkeit (Tabelle 5) kaum für Pflanzen verfügbar ist. Insbesondere Gräser nehmen viel Si in ihre Biomasse auf und speichern es in Form von Phytolithen (Kaiser et al. 2020). Aus dem biologisch gebundenen Si wird das Element erst mit der Mineralisierung der organischen Substanz freigesetzt. Deshalb könnten die niedrigen wasserlöslichen Si-Konzentrationen in den dichten Pflanzenbeständen aus einer verstärkten Aufnahme der Elemente in die Pflanzen und gleichzeitig verringerter Wiederfreisetzung durch Mineralisierung resultieren.

Von den auf der Halde gesammelten Pflanzenarten zeigte insbesondere *A. capillaris* die höchsten Elementkonzentrationen für Mn, Cd und Ge. Die hohen Ge-Konzentrationen in den Pflanzen resultieren dabei aus der chemischen Ähnlichkeit von Ge zu Si, wobei die Membrantransporter zur Si-Aufnahme in *A. capillaris* nicht in der Lage sind, zwischen Ge und Si zu unterscheiden (Wiche & Heilmeier 2016; Wiche et al. 2018b; Kaiser et al. 2020). Auch die hohe Anreicherung von Cd und Mn in *A. capillaris* folgte weitgehend dem in der Literatur beschriebenen Akkumulationsvermögen dieser Pflanzenart, wobei die Ausbildung einer ausgeprägten Schwermetalltoleranz häufig auf die Ausbildung von standortspezifischen Ökotypen beschränkt ist (Watkins & Macnair 1990; Griffioen et al. 1994). *A. capillaris* war auf der Halde weit verbreitet (Tabelle 1) und bildete vor allem auf den Flächen II und III dichte Bestände, in denen die Elemente zwischen oberirdischer Biomasse und labilen Elementpools zirkulieren können. Dabei hängt die Umsatzgeschwindigkeit stark von komplexen Wechselbeziehungen zwischen pflanzenassoziierten Faktoren (durchwurzeltes Bodenvolumen, Biomasse, Elementaufnahme) und bodenassoziierten Faktoren (Gesamtkonzentration im Boden, Elementmobilität und Bindungsform) ab (Lambers et al. 2008; Wiche et al. 2017). In dieser Arbeit konnten umfassende Erkenntnisse zu den bodenchemischen Bedingungen der Oberflächensubstrate gewonnen werden, allerdings ließ die geringe Datenlage zu Elementkonzentrationen in Pflanzen (Einzelwerte pro Art und Untersuchungsfläche) keine weiterführenden Betrachtungen zu den Einflüssen der Haldensubstrate auf die Elementaufnahme in Pflanzen zu. Die Untersuchungen zeigen jedoch, dass die Beschaffenheit der Rekultivierungsschicht einen großen Einfluss auf die Etablierung der Haldenvegetation haben kann, die wiederum die physikochemischen Substrateigenschaften und die biogeochemischen Umlagerungsprozesse auch auf Bergbauhalden beeinflusst.

6. Summary

The Spülhalde Münzachtal is an ancient tailing site in the northern area of Freiberg near Halsbrücke, Germany, which was the subject of remediation measures in the 1990s and is now covered with a recultivation layer of soil. Over the last decades, natural vegetation developed to mostly grassland, forb communities and patches of woody vegetation). In this study, relationships between chemical substrate properties of the recultivation layer and the vegetation was studied. Five sites with different vegetation were selected (sparse grassland vegetation (Site I), closed grassland/forb stands (Sites II and III), sparse grassland/forb vegetation (Site IV) and a dense forb community (Site V). At each site, samples from soil and from different plants (*Agrostis capillaris*, *Vicia cracca* and *Solidago canadensis*) were collected. Soil samples were analysed for physicochemical parameters like pH, electrical conductivity, concentrations of plant available PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_3^- , organic matter content, total trace element concentrations, mobile elements in water saturation extracts and potentially plant available elements by extraction with NH_4 -acetate pH 5. Total concentrations in resulting solutions as well as in plant samples were measured by ICP-MS (As, Cd, Cu, Fe, Ge, Mn, Zn, Pb, Ge, Si and rare earth elements (REE)). All soils were characterized by acidic pH with a significantly higher pH at site V which was characterized by moderate organic matter contents a steep recultivation layer and dense forb stands. Also, this site was characterized by highest contents of the mineral plant nutrients PO_4^{3-} , NO_3^- and NH_4^+ which could be due to inputs from leaf litter and retention of the nutrients on humic compounds. All measured potentially toxic trace elements exceeded the natural background concentrations of soil, while Si, Fe, Mn, Ge and REEs mostly reflected the typical background values in uncontaminated soils. Highest concentrations were detected in sites with a shallow recultivation layer or sites neighbouring to uncovered tailing material which suggests an aerosol transport of particles or leaching of elements. Additionally, humus accumulation most probably led to higher concentrations of Mn, Cd and Pb in NH_4 -acetate extracts suggesting a retention on ion exchange sites in soil organics, while sites with lower pH were characterized by higher concentration of Mn, Cd, Zn and Pb elements in water extracts. There were significant differences in plant uptake of Zn, Cd and Ge with highest concentrations in *A. capillaris* compared to *S. canadensis* or *Vicia cracca*. Thus our results suggest that the composition and depth of the recultivation layer strongly impacts the composition and density structure of the vegetation on the Spülhalde Münzachtal which in turn influences carbon inputs and humus accumulation and consequently impacts the retention of elements in the substrates as well as their chemical speciation, availability to plants and stability against leaching.

7. Literatur

- Ad-hoc-AG Boden (Hrsg.), Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung – Mit 103 Tabellen, Schweizerbart, Stuttgart. 5., verb. und erw. Aufl., 438 S.
- Alloway, B. J. (Hrsg.) (1999): Schwermetalle in Böden – Analytik, Konzentrationen, Wechselwirkungen ; mit 83 Tabellen, Springer, Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Hongkong, London, Mailand, Paris, Singapur, Tokio, 540 S.
- Dittrich, C., Gustav, K., Benyr, V., Drechsler, L., Häuser, L., Kadner, J., Kunisch, N., Leucht, T., Opitz, T., Rom, A., Röder, E., Schmidt, E., Schramm, S., Zerbs, M., Oettel, P., Meißner, S. & Wiche, O. (2020): Bioverfügbarkeit von potentiell toxischen Spurenelementen im Oberboden der Schlackenhalde „Hohe Esse“ (Halsbrücke). Freiberg Ecology online 7: 1–20.
- Fritz, E. & Jahns, C. (2017): Die Spülhalde Davidschacht in Freiberg – Geschichte, Umweltproblematik und geplante Sanierung. Freiberg Ecology online 2: 4-17.
- Graupner, T., Kassahun, A., Rammlair, D., Meima, J., Kock, D., Furche, M., Fiege, A., Schippers, A. & Melcher, F. (2007): Formation of sequences of cemented layers and hardpans within sulfide-bearing mine tailings (mine district Freiberg, Germany). Applied Geochemistry 22 (2007) 2486-2508
- Griffioen, W.A.J., Ietswaart, J.H. & Ernst, W.H.O. (1994): Mycorrhizal infection of an *Agrostis capillaris* population on a copper contaminated soil. Plant and Soil 158: 83–89.
- Häuser, L. (2021): Biotoptypenausstattung und landschafts-ökologische Analyse der Altbergbauhalden in der Freiburger Bergbaufolgelandschaft. FECO 9: 1-41.
- Hecht, C., Messinger, F., Assan, E. & Wiche, O. (2017): Einfluss der Vegetation auf die Konzentration von potentiell toxischen Spurenelementen, Germanium und Lanthan in Porenwässern von Spülsanden der Davidschachtal- halde Freiberg. Freiberg Ecology online 2: 113–137.
- Heilmeyer, H., Achtziger, R., Günther, A., Richert, E. & Wiche, O. (2016): Bergbaufolgelandschaften – ideale Standorte zur Anwendung von Prinzipien der Ökologie. In: Groß, U. (Hrsg.): Glanzlichter der Forschung an der TU Bergakademie Freiberg – 250 Jahre nach ihrer Gründung. Chemnitzer Verlag, S. 451-459 [ISBN 978- 3-944509-26-6].
- Kabata-Pendias, A. (2011): Trace elements in soils and plants. 4. ed. Boca Raton, Fla.: CRC Press (Agriculture and environmental science).
- Kaiser, S., Wagner, S., Moschner, C., Funke, C. & Wiche, O. (2020): Accumulation of germanium (Ge) in plant tissues of grasses is not solely driven by its incorporation in phytoliths. Biogeochemistry 148: 49–68.
- Kardel, K. (2018): GcBÜK400 – Kupfer im Oberboden. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.). URL: <https://www.portal.sachsen.de/trefferanzeige.jsessionid=B3692EB6F4B177A4634ED76675C31D7C?cmd=doShowDocument&docuuiid=caa134ea-ce26-4e82-a48e-8bd5c35c467e&pluginid=ingrid-group:iplug-csw-lva-sn>. (Zugriff 13.12.2018).

- Lewandowski, J., Leitschuh, S. & Koß, V. (1997): Schadstoffe im Boden – Eine Einführung in Analytik und Bewertung ; mit Versuchsanleitungen, Springer, Berlin, Heidelberg, New York, Wien, Barcelona, Budapest, Paris, Singapur, Tokio, XVIII, 339 S.
- Mannsfeld, K. (2014): Natürliche Grundlagen der sächsischen Kulturlandschaft – Zustand, Nutzung, Erhaltung, Ed. Leipzig, Leipzig, 144 S..
- Mollée, R. (2013): Altlastenprojekt Saxonia 1993 - 2013 – Eine Retrospektive, Saxonia, Freiberg. 1. Aufl., 404 S..
- Richert, E., Scholz, A., Achtziger, R. & Heilmeyer, H. (2017): Development of woody vegetation on the flotation tailing Münzbachtal near Freiberg (Saxony, Germany) as dependent on substrate conditions. Abstractband zum 60th IAVS Annual Symposium 2017.
- SAXONIA Standortentwicklungs- und –verwaltungsgesellschaft mbH (2016): Untersuchungen zu 17 Grobberg- und Aufbereitungshalden des Erzgebirges im Rahmen des Teilprojektes „SMSB – Gewinnung strategischer Metalle und Mineralien“ der BMBF-Fördermaßnahme „r3 – Innovative Technologien für Ressourcen-effizienz – Strategische Metalle und Mineralien“. unveröff.
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde, Spektrum, Akad. Verl., Heidelberg, Berlin. 15. Aufl., 593 S..
- Lambers, H., Chapin, F. S. III & Pons, T. L. (2008): Plant Physiological Ecology. Springer, New York, 604 S.
- Scholz, A., Achtziger, R. & Richert, E. (2017): Analyse der Artenzusammensetzung und Struktur der Gehölzbestände der „Spülhalde Münzbachtal“ bei Halsbrücke. Freiberg Ecology online 3: 54-69.
- Schräber, D. (2001): Das Münzbachtal zwischen dem Berthelsdorfer Hüttenteich und der Stadt Freiberg – ein Beitrag zur Erforschung der Heimatgeschichte. Tag des offenen Denkmals 2001, Stadtverwaltung, Denkmalamt, 15 S.
- Sebastian, U. (2013): Die Geologie des Erzgebirges, Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, 268 S.
- Stahr, K., Kandeler, E. (2016): Bodenkunde und Standortlehre. UTB, Band-Nr. 2967, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart (Hohenheim). 3. Aufl., 320 S.
- Striegler, W., Werner, D. (1969): Dammbau in Theorie und Praxis, Springer Vienna, Vienna, 462 S.
- Watkins, A. J. & MacNair, M. R. (1991): Genetics of arsenic tolerance in *Agrostis capillaris* L. Heredity 66: 47–54.
- Westhäuser, E. & Richert, E. (2017): Die Biotoypenausstattung der Spülhalde Münzbachtal bei Halsbrücke. Freiberg Ecology online 3: 33-53.
- Wiche, O., Székely, B., Kummer, N.-A., Moschner, C. & Heilmeyer, H. (2016): Effects of intercropping of oat (*Avena sativa* L.) with white lupin (*Lupinus albus* L.) on the mobility of target elements for phytoremediation and phytomining in soil solution. International Journal of Phytoremediation, 18: 900–907.
- Wiche, O., Zertani, V., Hentschel, W., Achtziger, R. & Midula, P. (2017): Germanium and rare earth elements in topsoil and soil-grown plants on different land use types in the mining area of Freiberg (Germany). Journal of Geochemical Exploration 175: 120-129.
- Wiche, O., Dreier, F., Ehrhardt, A., Gerisch, M.K., Jodoin, R., Keßler, S., Mißfeldt, T., Röder, M., Rumberg, C., Schulte, M.G. & Westhäuser, E. (2018a): Mobilität von potentiell toxischen Spurenelementen in oberflächennahen Spülsanden der Spülhalde Davidschacht, Freiberg und deren Verlagerung in umliegende Flächen. Freiberg Ecology online 4: 1–19.
- Wiche, O., Székely, B., Moschner, C. & Heilmeyer, H., (2018b): Germanium in the soil-plant system - a review. Environmental science and pollution research 25: 31938–31956.
- Wittig, R. (2002): Siedlungsvegetation – 40 Tabellen. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht, Ulmer, Stuttgart (Hohenheim), 252 S.

Anschriften der Autor(inn)en:

Albrecht, Annabell; Galinsky, Beatrix; Lehmann, Lisa; Prüß, Pascal; Schreck, Marcel; Wiche, Oliver*: Institut für Biowissenschaften, AG Biologie / Ökologie, TU Bergakademie Freiberg, Leipziger Straße 29, 09599 Freiberg. E-Mail: oliver.wiche@ioez.tu-freiberg.de

*Korrespondierender Autor