

Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde,
Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Auswirkungen von Urnenascheinträgen aus der Kremation auf Boden und Grundwasser

Abschlussbericht

Az.: 33394/01-23

gefördert durch



Deutsche
Bundesstiftung Umwelt

www.dbu.de

**Dr. Anneka Mordhorst¹, Dr. Iris Zimmermann¹,
Prof. Dr. Tade Matthias Spranger²,
Dr. Heiner Fleige¹,
Prof. Dr. Rainer Horn¹,
Dipl.-Ing. (FH), Architekt, Heinrich Kettler³**

Dezember 2020

¹ Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

² Fachbereich Rechtswissenschaft, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

³ Friedhofsplaner GmbH, Münster (Bevolligungsempfänger)

Projektkennblatt
der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt



Az	33394/01	Referat	23	Fördersumme	412.473,00 €
----	-----------------	---------	-----------	-------------	---------------------

Antragstitel **Auswirkungen von Urnenascheeinträgen aus der Kremation auf Boden und Grundwasser**

Stichworte Boden, Grundwasser

Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)
39 Monate	29.06.2017	30.09.2020	1

Zwischenberichte

Bewilligungsempfänger	Friedhofsplaner GmbH, Münster Kardinalstraße 54 48165 Münster	Tel +492501 920994 Fax
		Projektleitung Dipl.-Ing. Heinrich Kettler
		Bearbeiter

Kooperationspartner Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
Fachbereich Rechtswissenschaft, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

Zielsetzung und Anlass des Vorhabens

Die Umweltwirkung von Totenaschen für Böden und Grundwasser wird seit einiger Zeit verstärkt kontrovers diskutiert. Als bedenklich gelten die in der Totenasche enthaltenen Schadstoffe (hauptsächlich Schwermetalle wie Chrom, Nickel, Zink, Kupfer, Blei), wobei noch unklar ist, in welcher Konzentration diese Elemente vorliegen. In diesem Forschungsvorhaben wurde untersucht, wie sich eine Freisetzung von Urnenasche aus der Kremation (humane Totenasche) auf Böden auswirkt und inwieweit eine daraus potenziell resultierende Schadstoffanreicherung eine Umweltgefährdung in Form einer schädlichen Bodenveränderung analog Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV, 1999) darstellt.

Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

Es konnten erstmalig zwei Totenaschen auf rechtskonformem Weg über eine spezifische Körperspendeerklärung beprobt und hinsichtlich ihrer Inhaltsstoffe (nach Extraktion im Königswasseraufschluss) analysiert werden. Auswirkungen einer möglichen Freisetzung von Aschebestandteilen und der darin enthaltenen Elemente auf den Boden wurden in anonymen Urnengräbern nach Ablauf der Ruhefrist auf 6 Friedhöfen (sandige, schluffige und lehmige (Norm)braunerden, z.T. mit Grund- und Stauwassereinfluss) untersucht. Die Entnahme von Bodenproben erfolgte tiefenspezifisch (alle 10 cm) unterhalb von 42 Urnen (Aschekapseln mit oder ohne Überurne aus unterschiedlichem Material) mit variierendem Verwitterungszustand sowie in denselben Tiefen neben der Urne („unbelasteter“ Boden). Über die Unterschiede im Elementgehalt der oben genannten und weiteren Schwer- und Halbmetallen (nach Extraktion im Königswasseraufschluss) sowie austauschbar gebundenen Kationen der (Erd)alkalimetalle Natrium, Kalium, Magnesium und Calcium (extrahiert mit BaCl₂) unter und neben der Urne ließen sich zusätzliche Stoffeinträge aus der Urne direkt bilanzieren. Außerdem wurden u.a. pH-Wert (in CaCl₂), Humusgehalt und Bodenart bestimmt.

Im Labor wurden zusätzlich a) der Transport von Inhaltsstoffen aus der Totenasche mit dem Sickerwasser durch strukturierte sandige und tonige Bodenproben (100 cm³) anhand von Perkolationsversuchen simuliert, und b) Inkubationsversuche durchgeführt, um das Abbauverhalten von Biournenteilstücken in sandig-lehmigen Bodenproben (100 cm³) mit und ohne Zugabe von Holzasche über einen Zeitraum von 19 Monaten unter kontrollierten Bodenbedingungen zu testen.

Ergebnisse und Diskussion

Die beiden untersuchten Totenaschen zeigten in Hinblick auf die Schwermetallgehalte deutliche Unterschiede. Da beide aus demselben Krematorium und baugleichen Etagenöfen stammen, wurden die in einer der Totenaschen festgestellten höheren Gehalte von Zink, Nickel, Kupfer und Chrom auf eine berufsbedingt (Metallverarbeitung) hervorgerufene Schadstoffanreicherung im Körper des Verstorbenen zurückgeführt.

Aufgrund der groben Textur der Totenasche (Grobsand) findet die Freisetzung von Elementen aus der Asche vorwiegend über Auslaugungsprozesse und weniger über partikulären Transport statt. So zeigten die Perkulationsversuche, dass bei erstem Kontakt mit einer größeren Wassermenge (simuliertes Starkregenereignis) maximal rund ein Zehntel des Gehaltes eines Elementes mit dem Sickerwasser transportiert und davon ein elementspezifisch variabler Anteil im Boden gebunden wird. Erwartungsgemäß konnten im Tonboden höhere Mengen der im Ascheperkolat transportierten Stoffe als im Sandboden gebunden werden. Ein Überschreiten der Vorsorgewerte für Böden analog BBodSchV (1999) fand unter den gewählten Randbedingungen nicht statt.

In den untersuchten Friedhofsböden wurden direkt unterhalb (10 cm) von 13 der 42 dokumentierten Urnen die Vorsorgewerte für mindestens eines der Schwermetalle Blei, Zink, Kupfer und/oder Nickel überschritten. Eine Mobilisierung dieser Schwermetalle bzw. Verlagerung in tiefere Horizonte hat bisher, u.a. aufgrund des lokalen pH-Anstieges durch die alkalisch wirksamen Aschebestandteile, auf diesen Standorten noch nicht stattgefunden. Generell waren Stoffanreicherungen im Boden nicht nur unterhalb von bereits stark zersetzten Urnen festzustellen, sondern auch unterhalb von noch intakten Urnen (insbesondere Kupferüberurnen), bei denen eine Stofffreisetzung aus der Totenaschen auszuschließen ist. Die durchschnittlich höchsten Austräge von Chrom, Nickel, Cadmium und Kupfer fanden dabei unterhalb von Überurnen aus Metall statt. Bereits stark zersetzte und perforierte Aschekapseln (ohne Überurnen) wiesen eine Anreicherung von Zinn und Blei im Boden auf. Anhand der Elementgehalte in den untersuchten Totenaschen ließ sich die Anreicherung dieser Elemente im Boden allerdings nicht konkret der Totenasche zuweisen. Da beide Elemente Bestandteil von Legierungen und Lackierungen (Korrosionsschutz) sind, ist es wahrscheinlicher, dass auch sie verstärkt aus dem Urnenmaterial (vorwiegend Weißblech) stammen. Der Einsatz von Biournen stellt damit eine geeignete Alternative dar, um Schadstoffausträge aus dem Material der Urne zu vermeiden. Es ist allerdings eine höhere Freisetzungsgeschwindigkeit von (Schad-)Stoffen aus der Totenasche zu erwarten, die nach der Zersetzung der Biourne in den Boden gelangen. Aus den Inkubationsversuchen konnte eine Mindestdauer für den vollständigen Abbau von 4 Jahren von in Bodenproben vergrabenen Biournenteilstücken unter optimalen Bedingungen abgeleitet werden.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

- Spranger, T.M. (2018): „Probenentnahme für Umweltstudien“, in: Friedhofskultur März 2018, S. 48 f.
- Zimmermann, I., Mordhorst, A., Fleige, H., Horn, R. (2018): „Untersuchungen zur Auswirkungen von Urnenascheinträgen in Böden“, in: Schetter (Hrsg.), Krematorium, Tagungsband 2018, S.162 ff.
- Spranger, T.M (2018): „Asche und Böden – von der Beprobung bis zur Praxisempfehlung“, in: Schetter (Hrsg.), Krematorium, Tagungsband 2018, S. 169 ff.
- Spranger, T.M. (2019): „Umweltrecht auf Friedhöfen?“, in: Friedhofskultur Mai 2019, S. 42 f.
- Spranger, T.M. (2020): „Rechtsprobleme der Aschebeprobung“, in: Friedhofskultur Januar 2020, S. 38 f.
- Spranger, T.M. (2020): „Neues aus dem Feuerbestattungsrecht“, in: Schetter (Hrsg.), Tagungsband; coronabedingte Durchführung der Tagung und Publikation in 2021.
- Mordhorst, A., Zimmermann, I., Fleige, H., Horn, R. (2020): „Bewertung von (Schad-)Stoffausträgen aus Urnen in Friedhofsböden“, in: Schetter (Hrsg.), Tagungsband; coronabedingte Durchführung der Tagung und Publikation in 2021.
- Mordhorst, A., Zimmermann, I., Fleige, H., Horn, R. (2020). „Einfluss von Material und Zersetzbarkeit erdbestatteter Urnen auf die (Schad-)Stofffreisetzung in Friedhofsböden“, in: Handbuch des Feuerbestattungswesens 2. Auflage, Kapitel 13, 251-270, Boorberg Verlag, ISBN: 978-3-415-05135-5.

Fazit

Die unterschiedlich hohen Schwermetallgehalte der beiden untersuchten Totenaschen resultieren mit großer Wahrscheinlichkeit aus der Lebensweise der Verstorbenen. Stofffreisetzungen aus der Totenasche können gemeinsam mit jenen aus dem Urnenmaterial die bodenartspezifischen Vorsorgewerte für einzelne Schwermetallelemente (Blei, Zink, Kupfer, Nickel) überschreiten. In den untersuchten Böden beschränkte sich die Anreicherung auf den Tiefenbereich direkt unterhalb der Urne. Um das Risiko einer potenziellen Verlagerung ins Grundwasser abzuschätzen, sind neben den Filtereigenschaften und dem pH-Wert auch der Hintergrundgehalt der Böden und die unterschiedliche Freisetzungsgeschwindigkeit der Totenasche (Metall- vs. Biourne) zu berücksichtigen.

Inhalt

Tabellenverzeichnis

Abbildungsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis

1	Zusammenfassung	1
2	Einleitung	2
3	Material und Methoden	5
3.1	Rechtliche Rahmenbedingungen zur Beprobung von Totenaschen.....	5
3.2	Bereitstellung der Totenascheproben	7
3.3	Entnahme von Bodenproben aus Urnengrabfeldern.....	7
3.4	Laboruntersuchungen.....	8
3.4.1	Bodenkundliche Grundanalytik zur Standortcharakterisierung	8
3.4.2	Analyse der Elementgehalte von Totenaschen und Boden	8
3.4.3	Datenauswertung.....	9
3.4.4	Perkolationsversuche	10
3.4.5	Zersetzbarkeit von Urnen aus biologisch-abbaubarem Material im Boden	12
3.4.6	Zersetzbarkeit von metallischen Urnen in flüssigem Medium	14
4	Ergebnisse	15
4.1	Stofffreisetzung aus Totenaschen.....	15
4.1.1	Physikalische Eigenschaften und Elementgehalte von zwei untersuchten Totenascheproben	15
4.1.2	Verlagerung von Aschebestandteilen durch strukturierte Bodenproben.....	16
4.2	Standorteigenschaften der untersuchten Urnengrabfelder	19
4.3	Zersetzungsgrad metallischer Aschekapseln in Friedhofsböden nach Ablauf der Ruhefrist	20
4.4	Veränderung des pH-Wertes unterhalb der Urnen.....	22
4.5	Relative Stoffanreicherungen in Böden unterhalb von Urnen	24
4.5.1	Standortspezifische Stoffanreicherungen unterhalb stark zersetzter Urnen (exemplarisch)	24
4.5.2	Stoffanreicherungen unterhalb von Urnen unter Berücksichtigung des Zersetzungsgrades.....	27
4.5.3	Stoffanreicherungen unterhalb von Urnen unter Berücksichtigung des Urnenmaterials ..	28
4.5.4	Absolute Stoffanreicherungen und deren Umweltrelevanz	29
4.6	Zersetzbarkeit von biologisch-abbaubaren Urnen im Boden	31
4.7	Zersetzbarkeit von Urnen aus Metall in flüssigem Medium.....	35
5	Diskussion der Ergebnisse	36
5.1.1	Elementgehalt der Totenascheproben	36
5.1.2	Auswirkung von Urnenascheeinträgen auf den Boden	37
5.1.3	Umweltrelevanz der Stoffausträge aus Urnen in den Boden	41
5.1.4	Biologische Abbaubarkeit von Biournen.....	43

6	Fazit	45
7	Verbreitung der Projektergebnisse	47
8	Literaturverzeichnis	48

Anhang

	Tabelle A 1: pH-Werte gemessen im Ascheperkolat der männlichen (APm) und weiblichen (APw) Totenasche vor (a) und nach der Perkolation (b) mit H ₂ O sowie in den hergestellten Bodensuspensionen (B) nach der Perkolation mit einem Ascheperkolat. S= Sandiger Boden, T= Toniger Boden, BW = Perkolation mit H ₂ O (anstelle AP), ML= Messlösung von 0,01 M CaCl ₂ bzw. H ₂ O (Verhältnis 1:2,5), MW =Arithmetischer Mittelwert, Stabw = Standardabweichung, wenn n ≥ 3, MIN = Minimalwert, MAX = Maximalwert, n = 3–5.....	A1
	Tabelle A 2: Relative Veränderung (ΔX) der Gehalte ausgewählter Elemente im Boden 20 cm unterhalb einer ausgewählter Urne in den untersuchten Friedhofsböden A–D und F im Vergleich zur „unbelasteten“ Referenz.....	A2
	Abbildung A 1: Relativer Anteil des Elementgehaltes im Ascheperkolat am Gesamtgehalt der männlichen Totenasche (APm aus A1) bzw. weiblichen Totenasche (APw aus A2) ermittelt im Königswasser-Druckaufschluss.	1
	Abbildung A 2: Veränderungen des pH-Wertes in CaCl ₂ unterhalb von ausgewählten Urnen (U, violett) im Vergleich zur „unbelasteten“ Referenz (Ref, grau) über die Tiefe (0–120 cm Tiefe). $+\Delta$ = mittlerer pH-Anstieg über die Tiefe. A–D = sandige Böden, E–F = schluffig-lehmige Böden (siehe Tabelle 6, Abbildung 10).	2
	Abbildung A 3: Computertomographische Untersuchungen (μ CT) zur visuellen Kontrolle der Abbaubarkeit von vergrabenen Biournenteilstücken (3,2 cm ³) in Ober- (a) und Unterbodenproben (b) ohne (BU) und mit Holzaschebeimengung (BU 1 + A), (Voxelgröße = 50 x 50 x 50 μ m) nach 1, 3 und 11 Monaten (1 M, 3 M, 11 M).....	3
	Abbildung A 4: Fotografisch dokumentierter Zersetzungszustand von in Ober- und Unterbodenproben vergrabenen Bioaschekapselteilstücken der Variante ohne (BU 1) und mit Holzaschezugabe (BU 1 + A) bzw. Maisstärke (BU 1 + MS) über den Zeitraum (t) von 19 Monaten.....	4
	Abbildung A 5: Fotografisch dokumentierter Zersetzungszustand von in Ober- und Unterbodenproben vergrabenen Bioaschekapselteilstücken der Variante ohne (BU 2) und mit Holzaschezugabe (BU 2 + A) über den Zeitraum (t) von 19 Monaten.....	5
	Abbildung A 6: Fotografisch dokumentierter Zersetzungszustand von in Ober- und Unterbodenproben vergrabenen Bioüberurnenteilstücken der Variante ohne (BU 3) und mit Holzaschezugabe (BU 3 + A) über den Zeitraum (t) von 19 Monaten.....	6
	Abbildung A 7: Zersetzungszustand von metallischen Aschekapseln, die über einen Zeitraum von 12 Monaten mit verschiedenen Säure/Base-Lösungen unterschiedlichen Start-pH-Wertes (3 – 12) versetzt wurden.	7
	Abbildung A 8: Relative Häufigkeit der Proben ohne ($X_U \leq X_{Ref}$) und mit Nachweis einer Stoffanreicherung im Boden ($X_U > X_{Ref}$) direkt unterhalb von ausgewählten Urnen mit unterschiedlichem Zersetzungsgrad (n = 33, Ausnahme P: n = 23), *austauschbar gebundene Kationen (mit BaCl ₂ extrahiert, n = 42).....	7
	Abbildung A 9: Gehalt der austauschbar gebundenen Kationen Na ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ und Ca ²⁺ (extrahiert mit BaCl ₂) sowie Gesamtgehalte der Elemente Na, K, Mg und Ca (Königswasser-Druckaufschluss (KW)) in der männlichen Totenasche A1 (A) und weiblichen Totenasche A2 (B) sowie in einer Holzasche A (Holz) (C).....	8
	Abbildung A 10: Kumulativer Verlauf der CO ₂ -Konzentration in einer Respirationsskammer mit 10 g Holzasche (luftgetrocknet) über die Zeit und einmaliger Zugabe von 10 ml H ₂ O (nicht entgast) nach ca. 24 Stunden. Δ CO ₂ = CO ₂ -Änderungen über die Zeit unter Berücksichtigung der Anfangs-CO ₂ -Konzentration (ca. 600 ppm).	9

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Bewertung des Zersetzungsgrades der untersuchten Urnen anhand festgelegter Kategorien	9
Tabelle 2: Materialeigenschaften der zwei untersuchten männlichen (A1) und weiblichen Totenascheprobe (A2). Anteile der Partikelgrößenklassen entsprechen den Bodentexturklassen (AD-HOC-AG BODEN, 2005) der Feinfraktion (< 2 mm): gS = Grobsand (630–2000 µm), mS = Mittelsand (200–630 µm), fS = Feinsand (63–200 µm), U & T = Schluff und Ton (< 63 µm), Grobfraktion > 2 mm.	15
Tabelle 3: Elementgehalte in der untersuchten männlichen (A1) und weiblichen Totenascheprobe (A2) als Feststoff – Tabelle A: MW = arithmetischer Mittelwert, Stabw = Standardabweichung, n = 8, *n = 4) sowie in den Ascheperkolaten – Tabelle B: EW = Doppelbestimmung des Ascheperkolats aus männlicher (APm) und weiblicher Totenasche (APw) vor Perkolation durch die Bodenprobe.	16
Tabelle 4: Horizontbezogene Bodeneigenschaften der Referenzböden auf den Friedhöfen A–F mit Einstufungen nach AD-HOC-AG BODEN (2005).	20
Tabelle 5: Übersicht der Boden-pH-Werte direkt unterhalb der 42 untersuchten Urnen (10 cm unter der Urne) und deren Veränderungen (Δ pH) im Vergleich zum Referenzboden (pH-Differenz) in den darunterliegenden Tiefen ($\Delta T \geq 20$ cm) in den 6 untersuchten Friedhofsböden (A–F). MW = arithmetischer Mittelwert, Stabw. = arithmetische Standardabweichung, Min. pH = Minimumwert, Max. pH = Maximalwert.	23
Tabelle 6: Bodeneigenschaften unterhalb der exemplarisch ausgewählten metallischen Aschekapseln (Abbildung 10) in den 6 untersuchten Friedhofsböden. S = Sand, U = Schluff, T = Ton, BA = Bodenart, Kat = Kategorie des Zersetzungsgrades (siehe Tabelle 1), BSJ = Beisetzungsjahr, Klassifizierung nach AD-HOC-AG BODEN (2005).	25
Tabelle 7: CO ₂ -Freisetzung und O ₂ -Verbrauch pro kg Trockensubstanz (TS) und Stunde (h) aus der Versuchsvariante mit Maisstärke und vergrabenem Biournenstück (BU 1 + MS) für humusreiche Oberboden- (a) und humusarme Unterbodenproben (b) bei konstanter Temperatur (20 °C), Bodenfeuchte (Feldkapazität = - 60 hPa) und Trockenrohddichte von 1,3 g cm ⁻³	32
Tabelle 8: Ermittelte Stoffgehalte in Lösungen bzw. Suspension unterschiedlichen Säuregrades (pH 3 – 12) nach der Zugabe von metallischen Urnenteilstücken. Start-pH 3 = stärker konzentrierte Salpetersäure, Start-pH 5 = schwächer konzentrierte Salpetersäure, Start-pH 7 = destilliertes Wasser, Start-pH 12 = Suspension aus Holzasche in destilliertem Wasser im Verhältnis 1:4... 35	35

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Entnahme von Bodenproben aus den Seitenwänden eines ausgebaggerten 1 m tiefen Grabens zwischen den Urnenreihen eines anonymen Grabfeldes nach Ablauf der Ruhefrist (Bild a), neben (Bild b, Referenzprobe) und unter ausgewählten Urnen (Bild c) in 10 cm Tiefenintervallen.	8
Abbildung 2: Methodische Vorgehensweise des Perkulationsversuches (schematische Darstellung). 11	11
Abbildung 3: Varianten des Laborversuchs zur Simulation der Zersetzung von Biournen (BU)-Teilstücken in Bodenproben unter kontrollierten Inkubationsbedingungen (20 °C, FK = Bodenfeuchte bei Feldkapazität), Anzahl der Replikate (n) = 4 mit Ausnahme von BU 1+ MS (n = 1), Gesamtanzahl = 50, ρ_t = Trockenrohddichte.	13
Abbildung 4: Gehalte untersuchter Makro- und Spurenelemente in den perkolierten sandigen (S) und tonigen (T) Bodenproben (gebundener Anteil) und im Ascheperkolat (gelöster Anteil) der männlichen und weiblichen Totenasche (APm, APw) nach Perkolation durch den Boden unter Berücksichtigung des standortspezifischen Hintergrundwertes (BW). n = Anzahl der Replikate.	17
Abbildung 5: Gehalte ausgewählter Schwermetalle in den perkolierten sandigen (S) und tonigen (T) Bodenproben (gebundener Anteil) und im Ascheperkolat (gelöster Anteil) der männlichen und weiblichen Totenasche (APm, APw) unter Berücksichtigung des standortspezifischen Hintergrundwertes (BW) und einer Analogie der in der BBodSchV (1999) festgelegten Vorsorgewerte. n = Anzahl der Replikate.	18
Abbildung 6: Bodentypen und -arten der untersuchten Urnengrabfelder auf 6 Friedhöfen (A–F) in Nord- und Westdeutschland.	19

Abbildung 7: Bewertung des Zersetzungsgrades von 87 dokumentierten und 42 im Umfeld beprobten Urnen (Aschekapseln mit und ohne Überurne) in 6 untersuchten Friedhofsböden anhand von 3 Kategorien (vgl. Tabelle 1), die die Wahrscheinlichkeit einer potenziellen Freisetzung von Aschebestandteilen in den Boden charakterisieren.....	21
Abbildung 8: Einfluss des Materials von 42 Urnen (Überurne oder Aschekapsel) auf deren Zersetzungsgrad anhand von 3 Kategorien (Tabelle 1), die die Wahrscheinlichkeit einer potenziellen Freisetzung von Aschebestandteilen in den Boden charakterisieren.....	22
Abbildung 9: Änderung des Boden-pH-Wertes (Δ pH) unterhalb der Urnen im Vergleich zum Referenzboden (pH-Differenz) in Abhängigkeit vom Zersetzungsgrad der Urne (Überurne oder Aschekapsel, n = 42). Freisetzung von Aschebestandteilen = unwahrscheinlich (Kategorie 1), möglich (Kategorie 2) oder wahrscheinlich (Kategorie 3), vgl. Tabelle 1.....	23
Abbildung 10: Exemplarisch ausgewählte metallische Aschekapseln mit und ohne Überurne sowie hohem Zersetzungsgrad (Kategorie 3, siehe Tabelle 1) in den untersuchten Friedhöfen A – F. Keine Urne der Kategorie 3 auf Standort E vorgefunden.	24
Abbildung 11: Relative Veränderung (ΔX) von Elementgehalten im Boden 10 cm unterhalb einer exemplarisch ausgewählten Urne in den 6 untersuchten Friedhofsböden A–F im Vergleich zur „unbelasteten“ Referenz.....	26
Abbildung 12: Veränderung der Elementgehalte über die Tiefe im Umfeld von drei ausgewählten Urnen (ohne Überurne) exemplarisch gezeigt für zwei sandige (C, D) und einem tonig-schluffigen Friedhofsboden (F).....	27
Abbildung 13: Durchschnittliche relative Veränderung ΔX (%) der Gehalte austauschbar gebundener Kationen im Boden (A, extrahiert mit $BaCl_2$) sowie ausgewählter Elemente (B und C, extrahiert im Königswasser-Druckaufschluss) unterhalb der Urne im Vergleich zum Referenzboden in Abhängigkeit vom Zersetzungsgrad der Urne. Freisetzung von Aschebestandteilen aus der Urne = unwahrscheinlich (Kategorie 1), möglich (Kategorie 2) oder wahrscheinlich (Kategorie 3), vgl. Tabelle 1. Fehlerbalken entsprechen der arithmetischen Standardabweichung.	28
Abbildung 14: Durchschnittliche relative Veränderung ΔX von Schwermetallgehalten im Boden unterhalb der Urne im Vergleich zur „unbelasteten“ Referenz unter Berücksichtigung des Materials der Aschekapsel bzw. der Überurne (Metall oder Nicht-Metall) unabhängig vom Zersetzungsgrad der Urne (vgl. Tabelle 1).	29
Abbildung 15: Vergleich der standortspezifischen mittleren und maximalen Stoffgehalte unterhalb verschiedener Urnen (X_u) mit den mittleren Hintergrundwerten (X_{Ref}) und einer Analogie der in der BBODSCHV (1999) festgelegten Vorsorgewerte für Sand (auf den untersuchten Friedhöfen A–D) und Schluff/Lehm (E–F). $Cd^* = \text{Gehalt} \times 10^{-2}$	30
Abbildung 16: O_2 -Verbrauch und CO_2 -Freisetzung pro Stunde (h) in mg pro kg Trockensubstanz (TS) aus inkubierten humusangereicherten Ober- (a) und humusarmen Unterbodenproben (b) bei konstanter Temperatur (20 °C), Bodenfeuchte (FK = (erneute) Einstellung der Bodenfeuchte auf Feldkapazität, -60 hPa) und Trockenrohddichte von 1,3 g cm ⁻³ ohne (Kontrolle) und mit vergrabene Biournenstück (BU 1, BU 2, BU 3) sowie mit zusätzlich eingetragener Holzasche (BU 1+ A, BU 2 + A, BU 3 + A), n = 4 (bis 6 Monate, ab 13 Monaten n = 2).....	31
Abbildung 17: In Unterbodenproben mit Holzaschezugabe vergrabene Biorunenteilstücke (BU 1 + A, BU 2 + A, BU 3 + A) nach einer Inkubationszeit von 19 Monaten bei konstanter Temperatur (20 °C), Bodenfeuchte bei Feldkapazität (- 60 hPa) und Trockenrohddichte von 1,3 g cm ⁻³	33
Abbildung 18: Relative Gewichtsänderung (ΔG) der in humusangereicherten Ober- (a) und humusarmen Unterbodenproben (b) vergrabene Biournenteilstücken (BU 1, BU 2, BU 3) ohne und mit Zugabe von Holzasche (+ A) über eine Inkubationszeit (t) von 19 Monaten bei konstanter Temperatur (20 °C), Bodenfeuchte bei Feldkapazität (- 60 hPa) und Trockenrohddichte von 1,3 g cm ⁻³ . * Zeit in Jahren (t/12) bis zum vollständigen Abbau (y = - 100 %) der BU berechnet aus dem Steigungskoeffizienten der linearen Trendlinie (n = 4).	34

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung	Abkürzung	Bedeutung
%	Prozent	M	Monate
Δ	Änderung eines Wertes	mg, g, kg, t	Milligramm (10^{-3} g), Gramm, Kilogramm (10^3 g), Tonne (10^6 g)
$^{\circ}\text{C}$	Grad Celsius	Mg^{2+}	Magnesium (zweiwertiges Ion)
μCT	Mikrocomputertomographie	mm, cm,	Millimeter (0,001 m), Zentimeter
ρ_t	Trockenrohichte	$\text{cm}^2, \text{cm}^2,$	(0,01 m), Quadratzentimeter,
Ψ_m	Matrixpotenzial	m, m^2, ha	Kubikzentimeter, Meter, Quadratmeter, Hektar (10.000 m^2)
A1	Totenascheteilprobe eines männlichen Verstorbenen	Mn	Mangan
A2	Totenascheteilprobe einer weiblichen Verstorbenen	MW	Arithmetischer Mittelwert
AP	Ascheperkolat	n	Anzahl an Replikaten
APm	Ascheperkolat der männlichen Totenasche	Na^+	Natrium (einwertiges Ion)
APw	Ascheperkolat der weiblichen Totenasche	Ni	Nickel
As	Arsen	O_2	Sauerstoff
BAM	Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung	P	Phosphor
BBodSchG	Bundesbodenschutzgesetz	Pb	Blei
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz-und Altlastenverordnung	pH	negativ dekadische Logarithmus der Protonen (H^+)-Konzentration
BSJ	Beisetzungsjahr	Q	Querschnittsfläche
BU	Biourne	Ref	Referenz („unbelasteter Boden“ neben der Urne)
BU + A	Biourne mit Zugabe von Holzasche	s	Steigungskoeffizient
BU 1	Biologisch-abbaubare Aschekapsel (Biourne 1)	S+APm	Ascheperkolat der männlichen Totenasche perkoliert durch die sandige Bodenprobe
BU 2	Biologisch-abbaubare Aschekapsel (Biourne 2)	S+APm(B)	Sandiger Boden nach Zugabe des Ascheperkolates der männlichen Totenasche
BU 3	Biologisch-abbaubare Überurne (Biourne 3)	S+APw	Ascheperkolat der weiblichen Totenasche perkoliert durch die sandige Bodenprobe
C	Kohlenstoff	S+APw(B)	Sandiger Boden nach Zugabe des Ascheperkolates der weiblichen Totenasche
Ca^{2+}	Calcium (zweiwertiges Ion)	Sn	Zinn
CaCl_2	Calciumchlorid	Stabw.	Standardabweichung des arithmetischen Mittelwertes
Cd	Cadmium	t	Zeit
Co	Kobalt	T	Tiefe
CO_2	Kohlenstoffdioxid	T+APm	Ascheperkolat der männlichen Totenasche perkoliert durch die tonige Bodenprobe
Cr	Chrom	T+APm(B)	Toniger Boden nach Zugabe des Ascheperkolates der männlichen Totenasche
Cu	Kupfer	T+APw	Ascheperkolat der weiblichen Totenasche perkoliert durch die tonige Bodenprobe
DWD	Deutscher Wetterdienst	T+APw(B)	Toniger Boden nach Zugabe des Ascheperkolates der weiblichen Totenasche
Fa	Firma	TS	Trockensubstanz
Fe	Eisen	U	Urne
FK	Feldkapazität	X	Element
H_2CO_3	Kohlensäure	Zn	Zink
H_2O	Wasser		
H_2SO_4	Schwefelsäure		
HCl	Salzsäure		
HNO_3	Salpetersäure		
hPa	Hektopascal		
ICP-MS	Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma		
K^+	Kalium(einwertiges Ion)		
K_2CO_3	Kaliumcarbonat, Pottasche		
KW	Königswasser		
L	Liter		
LABO	Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz		

1 Zusammenfassung

In diesem von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Kooperationsprojekt (Az.: 33394/01-23) der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel (naturwissenschaftliches Teilprojekt), Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn (rechtswissenschaftliches Teilprojekt) und Friedhofsplaner GmbH (Bewilligungsempfänger, Projektkoordination) wurde untersucht, wie sich eine Freisetzung von Humantotenasche auf Böden auswirkt und inwieweit sie eine Umweltgefährdung hinsichtlich einer schädlichen Stoffbelastung im Boden analog Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSCHV,1999) darstellt. Zwar findet das Bodenschutzrecht – wie im rechtlichen Teilprojekt herausgearbeitet – auf Humantotenaschen im Friedhofskontext keine Anwendung; gleichwohl werden die entsprechenden Vorgaben vorliegend als Referenzgröße herangezogen, um die kontextuale Verortung der generierten Ergebnisse zu ermöglichen. Die Entnahme von Bodenproben aus anonymen Urnengräbern nach Ablauf der Ruhefrist auf 6 Friedhöfen (Sand-, Schluff-, Lehmboden) sowie die Analyse von Totenasche erforderte ein rechtssicheres Vorgehen, welches durch die rechtswissenschaftliche Projektbegleitung sichergestellt wurde. So konnten erstmalig (in Deutschland) zwei Totenaschen auf rechtskonformem Weg über eine spezifische Körperspendeerklärung beprobt und hinsichtlich ihrer Inhaltsstoffe (nach Extraktion im Königswasser-Druckaufschluss) analysiert werden. Zusätzlich zu den Elementanalysen ausgewählter (Erd)alkali-, Halb- und Schwermetalle in Bodenproben aus dem direkten Umfeld der Urnen wurden Perkolationsversuche mit Suspensionen aus der Totenasche durch strukturierte Bodenproben im Labor durchgeführt. Da die Freisetzung von Aschebestandteilen in den Boden zunächst eine Zersetzung bzw. Perforierung der umschließenden Urne erfordert, ist die Beständigkeit und Materialzusammensetzung der Urnen von entscheidender Bedeutung. Deshalb wurde zusätzlich die Zersetzungsdauer von heutzutage verstärkt zum Einsatz kommenden Biournen im Boden anhand von Inkubationsversuchen im Labor simuliert.

Die beiden untersuchten Totenaschen unterschieden sich in den Schwermetallgehalten (Zink, Nickel, Kupfer und Chrom) deutlich. Aufgrund der groben Textur (analog Grobsand) findet die Stofffreisetzung aus der Asche vorwiegend über Auslaugungsprozesse und weniger über partikulären Transport statt. Die Perkolationsversuche zeigten, dass bei erstem Kontakt mit einer größeren Wassermenge (simuliertes Starkregenereignis) maximal ein Zehntel des Gehaltes eines Elementes mit dem Sickerwasser transportiert und davon ein elementspezifisch variabler Anteil im Boden gebunden wird. Ein Überschreiten der Vorsorgewerte für Böden analog BBodSCHV (1999) fand unter den hier gewählten Randbedingungen nicht statt. In den untersuchten Friedhofsböden wurden direkt unterhalb (10 cm) von 13 der 42 dokumentierten Urnen die Vorsorgewerte für mindestens eines der Schwermetalle Blei, Zink, Kupfer und/oder Nickel überschritten. Eine Mobilisierung dieser Schwermetalle bzw. Verlagerung in tiefere Horizonte hat bisher, u.a. aufgrund des lokalen pH-Anstieges durch die alkalisch wirksamen Aschebestandteile, auf diesen Standorten noch nicht stattgefunden. Generell waren Stoffanreicherungen im Boden nicht nur unterhalb von bereits stark zersetzten Urnen festzustellen, sondern auch unterhalb von noch intakten Urnen (insbesondere schwach korrodierten Kupferüberurnen), bei denen eine Stofffreisetzung aus der Totenaschen auszuschließen ist. Der Einsatz von Biournen stellt damit eine geeignete Alternative dar, um Schadstoffausträge aus dem Material der Urne zu vermeiden. Allerdings ist durch ihre kürzere Zersetzungsdauer (4–10 Jahre) eine höhere Freisetzungsgeschwindigkeit von (Schad-)Stoffen aus der Totenasche in den Boden zu erwarten.

2 Einleitung

Die Umweltwirkung von Totenaschen für Böden und Grundwasser wird seit einiger Zeit verstärkt kontrovers diskutiert. Als bedenklich gelten die in der Totenasche enthaltenen Schadstoffe (hauptsächlich Schwermetalle wie Chrom, Nickel, Zink, Kupfer, Blei), wobei noch unklar ist, in welcher Konzentration diese Elemente vorliegen und unter welchen Bedingungen von einer Umweltgefährdung durch die Kontamination von Boden und Grundwasser gesprochen werden kann.

Jeder Mensch nimmt im Verlauf seines Lebens über die Nahrung und Atmung (Luftimmissionen) Schwermetalle auf, die nach einer Kremation entsprechend auch in der Totenasche enthalten sind (BRIFFA, 2020; ELLENHORN et al., 1999). Darunter sind viele Schwermetalle (z. B. Eisen, Kupfer, Zink, Chrom) auch essentiell für den Organismus, wobei die Aufnahme, im Gegensatz zu den Makroelementen (Kalium, Calcium, Magnesium, Phosphor), nur in geringer Menge (Spuren) erforderlich ist. Eine Überdosierung, vor allem auch von nicht essentiellen Schwermetallen (wie Blei, Cadmium, Quecksilber), kann daher schnell zu gesundheitlichen Schädigungen führen (HEINTZ & REINHARDT, 1990; LEWANDOWSKI et al., 1997). Zusätzliche Einträge von Schwermetallen in die Totenasche erfolgen durch das Sargholz oder während des Kremationsprozesses (metallischer Abrieb von Ofenbauteilen und/oder des Schamottsteins) (HAAS et al., 2019). Nach der Kremation liegen fast ausschließlich anorganische Bestandteile in der Totenasche vor (SCHULTZ et al., 2015), die nach der Beisetzung im Boden nicht abgebaut, sondern nur verlagert oder fixiert werden können. Entsprechend spielen die Bodenverhältnisse (Bodenart, pH-Wert, Luft- und Wasserhaushalt, Humusgehalt, etc.) eine entscheidende Rolle für den Verbleib der in der Totenasche enthaltenen Stoffe (ALLOWAY, 1999; DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU, 1988) und müssen bei der Beurteilung der Umweltrelevanz von erdbestatteten Urnen berücksichtigt werden. Während Schwermetalleinträge in Friedhofsböden aus erdbestatteten Särgen schon intensiver untersucht wurden (FIEDLER et al., 2012; SPONGBERG & BECKS, 2000), sind die Böden unterhalb von Urnengrabfeldern bisher noch wenig erforscht (LANG & GRAF, 2015).

Die Zahl der Feuerbestattungen in Deutschland ist in den vergangenen 20 Jahren kontinuierlich gestiegen. Seit 2008 nimmt der Anteil der Urnenbestattungen jährlich um ca. 5 % zu und macht im Jahr 2019 laut einer Umfrage des GÜTEGEMEINSCHAFT FEUERBESTATTUNGSANLAGEN E. V (2020) bereits 75 % in Deutschland aus (25 % Sargbestattungen). Bei 939.520 Sterbefällen im Jahr 2019 (DESTATIS, 2021) entspricht dies einer Gesamtmenge an Urnenbestattungen von 704.640. Der größte Anteil der Urnen wird im Boden bestattet, so dass die Totenasche je nach Materialbeschaffenheit der Urne früher oder später mit dem Boden in Kontakt kommt. Dies tritt bei Behältnissen aus leicht zersetzbaren Materialien („Biourne“) erwartungsgemäß früher, voraussichtlich innerhalb der Ruhefrist von durchschnittlich 20 Jahren, ein als bei den in der Vergangenheit hauptsächlich verwendeten Urnen aus Metall. Außerdem spielt es eine Rolle, ob die Urne nur aus einer Aschekapsel besteht oder noch ein zusätzlicher Schutz durch eine weitere Überurne (oft als Schmuckurne bezeichnet) gegeben ist.

Zum tatsächlichen Verhalten und Verbleib der Aschebestandteile und der daraus freigesetzten (Schad-)Stoffe im Boden liegen bisher keine Forschungsergebnisse vor, da eine Analyse der Totenasche ohne explizite Einwilligung der verfügungsberechtigten Angehörigen als Störung der Totenruhe (§168 StGB Störung der Totenruhe) gilt.

Untersuchungen der Uni Freiburg zu Stoffausträgen aus Biournen (LANG & GRAF, 2015) und Modellaschen (kremierte Holzsärge ohne Leichnam) (HAAS et al., 2019) lieferten erste Ergebnisse zu gemessenen und abgeleiteten Stoffausträgen. Als problematisch erwiesen sich hier die toxischen und leicht löslichen Cr(VI)-Verbindungen, die während des Kremationsprozesses entstehen und verfahrensbedingt, insbesondere in Flachbettöfen, in die Totenasche gelangen und in gut durchlässigen (z. B. Sand) und alkalischen Böden (pH-Wert > 7) bis ins Grundwasser verlagert werden können (HAAS et al., 2019). Die Autoren wiesen aber auch auf die hohe Variabilität in der Stoffzusammensetzung der untersuchten Modellaschen und der wenigen in der Fachliteratur publizierten Daten hin. Für die Elemente Blei, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink wurden in einzelnen Ascheproben stark erhöhte Gehalte bestimmt.

Das hier beschriebene Projekt gliedert sich in einen naturwissenschaftlichen (bodenkundlichen) und rechtswissenschaftlichen Teil. Anhand durchgeführter Untersuchungen von Boden- und Totenascheproben sollen erste Erkenntnisse zur Umweltwirkung von Totenasche gesichert werden, um daraus Empfehlungen für einen nachhaltigen Umgang mit Urnenasche zur Entlastung der Umwelt ableiten zu können.

In dem **naturwissenschaftlichen (bodenkundlichen) Teilprojekt** wurden die folgenden Fragestellungen untersucht:

- 1) **Wie wirkt sich der Eintrag von Urnenasche auf den umgebenden Boden aus, und in welchem Umkreis einer Urne ist eine Beeinflussung des Bodens nachweisbar?**
 - Wie ist der Zustand (Zersetzungs- oder Korrosionsgrad) der erdbestatteten Urnen nach Ablauf der Ruhefrist bzw. später (Beisetzungen aus den Jahren 1977–1997, d. h. 21–41 Jahre Verweilzeit im Boden) in unterschiedlichen Friedhofsböden?
 - In welchem Ausmaß finden Bodenveränderungen durch Stoffausträge aus erdbestatteten Urnen in Abhängigkeit von den Bodenverhältnissen statt, und inwieweit stellen sie analog Bundesbodenschutzverordnung (BBODSCHV, 1999) eine Umweltgefährdung hinsichtlich einer schädlichen Stoffbelastung im Boden dar?

- 2) **Welche Elemente sind in Totenaschen enthalten, wie hoch ist die Konzentration der einzelnen Elemente und in welchem Ausmaß findet die stoffliche Verlagerung von Aschebestandteilen im Boden mit unterschiedlicher Textur statt?**

- 3) **Wie schnell erfolgt die Zersetzung biologisch abbaubarer Aschekapseln („Biournen“) unter günstigen Bodenbedingungen?**

Während Fragestellung 1 anhand von Felduntersuchungen nachgegangen wird, beruhen die Fragestellungen 2 und 3 auf Laboruntersuchungen.

Begleitet werden diese Untersuchungen von rechtswissenschaftlicher Seite in Kooperation mit der Universität Bonn. Das **rechtswissenschaftliche Teilprojekt** dient der umfassenden Begleitung der naturwissenschaftlichen Projektarbeiten bzw. der Vermittlung der hierbei generierten Erkenntnisse und

Arbeitsergebnisse im fachwissenschaftlichen, aber auch im allgemeinen Diskurs, vor allem aber auch der rechtlichen Bewertung der naturwissenschaftlichen Projektergebnisse. Die Notwendigkeit einer solchen rechtswissenschaftlichen Begleitung erklärt sich dabei nicht zuletzt aus der ethisch-rechtlichen Sensibilität des Untersuchungsgegenstandes. Die menschliche Totenasche stellt nach – soweit ersichtlich – unbestrittener Auffassung in Rechtsprechung und Schrifttum nicht nur den Bezugspunkt postmortaler Menschenwürde nach Art. 1 Abs. 1 GG, sondern auch ein explizit genanntes Schutzgut im Kontext von § 168 Abs. 1 StGB dar. Darüber hinaus birgt die Öffnung von Urnen ein Strafbarkeitsrisiko nach § 136 StGB in sich. Somit war es für die im Projekt geplante Beprobung von Friedhofsflächen und gegebenenfalls auch Totenaschen selbst unerlässlich, die bestehenden rechtlichen Grenzen exakt zu vermessen, da anderenfalls neben zivil- auch polizei- oder gar strafrechtliche Konsequenzen drohten. Dieser umfassende Schutz der menschlichen Totenasche wirkt sich schließlich auch auf die Ebene der praktischen Umsetzung der naturwissenschaftlichen Projektergebnisse aus. Überspitzt formuliert war insoweit die Frage zu klären, ob menschliche Totenasche den allgemeinen umweltrechtlichen Anforderungen zu genügen hat oder etwa im Vergleich zu Abfall einen Sonderstatus genießt.

3 Material und Methoden

Im Folgenden werden die Arbeitsschritte, Methoden und Ergebnisse des **rechtswissenschaftlichen** (Kapitel 3.1, T. M. Spranger) und des **naturwissenschaftlichen (bodenkundlichen) Teilprojektes** (Kapitel 3.2–Kapitel 5, A. Mordhorst et al.) näher dargestellt und diskutiert.

3.1 Rechtliche Rahmenbedingungen zur Beprobung von Totenaschen

Arbeitsschritt 1 diente der Vermessung der rechtlichen Rahmenbedingungen für die bzw. der Ermöglichung der bodenkundlichen Probenentnahmen. Dem Antrag entsprechend stand hierbei zunächst die Probenentnahme auf Friedhofsflächen im Fokus. Die Beprobung von Friedhofsflächen sieht sich dabei der Herausforderung gegenüber, dass eine isolierte Zustimmung durch den Friedhofsträger insoweit gegebenenfalls nicht ausreicht. Im Falle der Beprobung von Grabstätten, die noch existierenden Grabnutzungsrechten zugewiesen sind, stellt die unbefugte Beprobung einen (grundsätzlich abwehrfähigen) Eingriff in die Rechte des jeweiligen Nutzungsrechtsinhabers dar. Je nach Lage im individuellen Einzelfall können auch die Rechte nicht-nutzungsberechtigter Dritter (und hier namentlich nächster Verwandter bzw. Totenfürsorgeberechtigter) verletzt werden. Existiert an dem zu beprobenden Grab nicht nur ein Nutzungsrecht, sondern läuft diesbezüglich auch noch eine Ruhezeit, so konkretisiert sich zusätzlich das Risiko einer Straftat nach § 168 Abs. 2 StGB. In der Gesamtschau konnte somit nach Auswertung der vorhandenen Rechtsprechung und des vorliegenden Schrifttums die Beprobung inaktiver Friedhofsflächen als gangbare Alternative identifiziert werden. Der Status als geschlossene (wenngleich nicht entwidmete) Fläche bewirkt, dass es sich um Friedhofsteile handelt, die für weitere Beisetzungen gesperrt, aber gleichwohl nach wie vor integrale Bestandteile fortwährend betriebener Friedhöfe sind. Durch den an den jeweiligen Gräbern eingetretenen Ablauf von Nutzungsrecht und Ruhezeit sind Einwände Dritter kaum denkbar, sodass umgekehrt die Zustimmung des jeweiligen Friedhofsträgers das zentrale Zulässigkeitskriterium darstellt. Angesichts der unklaren Rechtsprechung zum Fortdauern der postmortalen Menschenwürde im konkreten Einzelfall wurde zur Vermeidung auch strafrechtlicher Risiken gleichwohl empfohlen, von einer unmittelbaren Beprobung der Totenasche (auch in Gestalt von „Ausflockungen“ an Überurnen) abzusehen. Unter Beachtung dieser als Handreichung formulierten und auch publizierten (s. u.) Rahmenbedingungen wurden alle Proben entnommen.

Arbeitsschritt 2 des rechtswissenschaftlichen Teilprojekts widmete sich der Frage, ob bzw. in welchem Umfang allgemeine umweltrechtliche Standards auf den toten menschlichen Körper in Gestalt von Humankremationsasche angewendet werden können. Eine umfassende Analyse des vorliegenden friedhofsrechtlichen Materials, auch und insbesondere aber des ertragreichen Schrifttums zum Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (KrWG) konnte zeigen, dass – soweit ersichtlich – niemand von einer solchen Anwendbarkeit ausgeht. Die Begründungsansätze für dieses Ergebnis variieren. Bei allen Unterschieden in einzelnen Nuancen kann konzediert werden, dass im Wesentlichen zwei Begründungsansätze existieren. Die wohl überwiegend vertretene Begründung verwies darauf, dass die über Art. 1 Abs. 1 GG auch verfassungsrechtlich geschützte postmortale Menschenwürde eine Anwendung umweltrechtlicher Standards auf Humankremationsasche verbietet. Die Mindermeinung stützt sich zur Herleitung dieses Ergebnisses vor allem auf die Qualität des Friedhofs- und Bestattungsrechts (in Gestalt der jeweiligen

Landesfriedhofs- und Bestattungsgesetze) als *lex specialis*. Zusätzlich abgesichert werden konnte dieser Befund durch eine ergänzende Analyse des umweltstrafrechtlichen Schrifttums. Hier wird ebenfalls vertreten, dass auch die ungenehmigte Ausbringung von Totenasche keine Gewässer- oder Bodenverunreinigung nach § 324 StGB bzw. nach § 324a StGB darstellen kann, weil die verfassungsrechtliche Einordnung der Humankremationsasche einer solchen Qualifizierung als „profaner Stoff“ entgegensteht. Unter Zugrundelegung der geltenden Verfassungsdogmatik erweist sich diese Einordnung als alternativlos.

Arbeitsschritt 3 des rechtswissenschaftlichen Teilprojektes widmete sich sodann der Frage einer rechtssicheren unmittelbaren Beprobung von Humankremationsaschen. Im Laufe des Projektes hatte sich einerseits die (im Projektantrag im Rahmen des Möglichen als erstrebenswert bezeichnete) Beprobung menschlicher Totenasche als wissenschaftliches Desiderat herauskristallisiert. Nicht nur im Lichte der neusten Rechtsprechung des Bundesgerichtshofes führt der Zugriff auf Humantotenasche indes zu erheblichen Strafbarkeitsrisiken im Kontext des § 168 StGB, aber auch der § 136 StGB. Andererseits waren im nicht-wissenschaftlichen Kontext vereinzelt Behauptungen erhoben worden, denen zufolge eine Untersuchung menschlicher Totenasche auch ohne Zustimmung der Berechtigten zulässig sei. Die fundierte rechtswissenschaftliche Analyse konnte insoweit zeigen, dass eine solche Möglichkeit im Regelfall nicht besteht. Die Entnahme auch nur kleinster Bestandteile der Totenasche ohne Zustimmung der Berechtigten stellt eine Straftat nach § 168 Abs. 1 StGB und aufgrund der eintretenden Verdinglichungseffekte einen verfassungswidrigen Eingriff in die postmortale Menschenwürde dar. Die genannten Rechtsgutsverletzungen können sodann zu Schadensersatz- und gegebenenfalls auch Schmerzensgeldforderungen seitens der Verletzten führen. Die ebenfalls isoliert vertretene Behauptung, dass die Beprobung sogenannter „Wasserurnen“ eine gangbare Alternative darstelle, konnte ebenfalls widerlegt werden: Zum einen stellen „Wasserurnen“ bei rechtlicher Betrachtung keine Grabtypen *sui generis* dar, sodass hier ebenfalls die allgemeinen rechtlichen Grundsätze greifen. Zum anderen sind diese Urnentypen auf dem deutschen Markt vergleichsweise neu, sodass davon ausgegangen werden kann, dass sämtliche „Wasserurnen“ während der Projektlaufzeit noch mit entsprechenden Ruhezeiten „belegt“ sind.

Hingegen konnte als rechtskonforme Möglichkeit zur unmittelbaren Beprobung von Humankremationsaschen die Untersuchung der Aschen sogenannter Körperspender identifiziert werden. Bei Körperspendern handelt es sich um Personen, die zu Lebzeiten ihre Körper der medizinischen Aus- oder Weiterbildung und / oder wissenschaftlichen Zwecken gewidmet haben. Da in einem solchen Falle der zu Lebzeiten geäußerte Wille auch etwaigen Wünschen der Totenfürsorgeberechtigten und sonstiger Angehöriger vorgeht, hat der Rückgriff auf entsprechende Kremationsaschen verschiedene Vorteile: Die Festlegung durch den Betroffenen selbst bewirkt, dass keine Instrumentalisierung im Sinne des Art. 1 Abs. 1 GG, aber auch keine „Wegnahme von Teilen der Totenasche“ im Sinne von § 168 Abs. 1 StGB vorliegt. Zugleich sind etwaige Ansprüche Dritter ausgeschlossen.

Vor diesem Hintergrund wurde der Kontakt zu diversen anatomischen Instituten in ganz Deutschland gesucht, da diese (meist) universitären Einrichtungen als zentrale Anlaufstellen für prospektive Körperspender dienen. Während einige Einrichtungen von vornherein fehlendes Interesse an einer

Kooperation mit dem vorliegenden Projekt bekundet haben, konnten die Leiter mehrerer Einrichtungen für das Vorhaben interessiert werden. In der Folge wurden daraufhin zunächst die in den jeweiligen Einrichtungen genutzten Körperspendeerklärungen daraufhin untersucht, ob sie die geplante Aschebeprobung erfassen oder nicht. Die Notwendigkeit dieser Prüfung resultiert daraus, dass die informierte Einwilligung des Betroffenen („informed consent“) als unabdingbare Voraussetzung für die rechtliche Zulässigkeit einer jeden nachgelagerten Maßnahme gilt. Hier zeigte sich, dass die in Gebrauch befindlichen Einwilligungserklärungen mit Blick auf unser Projekt meist nicht tragfähig waren. Da die betreffenden Einrichtungen ihre Vordrucke nicht ändern wollten, verblieb letztlich ein anatomisches Institut, bei dem die betreffenden Vordrucke grundsätzlich hinreichend weit formuliert waren. Aufgrund eines Votums der zuständigen lokalen Ethikkommission konnte die im Übrigen auf wissenschaftlicher Seite uneingeschränkt begrüßte Zusammenarbeit gleichwohl nicht verwirklicht werden.

In der Folge konnte das Krematorium „Die Feuerbestattungen Stade“ und das Institut für Rechtsmedizin Stade unter Leitung von Prof. Klaus Püschel als Kooperationspartner für die geplante Aschebeprobung gewonnen werden. Beide Einrichtungen verfügten bislang über keinen spezifischen Einwilligungsvordruck, sodass im Rahmen des rechtswissenschaftlichen Teilprojekts eine entsprechende Einwilligungserklärung als zentrale Handreichung erarbeitet worden ist. Soweit ersichtlich, handelt es sich im deutschsprachigen Raum um die erste spezifische Körperspendeerklärung, die die postmortale Beprobung der Totenasche adressiert. Das Dokument musste dabei neben der eigentlichen Spendeerklärung auch zahlreiche andere Fragen abbilden (Einbeziehung der Angehörigen, Einbeziehung des Hausarztes, Sicherstellung der praktischen Abläufe nach Todeseintritt, Art und Ort der Beisetzung, Kostentragung der Beisetzung etc.). Unter Nutzung dieser Erklärung konnten schließlich im letzten Halbjahr der Förderung zwei Totenaschen erlangt werden, die im Rahmen des Projektes beprobt wurden. Damit handelt es sich um die erste rechtskonforme Beprobung von Totenaschen in Deutschland.

3.2 Bereitstellung der Totenascheproben

Für die Untersuchungen im Projekt konnten Teilproben (ca. 0,5 kg) aus zwei Totenaschen eines männlichen (A1) und einer weiblichen Verstorbenen (A2) bereitgestellt werden. Beide Verstorbene wurden im selben Krematorium in getrennten Öfen gleichen Bautyps (IFZW KE 400 Etagenöfen mit Flugstromverfahren gemäß standardisierter Verfahrenstechnik) im Frühjahr 2020 in rohen Kiefernurnen gleichen Herstellers kremiert (Maximaltemperatur 785–980 °C).

3.3 Entnahme von Bodenproben aus Urnengrabfeldern

Bodenproben wurden in anonymen Urnengrabfeldern (nach Ablauf der Ruhefrist) auf sandigen, z. T. bis zu 1 m aufgeschütteten Friedhofstandorten in Norddeutschland (Friedhöfe A – D), sowie auf zwei Standorten, einem lehmigen (Friedhof E) und einem tonig-schluffigen (Friedhof F) in Westdeutschland entnommen. Es erfolgte zunächst eine Ansprache der untersuchten Friedhofsböden nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (AD-HOC-AG BODEN, 2005). Dies umfasste eine Beschreibung grundlegender Eigenschaften, wie Bodenart (mittels Fingerprobe), Humusgehalt und Merkmale der Hydromorphie, von diagnostizierten Horizonten sowie deren Mächtigkeit um die untersuchten Böden

systematisch einzuordnen (Bodentypansprache). Für die Entnahme von Bodenproben wurde mit Hilfe eines Baggers ein ca. 1 m tiefer Graben zwischen ausgewählten Urnenreihen gezogen, von dem aus die in 40–80 cm Bodentiefe liegenden Urnen vorsichtig mit der Handschaufel freigelegt wurden, ohne dass dabei ihre Position verändert wurde. Anschließend wurden unterhalb von insgesamt 42 Urnen tiefenspezifisch (alle 10 cm) Bodenproben entnommen. Als Referenz diente jeweils der Boden neben der Urne („unbelasteter“ Boden) in denselben Tiefen (Abbildung 1).

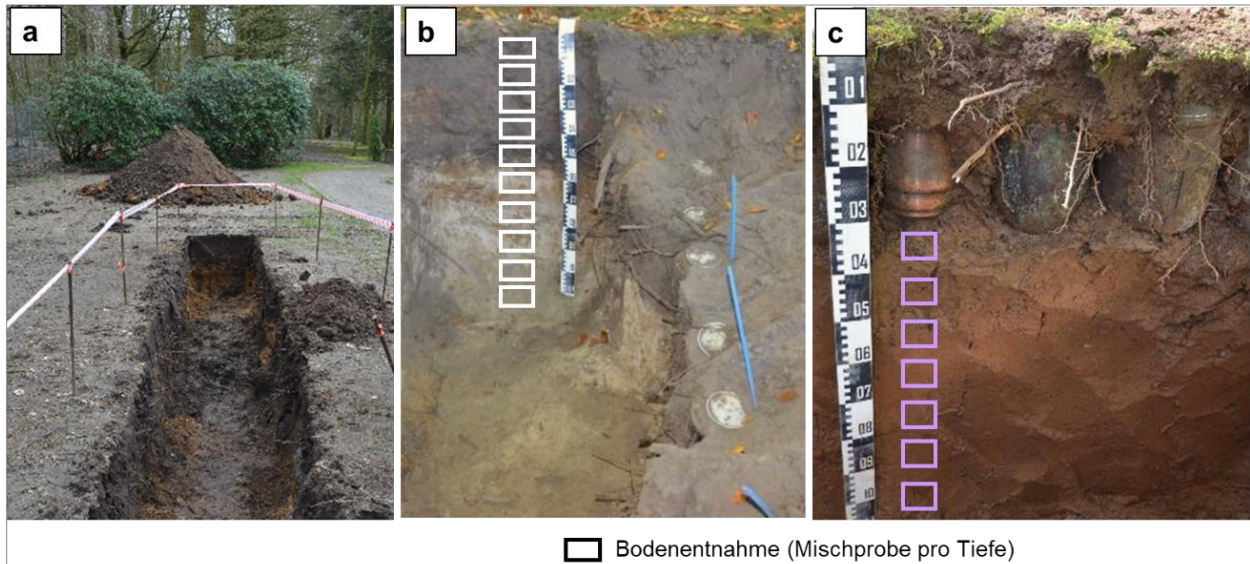


Abbildung 1: Entnahme von Bodenproben aus den Seitenwänden eines ausgebaggerten 1 m tiefen Grabens zwischen den Urnenreihen eines anonymen Grabfeldes nach Ablauf der Ruhefrist (Bild a), neben (Bild b, Referenzprobe) und unter ausgewählten Urnen (Bild c) in 10 cm Tiefenintervallen.

3.4 Laboruntersuchungen

3.4.1 Bodenkundliche Grundanalytik zur Standortcharakterisierung

Im Labor wurden an den entnommenen Bodenproben zunächst grundanalytische Parameter nach BLUME et al. (2011) bestimmt. Dazu zählen die Bodentextur (Bodenart) des Feinbodens (< 2 mm) mittels Sieb- und Pipettanalyse (DIN ISO 11277:2002-08), der Kohlenstoffgehalt gemahlener Proben mittels trockener Verbrennung und Wärmeleitfähigkeitsdetektor (C/N Analyzer Vario MICRO Cube, Elementar Analysensysteme), der Carbonatgehalt (CaCO_3 , DIN EN ISO 10693:2014-06) und der pH-Wert in 0,01 M CaCl_2 -Lösung im Verhältnis Boden:Lösung 1:2,5 (DIN ISO 10390:2005-2). Die Bewertung von Humusgehalt (errechnet aus dem Kohlenstoffgehalt), pH-Wert und Carbonatgehalt erfolgte nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (AD-HOC-AG BODEN, 2005).

3.4.2 Analyse der Elementgehalte von Totenaschen und Boden

Für die Bestimmung der Elementgehalte wurden auf < 2 mm gesiebte Teilmengen der Boden- und der zwei Totenascheproben A1 und A2 mittels einer Schwingmühle (MM 400, Fa. Retsch) fein gemahlen, um die Proben zu homogenisieren. Hierfür kamen Kunststoffsiebe sowie herstellereigene Mahlbecher (Fa. Retsch) und -kugeln aus Achat (metallfreie Materialien) zum Einsatz.

Im Anschluss wurden die austauschbar gebundenen Nährkationen der (Erd)Alkalimetalle: Natrium (Na⁺), Kalium (K⁺), Magnesium (Mg²⁺) und Calcium (Ca²⁺) nach Desorption in 0,1 M BaCl₂ mit Hilfe der Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) (DIN EN ISO 11260:2011-09 (BLUME et al., 2011) ermittelt.

Außerdem wurden zu diesen Makroelementen zusätzlich Phosphor (P) sowie ausgewählte Halb- und Schwermetalle (Chrom (Cr), Mangan (Mn), Eisen (Fe), Kobalt (Co), Nickel (Ni), Kupfer (Cu), Zink (Zn), Zinn (Sn), Arsen (As), Cadmium (Cd) und Blei (Pb)) nach Extraktion im Königswasser-Mikrowellendruckaufschluss (Gemisch aus Salpeter- (HNO₃, 37 %) und Salzsäure (HCl, 65 %) im Verhältnis 1:3 gemäß DIN EN 13657:2002, DIN ISO 11466:1995-03, CEM Mars 6 Mikrowelle (Fa. CEM Corporation)) durch Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS, Agilent 7500cs ICP-MS instrument ICPMS Lab, Institute of Geosciences, Kiel sowie ICP-MS, Agilent, 7700x, Institute of Plant Nutrition and Soil Science, Kiel) detektiert. Der Königswasseraufschluss stellt ein etabliertes Verfahren dar, um anthropogene Schwermetallbelastungen im Boden nachzuweisen, da nur der ökologisch wirksame Elementanteil herausgelöst wird (BLUME et al., 2010).

Eine ausreichend hohe Analysequalität der Königswasser-Druckaufschlüsse wurde mit der Parallelanalyse von zertifiziertem Standardreferenzmaterial für Böden (BAM-U115) und Asche (industrielle Flugasche, EURONORM – CRM No. 882-1), herausgegeben von der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM), sichergestellt.

3.4.3 Datenauswertung

Im Zuge der Bodenprobenahme wurden zusätzlich das Beisetzungsjahr (BSJ), Material und der Zersetzungsgrad der beigesetzten Urnen (Aschekapseln bzw. Überurnen) dokumentiert. Um die Wahrscheinlichkeit einer Stofffreisetzung aus der Totenasche in den unterschiedlich stark zersetzten bzw. korrodierten Urnen abzuleiten, wurden die im jeweiligen Urnengrabfeld freigelegten Urnen in drei Kategorien eingeteilt, die den Zersetzungsgrad der Urnen wie folgt abbilden (Tabelle 1):

Tabelle 1: Bewertung des Zersetzungsgrades der untersuchten Urnen anhand festgelegter Kategorien

Kategorie	Zersetzungsgrad der Urne	Freisetzung von Aschebestandteilen
1	Nicht bis schwach zersetzt bzw. korrodiert (Urne intakt)	unwahrscheinlich
2	Mäßig zersetzt bzw. korrodiert, aber keine sichtbare Perforation	möglich
3	Stark zersetzt bzw. korrodiert, sichtbare Perforation	wahrscheinlich

(Nähr-)Stoffanreicherungen unterhalb der Urnen wurden über den tiefenspezifischen Vergleich der Elementgehalte (mg kg⁻¹) von Proben unterhalb und neben der Urne ausgemacht. Da Stoffgehalte einen standortspezifischen Hintergrundwert einschließen, der sich aus dem geogenen und pedogenen Grundgehalt (abhängig vom Ausgangsgestein und der Pedogenese) und der ubiquitären Stoffverteilung als Folge diffuser Einträge zusammensetzt (LABO, 2017), werden prozentuale Abweichungen des Elementgehaltes (ΔX) unterhalb der Urne (U) relativ zum Elementgehalt neben der Urne (Ref) nach Gleichung 1 berechnet:

$$\Delta X (\%) = \frac{(X_U - X_{Ref})}{X_{Ref}} \cdot 100$$

Gleichung 1

Auf diese Weise lassen sich potenzielle Stoffanreicherungen unter Berücksichtigung der unterschiedlichen hohen Hintergrundwerte bilanzieren und miteinander vergleichen.

Inwieweit eine Gefährdung für Boden und Grundwasser aufgrund erhöhter Stoffeinträge aus der Urne bzw. der Urnenasche vorliegt, wird analog der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBODSCHV, 1999) festgelegter Vorsorgewerte für Böden (vgl. entsprechend § 8 Abs. 2 Nr. 1 des Bundesbodenschutzgesetzes (BBODSCHG, 1998)) bewertet. Bei Überschreiten des Vorsorgewertes besteht die Besorgnis (des Entstehens) einer schädlichen Bodenveränderung, so dass weitere Einträge in den Boden auf eine maximale Fracht zu begrenzen sind. Werden hingegen auch Prüf- und/oder Maßnahmenwerte (vgl. entsprechend § 8 Abs. 1 Nr. 1 und 2 des Bundesbodenschutzgesetzes (BBODSCHG, 1998)) überschritten, ist eine Schädigung des Bodens bereits eingetreten. Dies erfordert eine einfallbezogene Prüfung. Hierfür werden die definierten Prüfwerte für Park- und Freizeitanlagen analog § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 der BBODSCHV (1999) herangezogen.

3.4.4 Perkulationsversuche

In Perkulationsversuchen soll der Transport von Stoffen aus der Totenasche mit dem Sickerwasser durch ungestörte, strukturierte Bodenproben (100 cm³) im Labor simuliert werden. Unter Feldbedingungen kommt die Totenasche, sobald eine Perforation der umschließenden Urne erfolgt ist, zunächst nur mit eindringendem (Sicker-)Wasser in Kontakt. Die Freisetzung der Asche in den Boden erfolgt anschließend in Form von austretender Aschesuspension, bzw. mit gelösten Aschebestandteilen angereichertem Wasser. Die Intensität der Aschefreisetzung bzw. der vom Sickerwasser aus der Asche gelösten Stoffe hängt damit stark vom Bodenwasserregime (Sickerwassermenge und Wasserleitfähigkeit des Porensystems) ab. Entsprechend wurde die Totenasche (Teilproben der männlichen und weiblichen Totenasche) im Perkulationsversuch zunächst mit einer definierten Wassermenge vertikal, der Schwerkraft folgend, durchströmt (Herstellung des Ascheperkolats APm aus männlicher und APw aus weiblicher Totenasche). Im Anschluss folgte die Perkolation von Bodenproben unterschiedlicher Bodentextur und -struktur mit einer in Abhängigkeit von dem jeweiligen Porenvolumen des Bodens festgelegten Menge des Ascheperkolats (AP). Der allgemeine Versuchsaufbau ist in Abbildung 2 illustriert.

3.4.4.1 Herstellung des Ascheperkolats

Um in Hinblick auf die Filterstrecke der Asche und deren Kontaktzeit mit dem durchfließenden Wasser möglichst vergleichbare Bedingungen zu einem Urnengrab (Urne zu ca. 2/3 ihres Volumens mit Asche gefüllt) zu simulieren, wurden Teilmengen der männlichen (A1) und weiblichen Totenasche (A2) bei natürlicher Schüttdichte in Zylindersäulen (Kunststoffmesszylinder mit Querschnittsfläche Q = 10,2 cm²) eingefüllt (Abbildung 2, Schritt 1). Da sich die Schüttdichte (d. h. Aschepartikel auf ein definiertes Volumen geschüttet) unterscheidet, werden bei gleicher Gewichtsmenge unterschiedliche Füllhöhen im Aschezylinder erreicht.

Auf die Aschesäulen wurde schrittweise eine Gesamtmenge von 1 L destilliertem Wasser gegeben, wobei ein Überstau von 1 cm Wassersäule (hydraulischer Gradient ≤ 1 hPa) nicht überschritten wird.

Auf den Querschnitt einer Urne bezogen, entspricht dies einer Niederschlagsmenge von 47 L m^{-2} und ist somit als ein „Worst-Case-Szenario“ anzusehen, das als Starkregenereignis mit Unwetterwarnung ($> 35 \text{ L m}^{-2}$ in 6 Stunden, DWD (2020)) definiert ist.

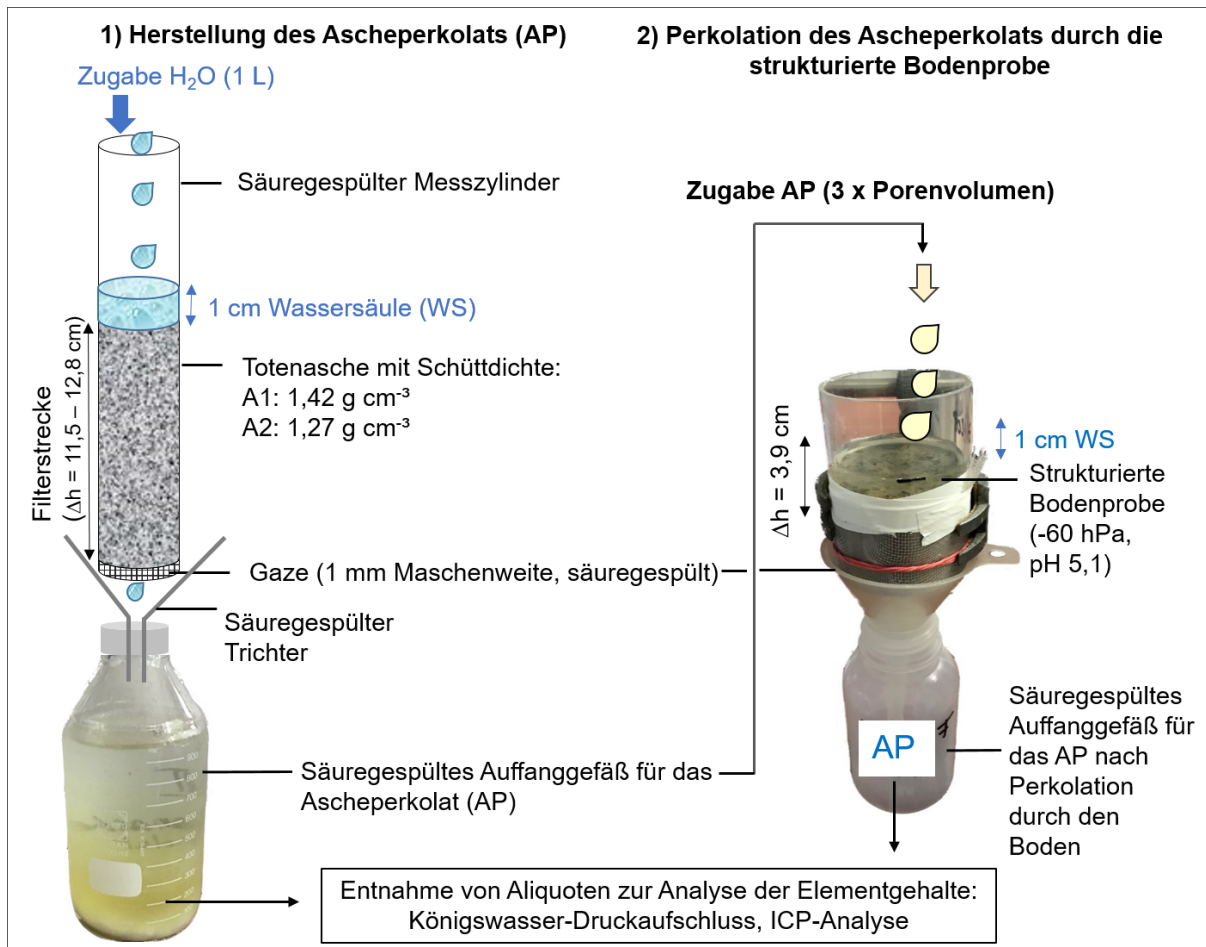


Abbildung 2: Methodische Vorgehensweise des Perkolationsversuches (schematische Darstellung).

Durch die Gaze am unteren Rand des Aschezylinders war eine partikuläre Verlagerung mit dem Wasser auf Partikelgrößen $< 1 \text{ mm}$ beschränkt. Dieses Prozedere wurde wiederholt, so dass $2 \times 1 \text{ L}$ Ascheperkolat (APm-a, APm-b bzw. APw-a, APw-b) pro Ascheprobe für den anschließenden Perkolationsversuch mit Bodenproben zur Verfügung standen.

Alle Labormaterialien wurden vor Versuchsbeginn mit 10 % verdünnter Salpetersäure in einem Säurebad gespült, um eine mögliche Fremdkontamination aus dem Labor zu minimieren.

3.4.4.2 Perkolationsversuch durch strukturierte Bodenproben

Die Perkolationsversuche wurden an ungestörten, strukturierten Bodenproben (100 cm^3), die aus einem Unterboden (in 40 – 60 cm Tiefe) in der Marsch (Kleimarsch aus tonigem Gezeitensediment) und im östlichen Hügelland (Parabraunerde aus Geschiebelehm) entnommen wurden. Die Proben wurden mit destilliertem Wasser kapillar aufgesättigt und anschließend auf einem Sandbad mit hängender

Wassersäule (- 60 hPa) auf Feldkapazität entwässert. Jeweils 5 Bodenproben pro Standort (T= toniger Boden, Bodenart: Tu4, Trockenrohdichte: 1,25 g/cm³, pH: 5 und S = sandiger Boden, Bodenart: Sl2, Trockenrohdichte: 1,65 g cm⁻³, pH: 5) wurden mit einer definierten Menge des Ascheperkolats (APw und APm) von oben überstaut (schrittweise Zugabe der Lösung bei einem max. Überstau von 1 cm). Das AP wurde unterhalb der Bodenprobe wieder aufgefangen (siehe Abbildung 2, Schritt 2). Das Volumen der zugeführten Aschelösung entsprach dem 3-fachen Gesamtporenvolumen der Bodenproben, so dass bei der Perkolation ein 3-facher Austausch der Bodenlösung mit dem Ascheperkolat stattfand. Das zugegebene Lösungsvolumen variierte daher vom Sand- (108 ml) zum Tonboden (153 ml). Zusätzlich zu den Varianten mit Ascheperkolat (S+APm, S+APw, T+APm, T+APw) wurde eine Bodenprobe pro Standort, als Blindwert des Bodens ohne Aschezugabe (S+BW, T+BW), mit destilliertem Wasser perkoliert.

Im Anschluss an die Perkolation wurden Aliquote (5 ml) aus dem aufgefangenen Perkolat entnommen und gemäß der in Kapitel 3.4.2 beschriebenen Methode (Königswasser-Druckaufschluss) auf ausgewählte Alkali- und Erdalkalimetalle sowie Schwer- und Halbmetalle untersucht. Der pH-Wert und Gehalt untersuchter Elemente der 5 Bodenproben pro Variante bzw. der beiden Blindwerte wurde nach Abschluss der Perkolation mit der Aschelösung ebenfalls bestimmt (gekennzeichnet mit dem Zusatz „(B)“). Für die Variante T+APm konnten aufgrund der geringen Durchlässigkeit des Bodens nur 3 Perkolate während der Versuchslaufzeit gewonnen werden.

3.4.5 Zersetzbarkeit von Urnen aus biologisch-abbaubarem Material im Boden

Bei Verfügbarkeit von Sauerstoff (O₂, aerobe Bedingungen) ist eine vollständige Zersetzung von Biokunststoffen zu Kohlenstoffdioxid (CO₂), Wasser (H₂O) und mineralischen Salzen (Mineralisierung) unter Bildung neuer Biomasse durch Mikroorganismen (Metabolite) möglich (DE WILDE, 2012). Die biologische Abbaubarkeit von Biournen ist z. B. über die DIN-Norm EN 13432 zum Nachweis der industriellen Kompostierbarkeit von Biokunststoffen zertifiziert. Der methodische Nachweis erfolgt über definierte Verfahren, bei denen u. a. die aerobe Abbaubarkeit von Kunststoffen anhand des O₂-Verbrauchs oder der CO₂-Freisetzung in geschlossenem Respirometer (DIN ISO 14851 oder 14852) oder unter kontrollierten Kompostierbedingungen (DIN ISO 14855) getestet wird. Als biologisch abbaubar gelten nach diesen Verfahren organische Materialien, die im wässrigen Medium in 6 Monaten zu mindestens 90 % in CO₂ umgewandelt werden bzw. von denen nach 3-monatiger Kompostierung nicht mehr als 10 % Rückstände (nach Absiebung < 2 mm) zurückbleiben. Inwieweit die biologische Abbaubarkeit von Biournen im Medium „Boden“ von diesen Vorgaben abweicht, wurde in einem Inkubationsversuch unter kontrollierten Laborbedingungen getestet (Abbildung 3).

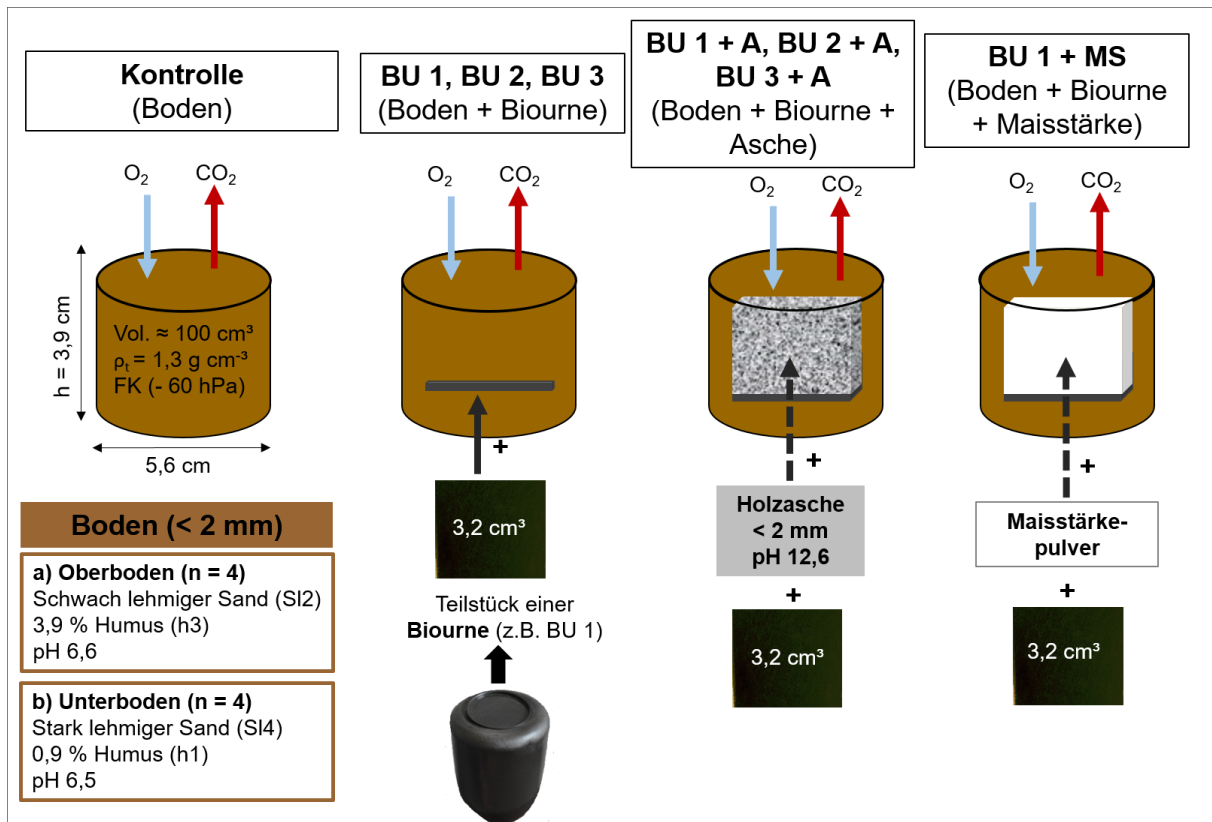


Abbildung 3: Varianten des Laborversuchs zur Simulation der Zersetzung von Biournen (BU)-Teilstücken in Bodenproben unter kontrollierten Inkubationsbedingungen (20 °C, FK = Bodenfeuchte bei Feldkapazität), Anzahl der Replikate (n) = 4 mit Ausnahme von BU 1+ MS (n = 1), Gesamtanzahl = 50, ρ_t = Trockenrohdichte.

Hierzu wurden Teilstücke (Volumen = $3,2 \pm 0,3 \text{ cm}^3$, Gewicht = $4 \pm 0,3 \text{ g}$) aus 3 Biournentypen (Naturkunststoff Arboform, bestehend aus Lignin, Cellulose und verschiedenen Naturfasern) unterschiedlichen Herstellers herausgetrennt und in einer homogenisierten Bodenprobe eingegraben bzw. eingebaut (Versuchsvarianten: „BU 1“, „BU 2“ = Bioaschekapsel, „BU 3“ = Bioüberurne, n = 4). Als Bodenmaterial diente ein „mittel“ humoser (3,9 % Humus) Oberboden und ein „sehr schwach“ humoser (0,9 % Humus, bewertet nach AD-HOC-AG BODEN, 2005), Unterboden eines Gartenbodens (Hortisol) aus schwach (SI2) bis stark lehmigem Sand (SI4). Das Bodenmaterial wurde auf < 2 mm gesiebt und auf eine definierte Trockenrohdichte (ρ_t) von $1,3 \text{ g cm}^{-3}$ in PVC-Zylinder (100 cm^3) eingefüllt. In einer weiteren Versuchsvariante wurde auf das Biournenstück jeweils eine definierte Menge an Holzasche (Verhältnis BU:Asche = 6:1) gegeben (Versuchsvarianten: „BU 1 + A“, „BU 2 + A“, „BU 3 + A“, n = 4), um die alkalische Wirkung von Asche auf den Zersetzungsprozess zu simulieren. Die Elementzusammensetzung der Holzasche wurde analog zur Analyse der Elementgehalte von Boden- und Ascheproben im Königswasseraufschluss (siehe Kapitel 3.4.2) durchgeführt.

Als Kontrollvarianten dienen Bodenproben ohne Biourne und Asche (Kontrolle), sowie Bodenproben mit Biourne und Zugabe von Maisstärke (BU 1 + MS) als schnell verfügbare Kohlenstoffquelle (Energielieferant) für Mikroorganismen (n = 1). Die Bodenproben wurden mit Wasser aufgesättigt und auf einer keramischen Platte mittels Unterdruckapparatur auf eine definierte Bodenfeuchte bzw. ein definiertes Matrixpotenzial ($\Psi_m = -60 \text{ hPa} = \text{Feldkapazität}$) entwässert. Im Anschluss begann die

Inkubation der Proben in einer Klimadunkelkammer bei 20 °C. Um die Bodenfeuchte über die gesamte Inkubationszeit konstant zu halten, wurden die Bodenproben zu drei Zeitpunkten erneut mit Wasser aufgesättigt und anschließend auf Feldkapazität entwässert, so dass günstige Bedingungen für die Bodenmikroorganismen gewährleistet blieben (BRIASSOULIS & MISTRIOTIS, 2018; HUANG & HALL, 2017).

In luftdichten Respirationenkammern wurde die O₂- und CO₂-Konzentration über 24 Stunden in Abständen von ca. 6 Wochen mit einem Gasanalysegerät (G100, Fa. Geotech, Coventry, Vereinigtes Königreich) bestimmt. Für die Detektion von CO₂-Konzentrationen < 0,1 % wurden ergänzend höher auflösende CO₂-Messungen mit einem photoakustischen Infrarot Gas Monitor INNOVA 1412 (LumaSense Technologies GmbH, Frankfurt a.M.) durchgeführt. Aus der Differenz (Δ) zwischen den gemessenen Gaskonzentrationen lassen sich die CO₂-Freisetzung nach Gleichung 2 und der O₂-Verbrauch nach Gleichung 3 berechnen.

$$\Delta \text{CO}_2 (\%) = \text{CO}_2\text{-Konz. Probe} (\%) - \text{CO}_2\text{-Konz. BW} (\%) \quad \text{Gleichung 2}$$

$$\Delta \text{O}_2 (\%) = \text{O}_2\text{-Konz. BW} (\%) - \text{O}_2\text{-Konz. Probe} \quad \text{Gleichung 3}$$

Die „CO₂- bzw. O₂-Konz. Probe“ bezieht sich auf die Gaskonzentration in der Respirationenkammer mit einer Bodenprobe. Der Blindwert („CO₂-bzw. O₂-Konz. BW“) beschreibt die Gaskonzentration ohne Bodenprobe und entspricht daher der CO₂- bzw. O₂-Konzentration der Raumluft zu Versuchsbeginn. Anschließend wurde die CO₂-Freisetzung- bzw. O₂-Verbrauchsrate (in g) pro Stunde (h) in Bezug auf die Trockensubstanz (TS in kg) nach ROWELL & MUNCH (1997) berechnet.

Zwischenzeitlich, nach 1, 3 und 11 Monaten, wurde der Zersetzungsgrad der verbauten Biournenteilstücke anhand einer Bildanalyse (50 µm Voxelgröße) mit Hilfe der Mikrocomputertomographie (µCT, Phoenix x-ray nanotom, Fa. GE Sensing & Inspection Technologies GmbH, Wunstorf) stichprobenhaft überprüft. Nach 6, 13 und 19 Monaten ist je ein Replikat jeder Variante wieder zerlegt worden, um den Zersetzungsgrad der Biournen optisch und gravimetrisch (Gewichtsverlust) zu dokumentieren. Die Rückwägung der Teilstücke fand nach > zweiwöchiger Lufttrocknung und zusätzlicher 48 stündigen Trocknung bei 30 °C statt. Es wurden die prozentualen Gewichtsverluste ermittelt (-ΔG) und gegen die Inkubationsdauer (t = 6, 13, 19 Monaten) grafisch aufgetragen. Der negative Steigungskoeffizient (s) einer linearen Trendlinie wurde genutzt, um die Dauer bis zur vollständigen Zersetzung (ΔG = -100 %) mit folgender Gleichung 4 zu berechnen:

$$t = - \left(\frac{\Delta G}{s} \right) \quad \text{Gleichung 4}$$

3.4.6 Zersetzbarkeit von metallischen Urnen in flüssigem Medium

Teilstücke (1,4 cm³) verschiedener Aschekapseln aus Metall wurden über einen Zeitraum von einem Jahr (Juni 2019 bis Juni 2020) mit Flüssigkeiten unterschiedlichen Anfangs-pH-Wertes versetzt. Es kamen Folgende zum Einsatz: stärker konzentrierte Salpetersäure (pH 3), schwächer konzentrierte Salpetersäure (pH 5), destilliertes Wasser (pH 7) und eine Suspension aus Holzasche und destilliertem Wasser im Verhältnis 1:4 (pH 12). Der Zersetzungs-bzw. Korrosionszustand der Aschekapseln wurde monatlich fotografisch dokumentiert. Nach 10 Monaten wurden Aliquote aus den Lösungen bzw. der Suspension entnommen und hinsichtlich ihrer Elementgehalte nach Aufschluss im Königswasserextrakt (siehe Methode in Kapitel 3.4.2 mittels ICP-MS) untersucht.

4 Ergebnisse

4.1 Stofffreisetzung aus Totenaschen

4.1.1 Physikalische Eigenschaften und Elementgehalte von zwei untersuchten Totenascheproben

Die beiden Totenaschen weisen eine relative grobe Körnung auf (Tabelle 2), deren Partikel zum größten Anteil (ca. 2/3) Grobsandpartikeln (Durchmesser = 630–2000 µm) entsprechen. Nur in der weiblichen Totenasche (A2) sind bis zu 15 % feinere Partikelgrößen (≤ 63 µm) zu finden, während die Partikel der männlichen Totenasche (A1) fast ausschließlich der Größe von Sandpartikeln entsprechen. Bei beiden Totenaschen sind außerdem 13–15 Gewichts-% > 2 mm (Grobfraktion), gleichbedeutend mit der Partikelgröße von Kies bzw. Grus ($2 - < 63$ mm).

Tabelle 2: Materialeigenschaften der zwei untersuchten männlichen (A1) und weiblichen Totenascheproben (A2). Anteile der Partikelgrößenklassen entsprechen den Bodentexturklassen (AD-HOC-AG BODEN, 2005) der Feinfraktion (< 2 mm): gS = Grobsand (630–2000 µm), mS = Mittelsand (200–630 µm), fS = Feinsand (63–200 µm), U & T = Schluff und Ton (< 63 µm), Grobfraktion > 2 mm.

Probe	pH-Wert in CaCl ₂	Schütt- dichte (g cm ⁻³)	Grob- fraktion Gew.-%	Fein- fraktion Gew.-%	gS	mS	fS	U&T
	(-)							
A1	12,8	1,42	15	85	68,1	20	11,7	0,2
A2	12,1	1,27	13	87	62,7	10,5	10,8	15,0

Die Elementgehalte sind in Tabelle 3 für die Totenasche als Feststoff (Tabelle A) und für das Ascheperkolat (AP) aus der Perkolation mit destilliertem Wasser (Tabelle B) dargestellt. Die Zusammensetzung der männlichen (A1) und weiblichen Totenasche (A2) weist deutliche Unterschiede auf. In beiden Ascheproben stellen Ca $>$ P $>$ Na $>$ K, Mg die Hauptinhaltsstoffe dar, während Elemente wie Mo, As, Cd und Pb eine untergeordnete Rolle spielen. Für A1 sind stark erhöhte Ni- und Zn-Gehalte von 1028 und 22989 mg kg⁻¹ und ebenfalls höhere Cr- und Cu-Gehalte (125 und 179 mg kg⁻¹) im Vergleich zur A2 (maximal 127 mg kg⁻¹ für Zn) festgestellt worden. A2 weist dagegen vergleichsweise höhere Gehalte der Nährelemente Ca und P auf. Während die Totenasche A2 damit zu über 99 % aus den Nährstoffen (Ca, P, Na, Mg, K) besteht, macht dieser Anteil bei A1 nur 93 % aus. Insbesondere die Elemente Zn, Ni, Cu und Cr sind stark vertreten und machen hier gemeinsam knapp 6 % am Gesamtgehalt der gemessenen Elemente aus, bei A2 sind dies nur 0,05 %.

Tabelle 3: Elementgehalte in der untersuchten männlichen (A1) und weiblichen Totenascheprobe (A2) als Feststoff – Tabelle A: MW = arithmetischer Mittelwert, Stabw = Standardabweichung, n = 8, *n = 4) sowie in den Ascheperkolaten – Tabelle B: EW = Doppelbestimmung des Ascheperkolats aus männlicher (APm) und weiblicher Totenasche (APw) vor Perkolation durch die Bodenprobe.

A)		Probe	Wert	Na*	Mg*	K*	Ca*	P*	Mn	Fe	Cr
		(mg kg ⁻¹)									
A1	MW	13.427	5.964	6.390	220.192	150.011	160	3.141	125		
	Stabw	519	247	303	35.600	10.473	29	907	32		
A2	MW	14.684	5.179	5172	270.028	169.968	153	3.911	43		
	Stabw	531	190	217	21.831	15580	68	1.583	18		
		Probe	Wert	Co	Ni	Cu	Zn	As	Mo	Cd	Pb
		(mg kg ⁻¹)									
A1	MW	21	1.028	179	22.989	0,17	3,38	0,08	1,61		
	Stabw	13	894	41	14.653	0,09	1,17	0,10	0,47		
A2	MW	5	28	32	127	0,13	0,88	0,06	1,43		
	Stabw	3	12	17	31	0,20	0,58	0,07	0,49		
B)		Probe	Wert	Na*	Mg*	K*	Ca*	P*	Mn	Fe	Cr
		(mg kg ⁻¹)									
APm-a	EW	1110	4	731	354	185	0,05	0,88	9,94		
APm-b	EW	959	5	662	424	227	0,06	0,99	9,17		
APw-a	EW	965	38	516	203	284	0,16	2,18	2,12		
APw-b	EW	1054	39	569	303	402	0,23	4,16	2,48		
		Probe	Wert	Co	Ni	Cu	Zn	As	Mo	Cd	Pb
		(mg kg ⁻¹)									
APm-a	EW	0,001	0,04	1,16	11,32	0,00	0,26	0,001	0,03		
APm-b	EW	0,000	0,10	0,54	5,73	0,00	0,25	0,002	0,04		
APw-a	EW	<0,001	0,07	0,08	0,67	<0,01	0,08	0,003	0,03		
APw-b	EW	0,001	0,08	0,10	0,60	0,01	0,10	0,003	0,03		

Im AP sind die Gehalte insgesamt geringer, es konnten max. 11 % des Gehaltes eines Elementes im Feststoff durch die Perkolation mit destilliertem Wasser herausgelöst werden (Tabelle 3B, Abbildung A 1 im Anhang). Die Auswaschung durch die Perkolation ist relativ zum Ausgangsgehalt A1 bzw. A2 betrachtet für die Elemente Na, K und Cr am höchsten. Zudem sind die Gehalte von Zn, Ni und Cr auch im APm höher als im APw, während sich die Werte der übrigen Elemente in den AP stärker angenähert haben und mengenmäßig mit Ausnahme von P und Ca kaum von Bedeutung sind.

4.1.2 Verlagerung von Aschebestandteilen durch strukturierte Bodenproben

Die Dauer der Perkolation variierte je nach gesättigter Wasserleitfähigkeit der Bodenproben von 5 min bis zu 4 Wochen. Im Durchschnitt beanspruchte das Perkolieren des Ascheperkolats (AP) durch die Sandproben 2 Tage, durch die tonigen Proben ca. 15 Tage. Die stärksten Veränderungen in den Bodenproben hat die Aschezugabe in Hinblick auf die Nährstoffzusammensetzung hervorgerufen (Abbildung 4). Insbesondere der Gehalt an Na (458–701 %), P (56–140 %) und K (33–65 %) wurde in

den Bodenproben nach der Perkolation mit AP deutlich erhöht. Im Perkolat wurden nach Perkolation durch die sandigen Bodenproben absolut höhere Gehalte von Ca, Mg, P, Mn und Fe festgestellt als nach Perkolation durch die tonigen Bodenproben. Änderungen des pH-Wertes im AP und in den Bodenproben durch die Perkolation sind dem Anhang Tabelle A 1 zu entnehmen.

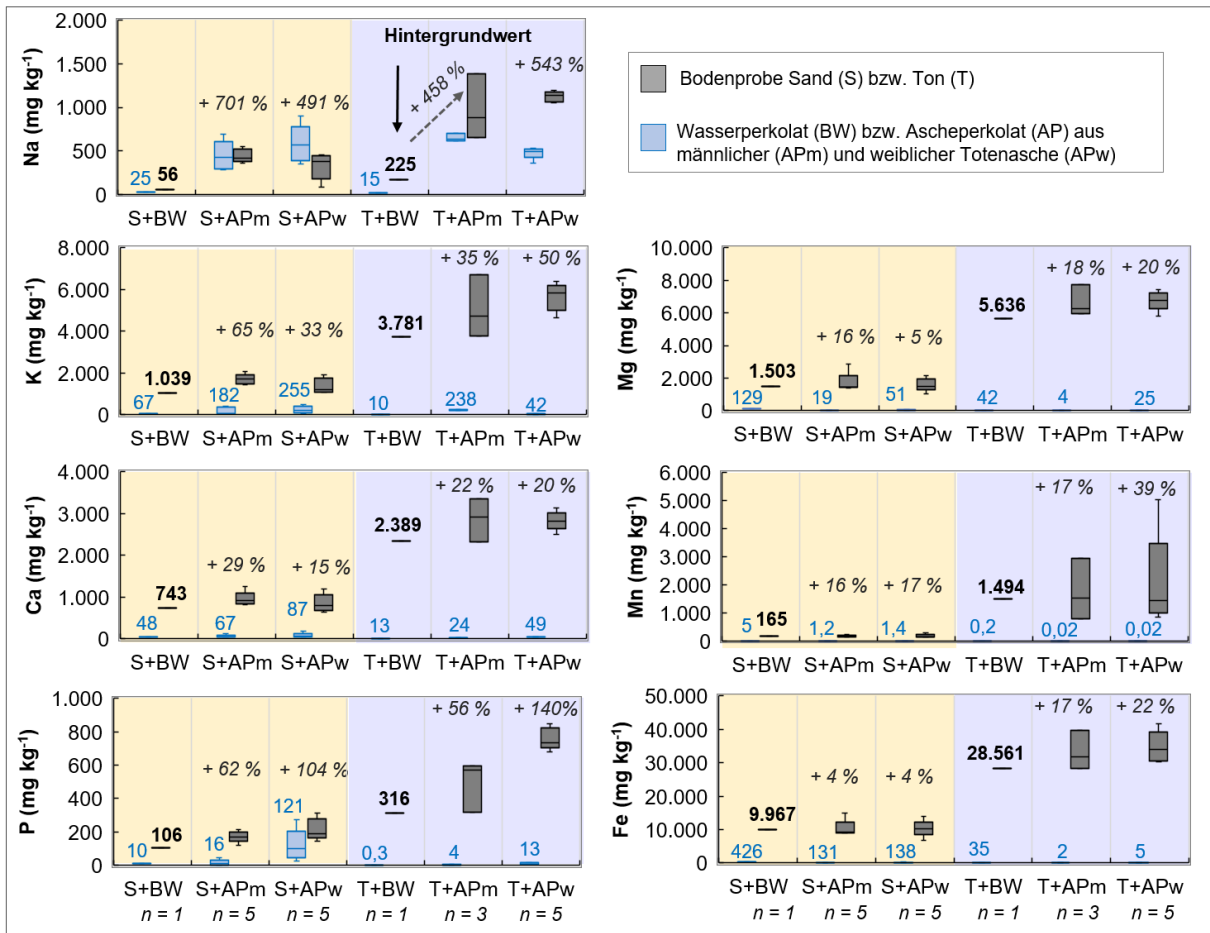


Abbildung 4: Gehalte untersuchter Makro- und Spurenelemente in den perkolierten sandigen (S) und tonigen (T) Bodenproben (gebundener Anteil) und im Ascheperkolat (gelöster Anteil) der männlichen und weiblichen Totenasche (APm, APw) nach Perkolation durch den Boden unter Berücksichtigung des standortspezifischen Hintergrundwertes (BW). n = Anzahl der Replikate.

Die in der Bodenprobe sorbierten Gehalte der umweltrelevanten Elemente Ni, Cu, Cr, Pb und Zn sind in Abbildung 5 dargestellt. As- und Cd-Gehalte wurden aufgrund des geringen Wertenniveaus im Ascheperkolat (< 0,01 mg kg⁻¹) nicht berücksichtigt (siehe Tabelle 3). Mit Ausnahme von Cr (< 9 mg kg⁻¹) und Zn (< 2,9 mg kg⁻¹) sind nur geringe Gehalte (< 0,8 mg kg⁻¹) im AP nach Perkolation durch den Boden festzustellen. Erwartungsgemäß weisen die tonigen Bodenproben ein höheres Sorptionsvermögen für diese Schwermetalle auf, was auch bereits an den Hintergrundgehalten (BW, Boden ohne Aschezugabe) deutlich wird. Mit Ausnahme von Cu weist der Tonboden doppelt (Pb und Zn) bis dreifach höhere (Ni und Cr) Hintergrundgehalten als der Sandboden auf. Die größten relativen Zunahmen traten im Tonboden für das Element Zn (+ 36 %), im Sandboden für das Element Cr (+ 27 %) jeweils aus dem AP mit den höheren Schwermetallgehalten (männliche Totenasche) auf. Für die Bewertung der Umweltrelevanz ist in Abbildung 5 zudem der Vorsorgewert des Bodens für die

betrachteten Elemente angegeben. Obwohl sich für nahezu alle Elemente der absolute Gehalt in den Bodenproben durch die Zugabe des AP erhöht, führt der zusätzliche Stoffeintrag durch die aus der Asche gelösten Elemente bei keiner Probe zu einer Überschreitung der bodenartsspezifischen Vorsorgewerte.

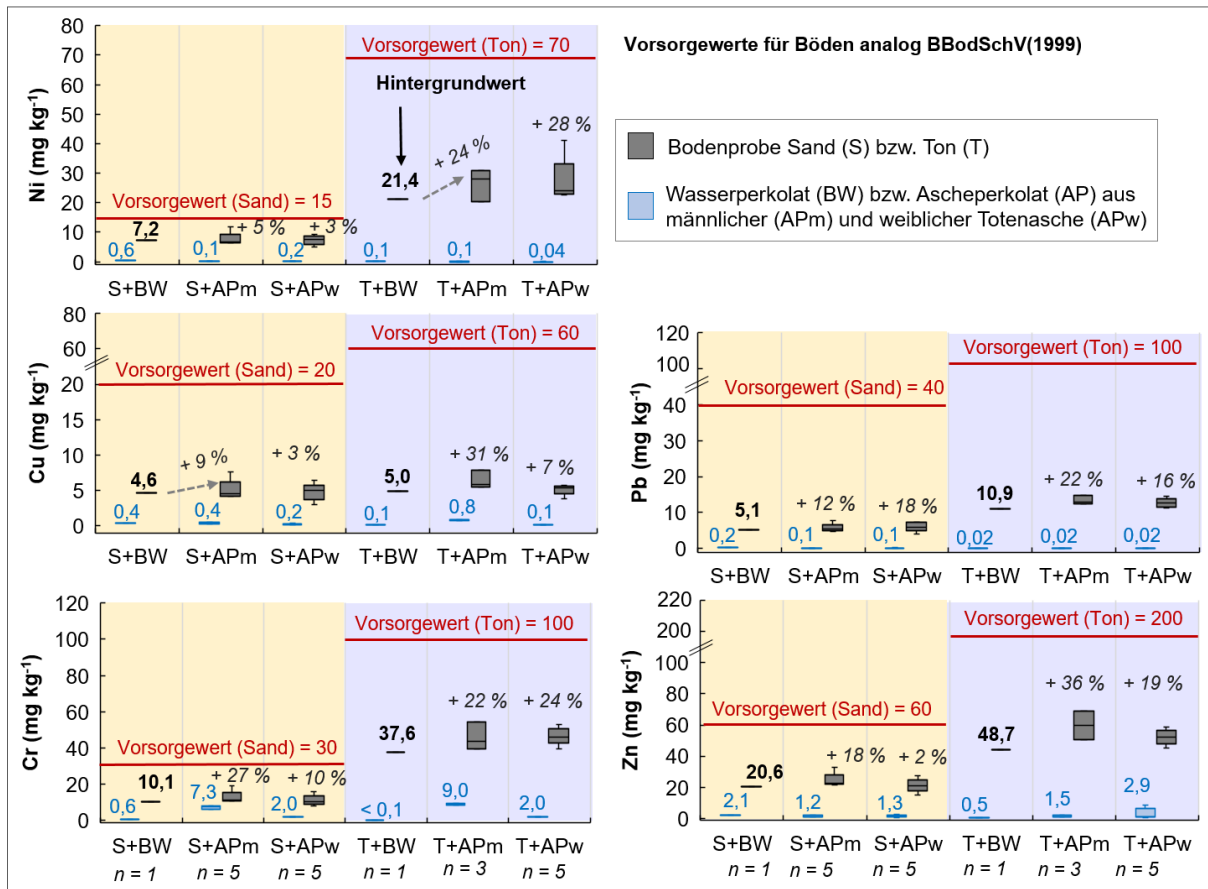


Abbildung 5: Gehalte ausgewählter Schwermetalle in den perkolierten sandigen (S) und tonigen (T) Bodenproben (gebundener Anteil) und im Ascheperkolat (gelöster Anteil) der männlichen und weiblichen Totenasche (APm, APw) unter Berücksichtigung des standortspezifischen Hintergrundwertes (BW) und einer Analogie der in der BBodSchV (1999) festgelegten Vorsorgewerte. n = Anzahl der Replikate.

4.2 Standorteigenschaften der untersuchten Urnengrabfelder

Bodensystematisch handelt es sich bei den 6 beprobten Urnengrabfeldern um z.T. schwach podsolierte (p2) Normbraunerden (BBn) und grund- sowie stauwasserbeeinflusste Braunerden (Gley-Braunerde = GG-BB, Pseudogley-Braunerde = SS-BB) (Abbildung 6).

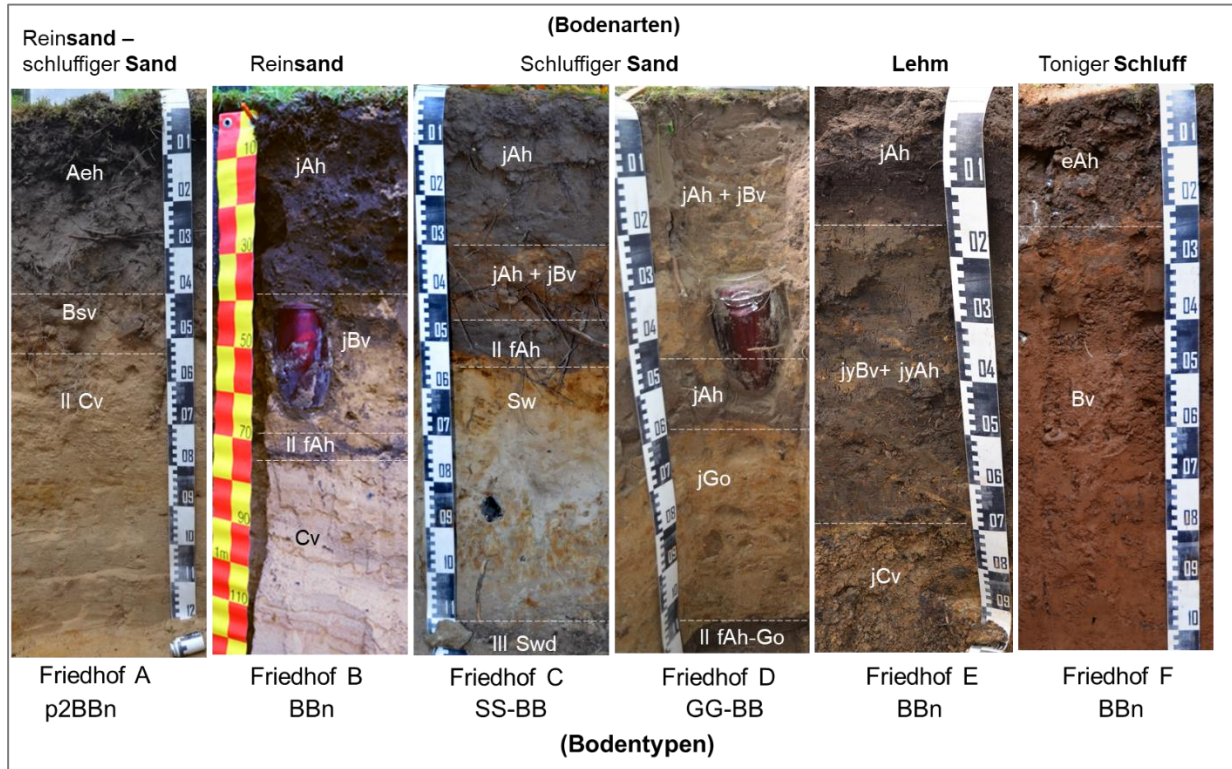


Abbildung 6: Bodentypen und -arten der untersuchten Urnengrabfelder auf 6 Friedhöfen (A–F) in Nord- und Westdeutschland.

Mit Ausnahme des Friedhofes E zeigen die untersuchten Referenzböden hinsichtlich der Bodenart sehr homogene Verhältnisse im Tiefenverlauf (Tabelle 4). Die Standorte A–D sind vorwiegend als feinsandiger Mittelsand (mSfs) und schluffiger Sand (Su2) anzusprechen. Auf dem Friedhof C steht in 110 cm Tiefe ein dichter Horizont aus stark sandigem Lehm (Ls4) an, der aufgrund seiner geringen Wasserleitfähigkeit zeitweise für Stauwasserverhältnisse sorgt. Auf Standort E deuten die unregelmäßigen Schichtungen darauf hin, dass anthropogene Umlagerungen und Beimengungen von standortfremden Material stattgefunden haben. Die Bodenart auf dem Friedhof F entspricht einem mittel bis stark tonigen Schluff (Ut3–4). Der Oberboden-Horizont (eAh) am Standort F ist (vermutlich durch die Zugabe von Kalkdünger) als „mittel carbonatreich“ einzustufen, während auf den übrigen Friedhöfen kein Carbonat in den Bodenhorizonten nachweisbar ist. Die pH-Werte der Böden reichen vom „stark sauren“ (s4, pH = 4,1) bis in den „sehr schwach alkalischen“ Bereich (a1, pH = 7,4), die Humusgehalte variieren von „mittel humos“ (h3: 2–4 Masse-% Humus) in den Oberböden (A-Horizonte) bis zu „sehr schwach humos“ (h1: < 1 Masse-% Humus) in den Unterboden-Horizonten.

Tabelle 4: Horizontbezogene Bodeneigenschaften der Referenzböden auf den Friedhöfen A–F mit Einstufungen nach AD-HOC-AG BODEN (2005).

Standort	Horizont	Tiefe (cm)	Bodenart	pH in CaCl ₂ (-)	Humus (%)	CaCO ₃ (%)
A	Aeh	40	Su2	5,4 (s2)	2,7 (h3)	-
	Bsv	52	Su2	6,0 (s2)	1,6 (h2)	-
	II Cv	>120	mSfs	4,5 (s4)	< 0,5 (h1)	-
B	jAh	40	mSfs	5,1 (s3)	3,0 (h3)	-
	jBv	70	mSfs	5,4 (s2)	0,4 (h1)	-
	II fAh	75	mSfs	5,3 (s3)	0,7 (h1)	-
	Cv	> 150	mSfs	5,5 (s2)	0,1 (h1)	-
C	jAh	30	Su2	4,8 (s3)	2,8 (h3)	-
	jAh + jBv	50	Su2	4,6 (s4)	2,1 (h3)	-
	II fAh	55	mSfs	4,6 (s4)	1,8 (h2)	-
	Sw	110	mSfs	4,6 (s4)	0,3 (h1)	-
	III Swd	>110	Ls4	4,1 (s4)	0,1 (h1)	-
D	jAh + jBv	40	SI2	4,8 (s3)	1,9 (h2)	-
	jAh	60	Su2	5,2 (s3)	2,2 (h3)	-
	jGo	110	Su2	5,5 (s2)	0,2 (h1)	-
	II fAh-Go	> 110	Su2	5,4 (s2)	1,6 (h2)	-
E	jAh	15	SI4	6,3 (s1)	3,3 (h3)	-
	jjBv + jyAh	70	mSgs-Ls2*	5,8 (s2)	1,6 (h2)	-
	jCv	> 100	SI4-Tu4*	6,0 (s2)	0,4 (h1)	-
F	eAh	25	Ut4	7,4 (a1)	2,3 (h3)	3,1 (c3.2)
	Bv	>110	Ut3-4	7,0 (s0)	1,2 (h2)	< 0,2 (c1)

* Schichtungen durch Beimengungen von standortfremden Material, so dass die Bodenart innerhalb eines Horizontes variiert

4.3 Zersetzungsgrad metallischer Aschekapseln in Friedhofsböden nach Ablauf der Ruhefrist

Die Beprobung anonymer Urnengräber auf sechs Friedhöfen mit unterschiedlichen Bodenverhältnissen zeigt den Status-quo der Böden und Urnen auf. Es war zunächst eine hohe Variabilität im Material und Zersetzungsgrad der zwischen den Jahren 1977 und 1997 beigesetzten Urnen festzustellen. Unterschiede in den beigesetzten Urnentypen waren vor allem auch standortspezifisch. So zeichnete sich Standort A durch einen verstärkten Einsatz von Überurnen aus, die auf den Standorten B–D weniger oft vorgefunden wurden. Friedhof E wies die größte Variabilität an Urnentypen auf. Von den insgesamt 87 freigelegten Urnen befanden sich 2/3 in einer Überurne, die je nach Materialart- und -beständigkeit die enthaltene metallische Aschekapsel vor dem Verfall schützten und damit eine Freisetzung der Totenasche in den Boden verhinderten (Abbildung 7). Es wurden vermehrt weiße Beläge an der Außenwand metallischer Aschekapseln, insbesondere bei Aschenkapseln aus Weißblech (Standort B – D) festgestellt (siehe Kategorie 3 in Abbildung 7).

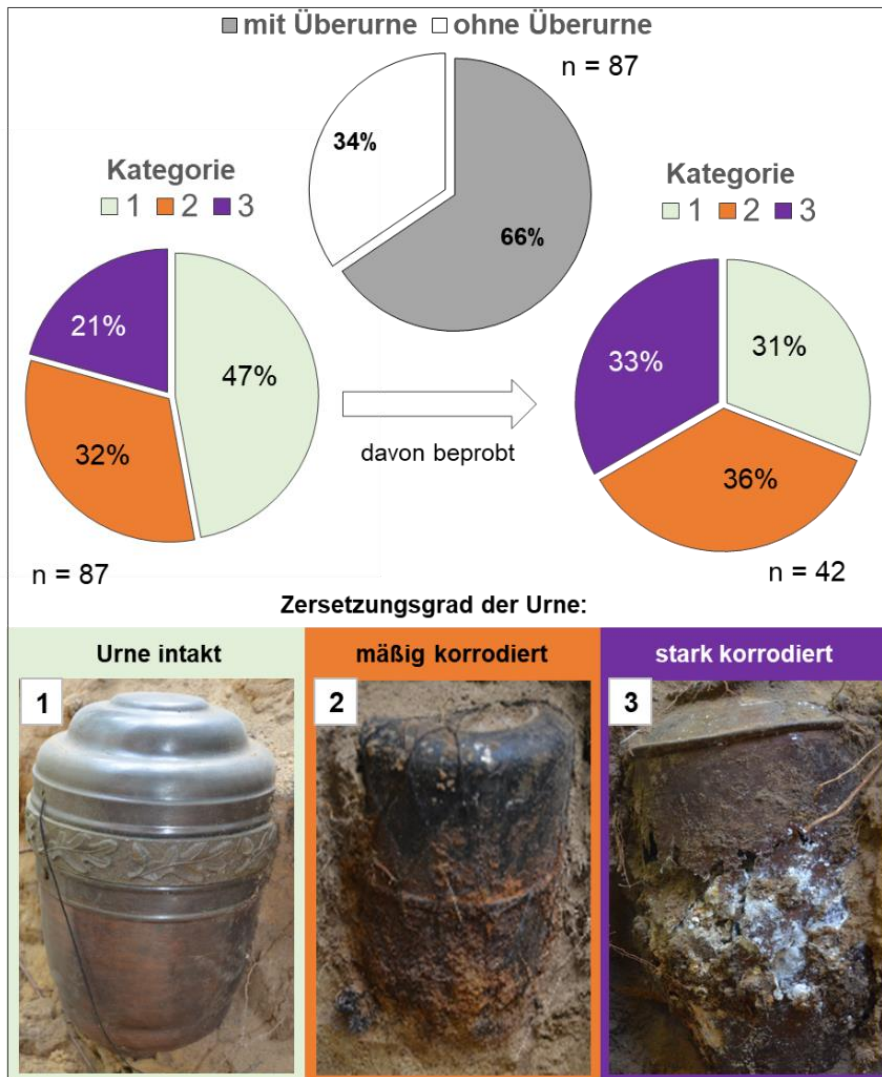


Abbildung 7: Bewertung des Zersetzungsgrades von 87 dokumentierten und 42 im Umfeld beprobten Urnen (Aschekapseln mit und ohne Überurne) in 6 untersuchten Friedhofsböden anhand von 3 Kategorien (vgl. Tabelle 1), die die Wahrscheinlichkeit einer potenziellen Freisetzung von Aschebestandteilen in den Boden charakterisieren.

Knapp die Hälfte der freigelegten Urnen (47 %) war noch intakt (Kategorie 1), selbst nach einer Verweilzeit von bis zu 35 Jahren im Boden. Im Gegensatz dazu waren ein Fünftel (21 %) der Urnen bereits so stark zersetzt und perforiert, dass eine Freisetzung der Totenasche in den Boden anzunehmen ist (Kategorie 3). Dies ließ sich u. a. bei einer Aschekapsel feststellen, die vor 25 Jahren in einer Holzüberurne beigesetzt wurde. Ein Drittel der Urnen waren zwar mäßig bis stark zersetzt bzw. korrodiert, allerdings nicht sichtbar perforiert (Kategorie 2), so dass eine Aschefreisetzung zu diesem Zeitpunkt nicht eindeutig festzustellen war.

Abbildung 8 veranschaulicht den Zusammenhang zwischen Zersetzungsgrad und Material der Aschekapsel bzw. Überurne. In den meisten Fällen ist die hohe Beständigkeit auf den Einsatz von Kupferüberurnen zurückzuführen (79 % Kupferurnen in Kategorie 1). Den Hauptanteil (> 2/3) der Urnen mit mäßigem (Kategorie 2) und starkem (Kategorie 3) Korrosionsgrad machen metallische Aschekapseln (überwiegend aus Weißblech) aus, die ohne eine Überurne beigesetzt wurden. Stark

zersetzte Überurnen, deren Aschekapseln einen Korrosionsgrad der Kategorie 3 aufwiesen, bestanden ausschließlich aus leicht zersetzbarem bzw. bruchfähigem Material wie Holz oder Ton/Keramik.

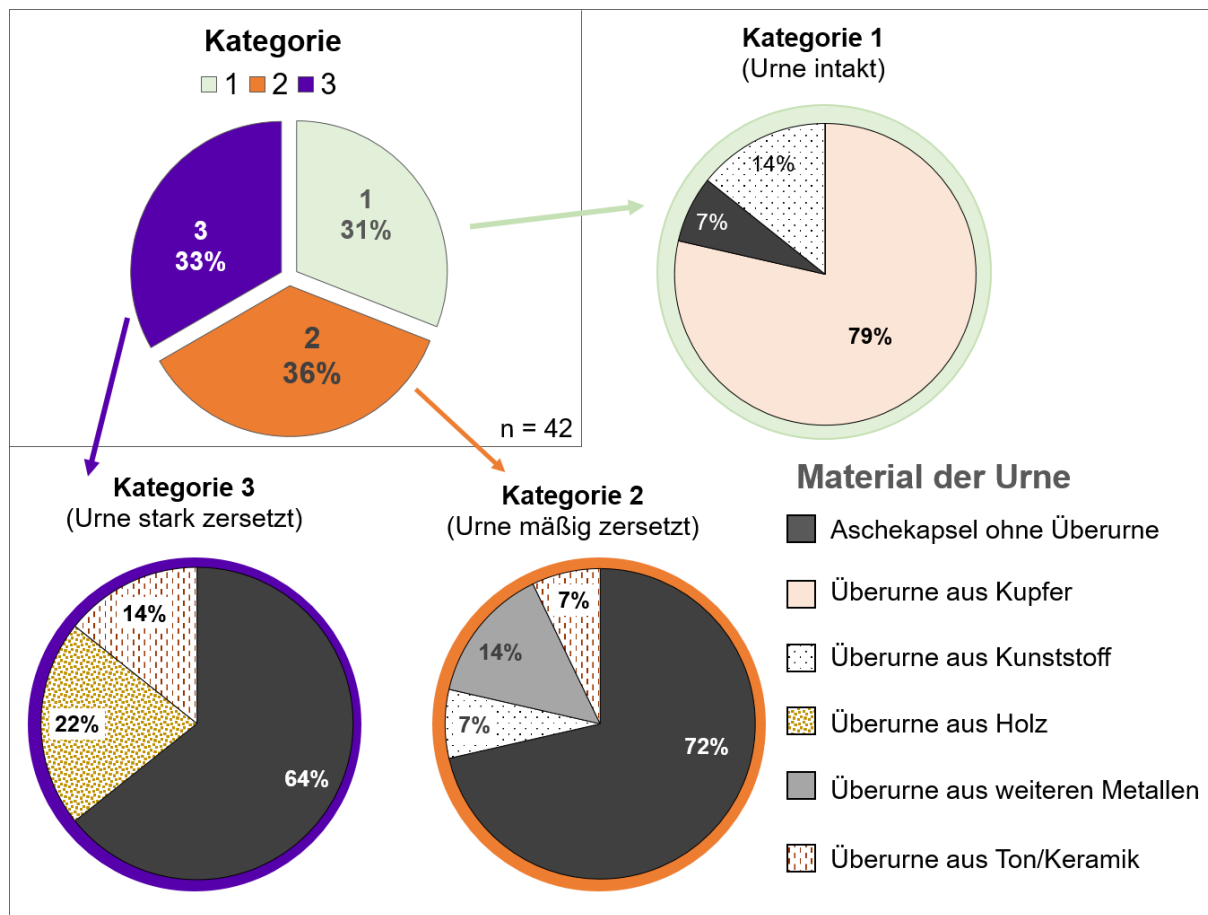


Abbildung 8: Einfluss des Materials von 42 Urnen (Überurne oder Aschekapsel) auf deren Zersetzungsgrad anhand von 3 Kategorien (Tabelle 1), die die Wahrscheinlichkeit einer potenziellen Freisetzung von Aschebestandteilen in den Boden charakterisieren.

4.4 Veränderung des pH-Wertes unterhalb der Urnen

Unterhalb der untersuchten Urnen konnte eine unterschiedlich stark ausgeprägte Anhebung des pH-Wertes in Abhängigkeit vom Zersetzungsgrad (vgl. Tabelle 1) festgestellt werden. Abbildung 9 belegt, dass alle stark zersetzten und bereits perforierten Aschekapseln bzw. Überurnen (Kategorie 3) eine Zunahme des pH-Wertes um durchschnittlich 1 Einheit im Boden unterhalb der Urne im Vergleich zur „unbelasteten“ Referenz aufweisen. Mit abnehmendem Zersetzungsgrad der Urnen reduziert sich der Anstieg des pH-Wertes von durchschnittlich 0,5 Einheiten (Kategorie 2) auf 0,1 Einheiten (Kategorie 1). Dies führt für die sandigen Böden unterhalb der Urnen der Kategorie 2 und 3 zu einer deutlichen Abnahme der Bodenazidität um bis zu 3 Klasseneinheiten (z. B. von einem „stark sauren“ zu einem „sehr schwach sauren“ pH-Wert (AD-HOC-AG BODEN, 2005)).

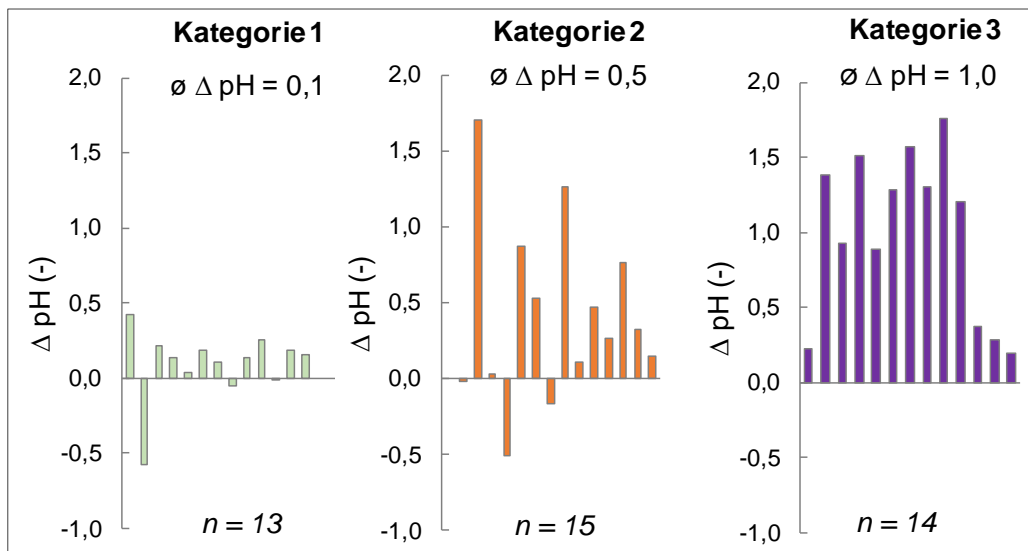


Abbildung 9: Änderung des Boden-pH-Wertes (Δ pH) unterhalb der Urnen im Vergleich zum Referenzboden (pH-Differenz) in Abhängigkeit vom Zersetzungsgrad der Urne (Überurne oder Aschekapsel, $n = 42$). Freisetzung von Aschebestandteilen = unwahrscheinlich (Kategorie 1), möglich (Kategorie 2) oder wahrscheinlich (Kategorie 3), vgl. Tabelle 1.

Generell nähern sich die pH-Werte in den darunterfolgenden Tiefen unterhalb der Urnen den pH-Werten des Referenzbodens an, wobei dies im tonigeren Boden (E–F) bereits nach 20 cm, in den sandigen Böden (A–D) erst nach 50 cm erfolgt (Tabelle 5). Je geringer der Ausgangs-pH-Wert, desto stärker und meist auch tieferreichender ist die Erhöhung des pH-Wertes unterhalb der Urne. Der Standort C, der mitunter „sehr stark saure“ Bedingungen aufweist, verzeichnet die höchste pH-Zunahme von 1,8 direkt unter einer Urne. Liegt die pH-Änderung durchschnittlich direkt unterhalb der Urnen bei 0,24 (Standort F) bis 1,35 Einheiten (Standort C), schwächt sich der Effekt über die Tiefe (von 20–50 cm Tiefe unter den Urnen) etwas ab (Δ pH = 0,16–1,00 Einheiten). Auf den schluffig/lehmigen Böden fällt der maximale pH-Anstieg (max. Δ pH) geringer aus als auf den sandigen. Die Veränderung des pH-Wertes im Tiefenverlauf ist zusätzlich für ausgewählte Urnen im Anhang (Abbildung A 2) dargestellt.

Tabelle 5: Übersicht der Boden-pH-Werte direkt unterhalb der 42 untersuchten Urnen (10 cm unter der Urne) und deren Veränderungen (Δ pH) im Vergleich zum Referenzboden (pH-Differenz) in den darunterliegenden Tiefen ($\Delta T \geq 20$ cm) in den 6 untersuchten Friedhofsböden (A–F). MW = arithmetischer Mittelwert, Stabw. = arithmetische Standardabweichung, Min. pH = Minimumwert, Max. pH = Maximalwert.

Standort	1. Tiefe (Δ 10 cm)					Weitere Tiefen ($\Delta T \geq 20$ cm)			
	Min. pH	Max. pH	Max. Δ pH	Δ pH (MW)	(Stabw.)	Δ pH (MW)	(Stabw.)	Tiefenausdehnung Δ pH > 0 (MW in cm)	
A	4,2 (s4)	6,4 (s1)	2,0	0,6	\pm 0,6	0,5	\pm 0,5	40	
B	4,8 (s3)	6,7 (s1)	1,4	1,1	\pm 0,4	0,7	\pm 0,0	30	
C	3,9 (s5)	6,6 (s1)	1,8	1,3	\pm 0,2	1,0	\pm 0,3	40	
D	4,8 (s3)	6,1 (s1)	1,2	0,6	\pm 0,3	0,4	\pm 0,2	50	
E	4,8 (s3)	6,4 (s1)	0,8	0,3	\pm 0,2	0,3	\pm 0,2	20	
F	6,8 (s0)	7,6 (a1)	0,5	0,2	\pm 0,1	0,2	\pm 0,1	30	

4.5 Relative Stoffanreicherungen in Böden unterhalb von Urnen

4.5.1 Standort spezifische Stoffanreicherungen unterhalb stark zersetzter Urnen (exemplarisch)

Stoffanreicherungen im Boden unterhalb der untersuchten Urnen werden zunächst exemplarisch anhand jeweils einer Urne pro Standort mit hohem Aschefreisetzungspotenzial dargestellt (Abbildung 10). Dies entspricht demnach mit Ausnahme von Standort E bereits stark zersetzte Urnen der Kategorie 3. Dabei handelt es sich meist um Aschekapseln, die nicht durch metallische Überurnen geschützt sind, oder deren Überurne aus leicht zersetzbarem (Holz) oder bruchfähigem Material (Ton) bestehen, so dass die Schutzfunktion bereits verloren gegangen ist.

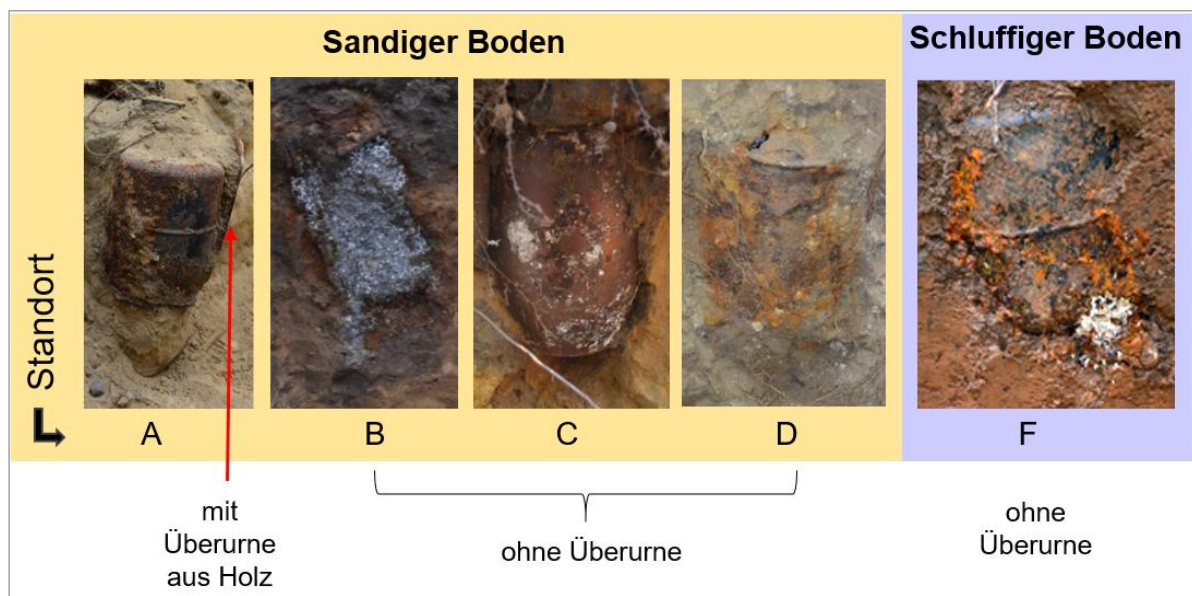


Abbildung 10: Exemplarisch ausgewählte metallische Aschekapseln mit und ohne Überurne sowie hohem Zersetzungsgrad (Kategorie 3, siehe Tabelle 1) in den untersuchten Friedhöfen A – F. Keine Urne der Kategorie 3 auf Standort E vorgefunden.

In Tabelle 6 sind die standorttypischen Bodeneigenschaften der untersuchten Tiefen unterhalb der Urnen (40–80 cm) aufgeführt. Neben den Bodenarten (A–D = sandig, E = lehmig, F = schluffig) unterscheiden sich vor allem die Humusgehalte. Diese variieren zwischen mittel humos (h3) auf Standort D, schwach humos (h2) auf Standort B, E und F und sehr schwach humos (h1) auf Standort A und C. Damit liegen für den Unterboden vergleichsweise hohe Humusgehalte wie sie für den Oberboden (A-Horizont) typisch sind vor. Die pH-Werte der sandigen Böden liegen in den „unbelasteten“ Referenziefen in einem „mäßig sauren“ Bereich, die der lehmigen und schluffigen in einem „schwach sauren“ (E) bis „sehr schwach alkalischen“ Bereich (F). Unterhalb aller Urnen hat sich der pH-Wert erhöht, die Bodenacidität ist um mindestens eine Klassen- (Standort C, D, E) bis zu 3 Klassenstufen (Standort B) reduziert. Auf Standort B erreichen die pH-Werte den neutralen Bereich und sind damit vergleichbar hoch wie auf den schluffig/lehmigen Böden.

Tabelle 6: Bodeneigenschaften unterhalb der exemplarisch ausgewählten metallischen Aschekapseln (Abbildung 10) in den 6 untersuchten Friedhofsböden. S = Sand, U = Schluff, T = Ton, BA = Bodenart, Kat = Kategorie des Zeretzungsgrades (siehe Tabelle 1), BSJ = Beisetzungsjahr, Klassifizierung nach AD-HOC-AG BODEN (2005).

Standort	Materialeigenschaften der Urne				Bodeneigenschaften							
	Überurne	Aschekapsel	Kat	BSJ	Untere Tiefe	Textur des Bodens (%)				pH in CaCl ₂ (-)		Humus (%)
						S	U	T	BA	Ref	Urne	
A	Holz	Metall	3	1989	70	98,4	0,9	0,8	mSfs	4,7 (s3)	5,0 (s3)	0,2 (h1)
B	-	Metall ¹	3	1989	60	90,3	7,0	2,7	mSfs	5,3 (s3)	6,8 (s0)	1,3 (h2)
C	-	Metall ¹	3	1993	80	90,2	9,0	0,8	mSfs	4,8 (s3)	5,7 (s2)	0,7 (h1)
D	-	Metall	3	1977	50	83,6	13,1	3,3	Su2	4,8 (s3)	6,0 (s2)	2,4 (h3)
E	Ton	Metall	2	1987	80	64,6	20,1	15,3	Sl4	6,0 (s2)	6,3 (s1)	1,0 (h2)
F	-	Metall	3	1984	40	4,6	75,8	19,6	Ut4	7,2 (a1)	7,6 (a1)	1,3 (h2)

¹ Weißblech

Inwieweit sich diese Unterschiede in den Bodeneigenschaften auf die Stoffeinträge in den Boden direkt unterhalb der Urne auswirken, ist in Abbildung 11 veranschaulicht. Eine Anreicherung des Elements X im Boden ist durch $\Delta X (\%) > 0$ gekennzeichnet, d. h. der Stoffgehalt unterhalb der Urne übersteigt den Stoffgehalt der Referenzprobe neben der Urne. Die stärksten Anreicherungen im Boden wurden für die austauschbar gebundenen Kationen der Elemente Na, K, Ca (bis zu 4500 %) sowie für ökologisch wirksame Gehalte der Schwermetalle Zinn (Sn) und Blei (Pb) (bis zu 2817 %) festgestellt (oberste Reihe in Abbildung 11). Diese Elemente sind insbesondere auf den sandigen Standorten B und C erhöht, auf denen Aschekapseln aus Weißblech zum Einsatz kamen. Die Aschekapsel an Standort B war bereits vollständig zersetzt, und jene an Standort C wies bereits deutliche Perforationen auf. Für die übrigen Elemente sind die Anreicherung im Boden direkt unterhalb der Urnen um mindestens eine Zehnerpotenz geringer (z. B. um 538 % erhöhte Kupfer(Cu)-Gehalte an Standort B). Nur mit wenigen Ausnahmen sind die stärksten Einträge aller untersuchten Elemente unter der Urne auf dem Standort B zu finden. Dies gilt neben Sn, Pb und Cu insbesondere für Zink (Zn), Arsen (As), Nickel (Ni), Chrom (Cr), Cadmium (Cd), Kobalt (Co) und Eisen (Fe). Hohe Anreicherungen von Cu-, As und teilweise Cd sind dagegen auch auf Standort C und E nachzuweisen. Demgegenüber stehen allgemein geringe Stoffeinträge auf den Standorten A, D und F, obwohl eine Freisetzung der Asche auch dort bereits anzunehmen ist.

In einem nächsten Schritt wurde überprüft, inwieweit eine Verlagerung der freigesetzten Aschebestandteile in die Tiefe stattgefunden hat. Während für die Standorte A und B bereits in der nächstfolgenden Tiefenstufe (20 cm unterhalb der Urne) keine Anreicherungen mehr nachweisbar sind ($\Delta X (\%) \leq 0$ in Tabelle A 2 im Anhang), zeigen die Tiefenverläufe in Abbildung 12 sowohl auf den sandigen als auch auf dem tonigeren Standort, dass eine Annäherung der Gehalte ausgewählter Elemente an den Referenzwert des Bodens weitgehend stattgefunden hat. Die Tiefenverläufe fallen standort- und tiefen- bzw. horizontspezifisch, insbesondere bei Standort D, leicht unterschiedlich aus.

Aufgrund der unregelmäßigen, anthropogen bedingten Schichtung wurde Standort E nicht für die Betrachtung der Tiefenverläufe herangezogen.

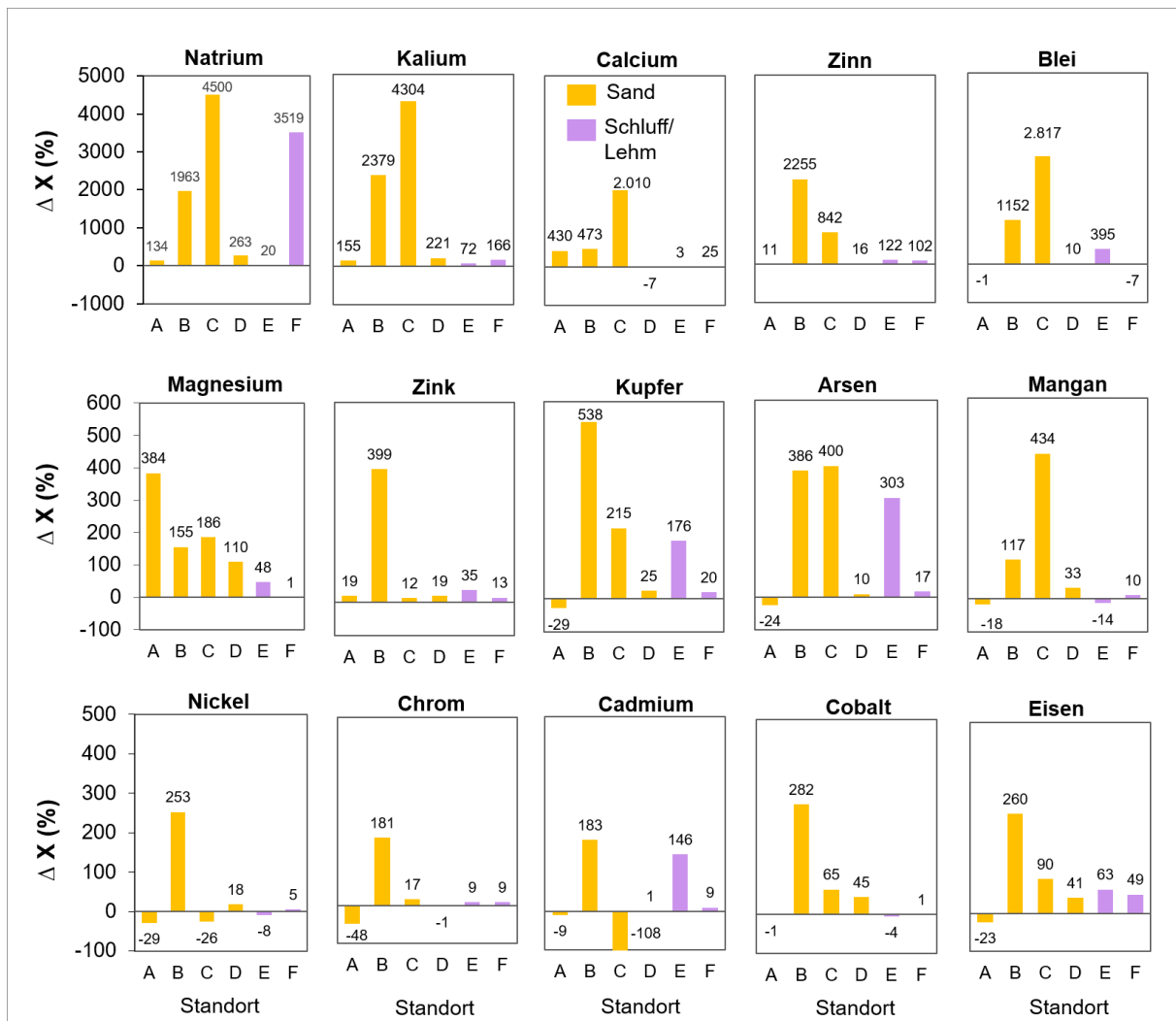


Abbildung 11: Relative Veränderung (ΔX) von Elementgehalten im Boden 10 cm unterhalb einer exemplarisch ausgewählten Urne in den 6 untersuchten Friedhofsböden A–F im Vergleich zur „unbelasteten“ Referenz.

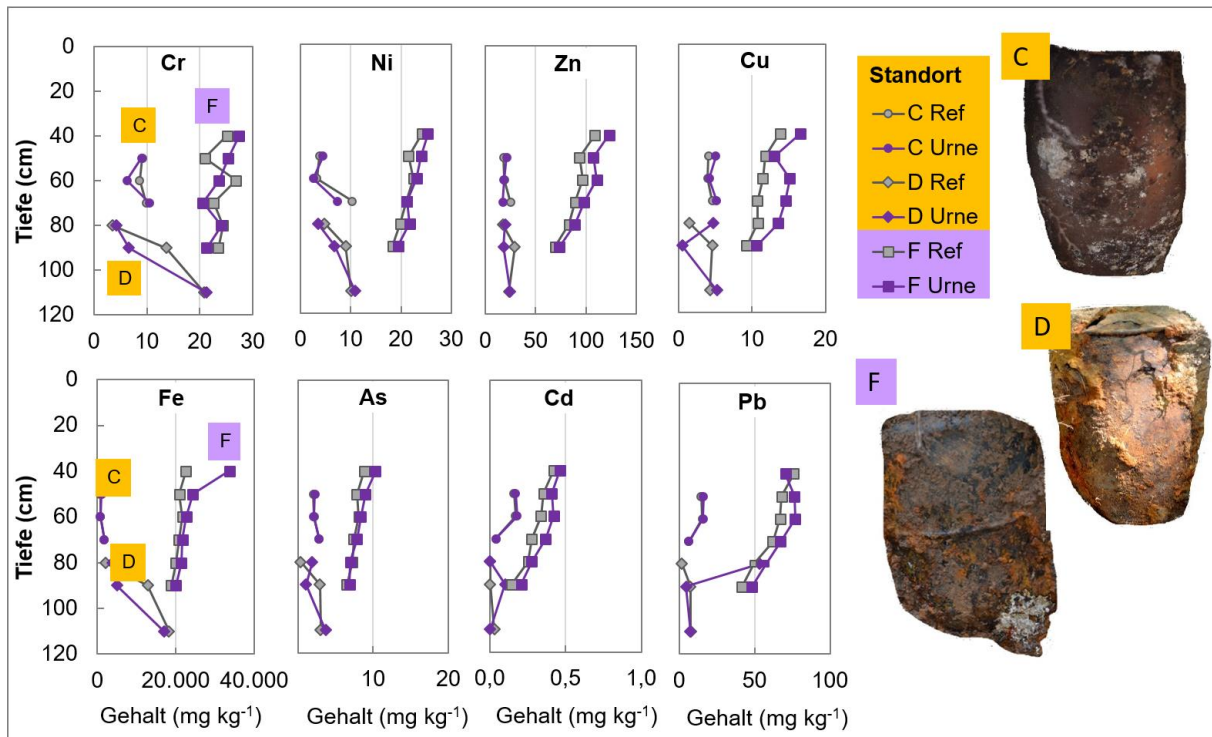


Abbildung 12: Veränderung der Elementgehalte über die Tiefe im Umfeld von drei ausgewählten Urnen (ohne Überurne) exemplarisch gezeigt für zwei sandige (C, D) und einem tonig-schluffigen Friedhofsboden (F).

4.5.2 Stoffanreicherungen unterhalb von Urnen unter Berücksichtigung des Zersetzungsgrades

Wie hoch die Stoffanreicherungen insgesamt in Bezug zur jeweiligen standortspezifisch „unbelasteten“ Referenz ausfallen, wurde im Folgenden in Abhängigkeit vom Zersetzungsgrad der 42 Urnen näher untersucht. Erwartungsgemäß erhöht sich mit zunehmendem Zersetzungsgrad der Überurnen bzw. Aschekapseln (Kategorie $1 < 2 < 3$) auch der Eintrag von austauschbar gebundenen Kationen von Na, K, Mg und Ca im Boden unterhalb der Urnen (Abbildung 13A). Während die relativen Gehaltsänderungen unterhalb der intakten Urnen (i. d. R. Überurnen) im natürlichen Schwankungsbereich des Bodens liegen, werden unterhalb von Urnen der Kategorie 2 und 3 deutlich positive ΔX (= Anreicherungen) im Vergleich zur Referenz festgestellt. Die Anreicherung der einwertigen Kationen K^+ und Na^+ ist im Mittel deutlich stärker (um ca. 2100 %) als die der zweiwertigen Kationen Ca^{2+} (knapp um 300 %) und Mg^{2+} (knapp über 1000 % in Kategorie 3). In Abbildung 13B und C sind ΔX für Phosphor (P) und ausgewählte Schwermetalle in Abhängigkeit vom Zersetzungsgrad der Urne dargestellt. Eine höhere Stoffanreicherung mit steigendem Zersetzungsgrad, d. h. mit zunehmendem Anteil des Stoffaustrages aus der Totenasche, ist nur für wenige Elemente festzustellen (P, Pb, As und Mangan (Mn)). Unterhalb von Urnen der Kategorie 3 tritt zudem eine höhere Stoffanreicherung für das Element Sn auf. Im Gegensatz dazu treten für andere Elemente wie Cu und Cr die höchsten Anreicherungen unterhalb von intakten Urnen (Kategorie 1) auf, während Zn, Fe und Co am stärksten unterhalb von Urnen der Kategorie 2 erhöht sind. Dies macht deutlich, dass die Stoffeinträge in den

Böden nicht nur auf Stofffreisetzungen aus der Totenasche zurückzuführen sind, sondern auch vom Urnenmaterial selbst ausgehen können.

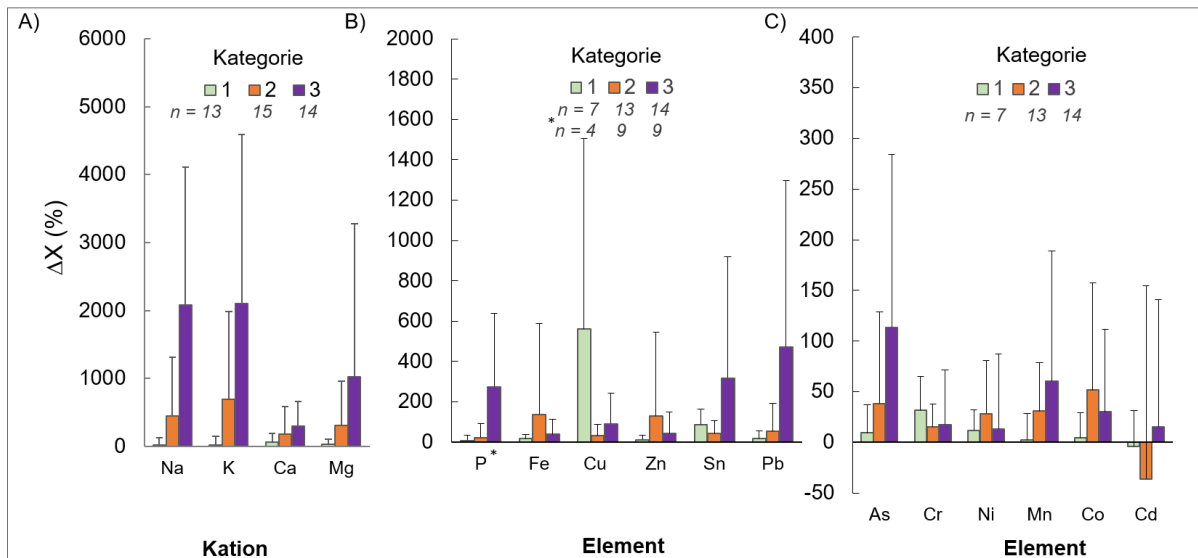


Abbildung 13: Durchschnittliche relative Veränderung ΔX (%) der Gehalte austauschbar gebundener Kationen im Boden (A, extrahiert mit BaCl_2) sowie ausgewählter Elemente (B und C, extrahiert im Königswasser-Druckaufschluss) unterhalb der Urne im Vergleich zum Referenzboden in Abhängigkeit vom Zersetzungsgrad der Urne. Freisetzung von Aschebestandteilen aus der Urne = unwahrscheinlich (Kategorie 1), möglich (Kategorie 2) oder wahrscheinlich (Kategorie 3), vgl. Tabelle 1. Fehlerbalken entsprechen der arithmetischen Standardabweichung.

4.5.3 Stoffanreicherungen unterhalb von Urnen unter Berücksichtigung des Urnenmaterials

Um den Einfluss des Urnenmaterials auf die Freisetzung von Aschebestandteilen näher zu beleuchten, sind in Abbildung 14 relative Stoffanreicherungen (ΔX) im Boden unterhalb der untersuchten Urnen für metallische Aschekapseln und Überurnen aus Metall und Nicht-Metall (z. B. Kunststoffe, Holz, Ton, Keramik) für ausgewählte Schwermetalle differenziert dargestellt. Die stärkste Anreicherung ΔX wurde für das Element Cu (mittlere Erhöhung um 600 %) unterhalb von metallischen Überurnen festgestellt, die größtenteils aus kupferhaltigen Metalllegierungen bestehen. Unter metallischen Überurnen ist zudem auch eine vergleichsweise höhere Anreicherung von As, Fe, (Cr, Cd), und Ni als unter nicht-metallischen Überurnen zu verzeichnen, während unterhalb letzterer nur höhere Zn-Gehalte auftreten. Demgegenüber stehen höhere Austräge von Pb, As, Mn und Fe aus den ohne Überurnen beigesetzten Aschekapseln im Vergleich zu denen mit Überurnen. Da diese Aschekapseln zum großen Anteil einen mäßigen bis starken Zersetzungsgrad (siehe Abbildung 8) aufwiesen, ist ein zusätzlicher Stoffaustrag aus der Totenasche in den Boden (potenziell) denkbar. Für die anderen Schwermetalle sind die mittleren Austräge aus Aschekapseln ohne Überurnen auf gleichem oder sogar geringerem Niveau als diejenigen aus den Überurnen.

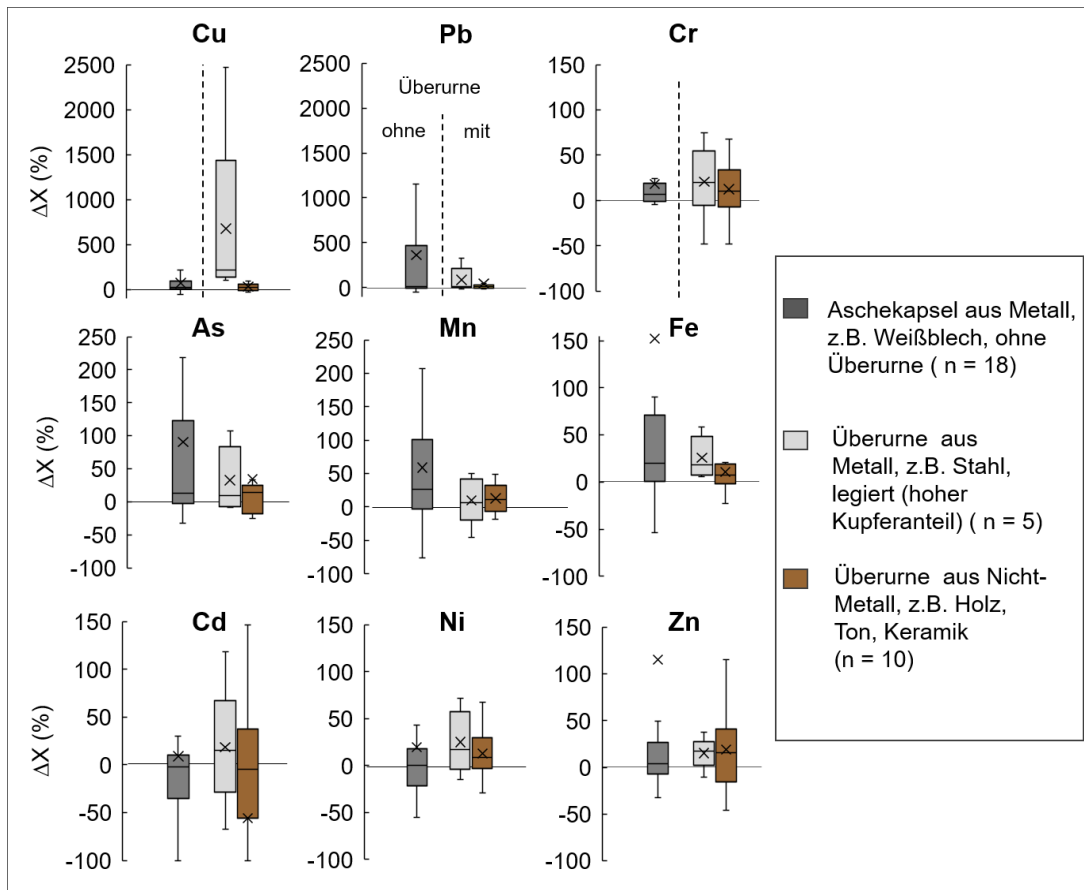


Abbildung 14: Durchschnittliche relative Veränderung ΔX von Schwermetallgehalten im Boden unterhalb der Urne im Vergleich zur „unbelasteten“ Referenz unter Berücksichtigung des Materials der Aschekapsel bzw. der Überurne (Metall oder Nicht-Metall) unabhängig vom Zersetzungsgrad der Urne (vgl. Tabelle 1).

4.5.4 Absolute Stoffanreicherungen und deren Umweltrelevanz

Sowohl die Zunahme des pH-Wertes als auch die elementspezifisch unterschiedlich hohe Stoffanreicherung unterhalb der Urnen ist standortspezifisch zu bewerten, da der Ausgangs-pH-Wert und geogene/pedogene Hintergrundgehalt des Bodens („unbelasteter“ Referenzboden) mit darüber entscheiden, inwieweit eine schädliche Bodenveränderung aus ökologischer Sicht durch den zusätzlichen Stoffeintrag aus der Urne hervorgerufen wird. Entsprechend berücksichtigen die ökologischen Schwellenwerte (Vorsorgewerte analog BBODSCHV, 1999) die Bodenart und den pH-Wert des Bodens.

In Abbildung 15 sind die auf den untersuchten Friedhöfen A–F ermittelten Mittelwerte der Stoffgehalte ökologisch relevanter Elemente direkt unterhalb der Urnen den Mittelwerten der „unbelasteten“ Referenz und den bodenartspezifischen Vorsorgewerten analog BBODSCHV (1999) gegenübergestellt. Der Maximalwert (Fehlerbalken) gibt dabei den höchsten Gehalt eines Elementes wieder, der unterhalb einer der untersuchten Urnen des jeweiligen Friedhofstandortes ausgemacht wurde. Auf diese Weise kann das maximale Gefährdungspotenzial hinsichtlich einer schädlichen Stoffbelastung im Boden standortspezifisch abgebildet und bewertet werden.

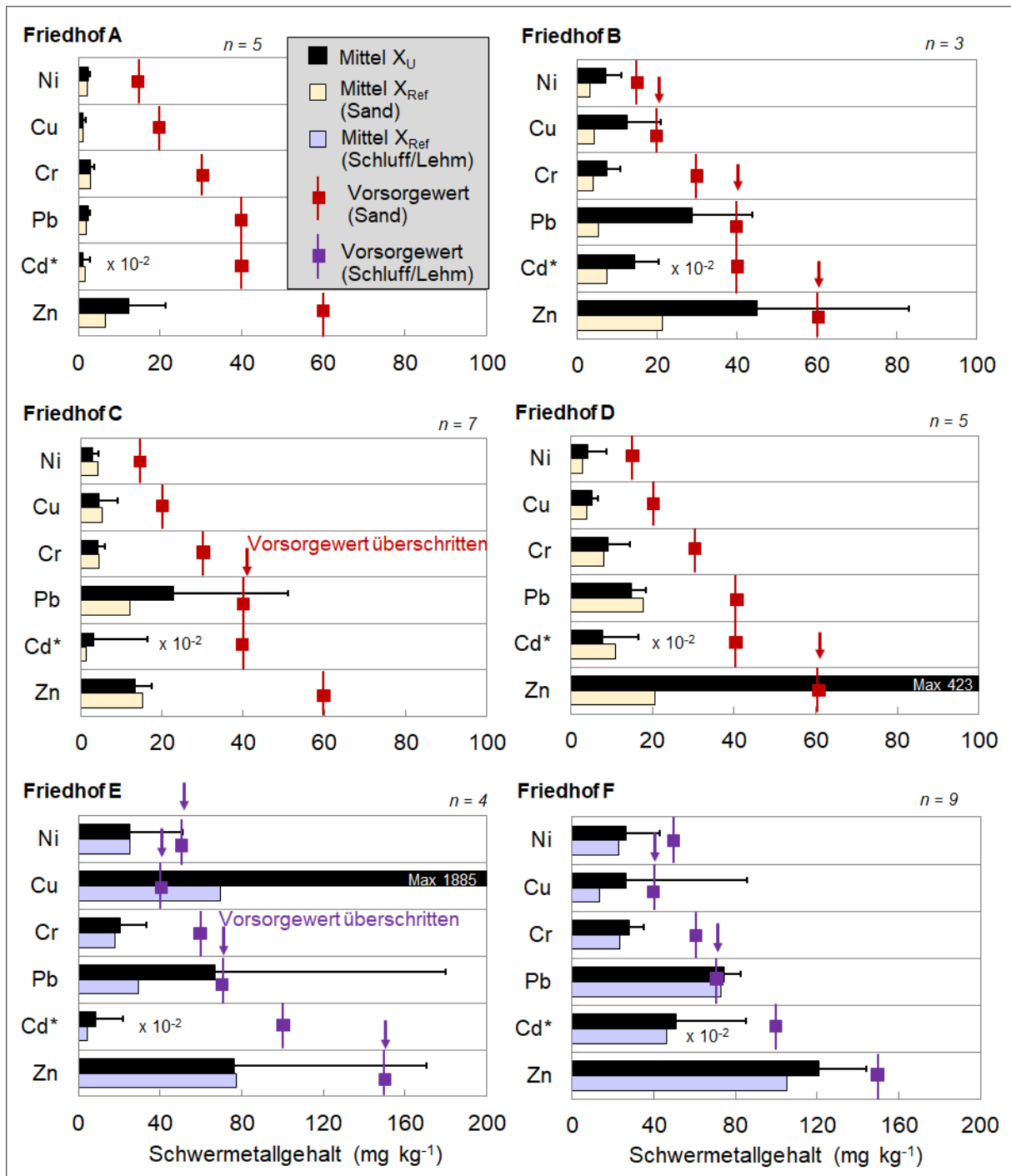


Abbildung 15: Vergleich der standortspezifischen mittleren und maximalen Stoffgehalte unterhalb verschiedener Urnen (X_U) mit den mittleren Hintergrundwerten (X_{Ref}) und einer Analogie der in der BBodSCHV (1999) festgelegten Vorsorgewerte für Sand (auf den untersuchten Friedhöfen A–D) und Schluff/Lehm (E–F). Cd* = Gehalt $\times 10^{-2}$.

Diesbezüglich kommt es in den Böden unterhalb von 13 der 42 untersuchten Urnen zu einer Überschreitung der Vorsorgewerte (bezogen auf die vorliegenden Bodenarten) für mindestens eines der Elemente Pb, Zn, Cu und/oder Ni. Die Gehalte sind insgesamt auf den tonigeren Standorten E und F mindestens doppelt so hoch wie auf den sandigen A–D (vgl. Skalierungen der X-Achsen). In der beprobten Tiefe darunter (d.h. 20 cm unterhalb der Urne) sind erhöhte Gehalte nicht mehr in diesem

Ausmaß nachweisbar (vgl. Abbildung 12, Tabelle A 2). Zwar weisen einige Elemente im Vergleich zur Referenz noch höhere Werte in der darunter folgenden Tiefe auf, doch werden die Vorsorgewerte nicht mehr überschritten.

4.6 Zersetzbarkeit von biologisch-abbaubaren Urnen im Boden

In einem Inkubationsversuch unter kontrollierten Laborbedingungen wurde die biologische Abbaubarkeit von zugeschnittenen Teilstücken von Biournen, darunter zwei biologisch-abbaubare Aschekapseln (BU 1, BU 2) und eine Überurne (BU 3), mit und ohne Holz-aschezugabe (+ A) in Bodenproben (Oberboden und Unterboden) simuliert. Das aus den Bodenproben freigesetzte Kohlendioxid (CO_2) bzw. der dafür verbrauchte Sauerstoff (O_2) sind in Abbildung 16 über einen Messzeitraum von über 1,5 Jahren (19 Monaten) dargestellt. Die ermittelten Gasmengen umfassen das biologisch produzierte CO_2 bzw. den verbrauchten O_2 sowohl aus dem Abbau der Biournenstücke als auch aus der Bodenrespiration (Basalatmung des Bodens). Letztere wird über die Kontrollvariante (Boden) als Hintergrundwert abgebildet.

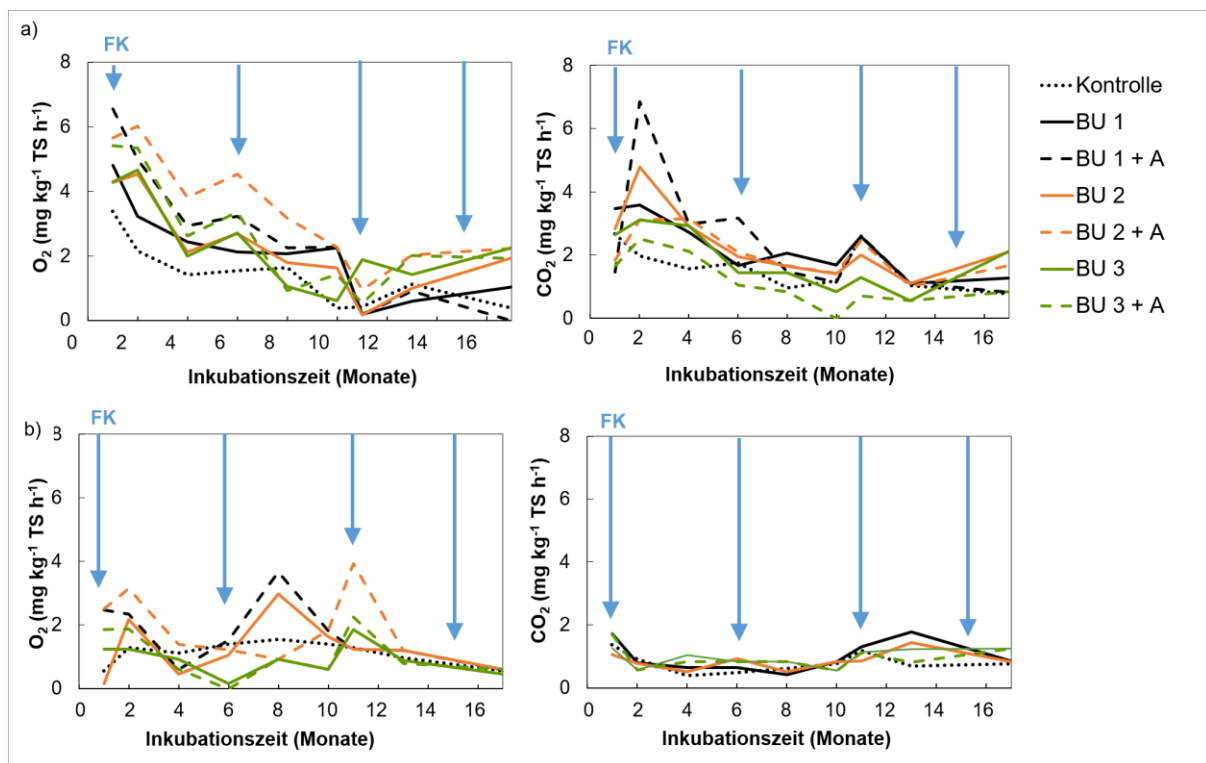


Abbildung 16: O_2 -Verbrauch und CO_2 -Freisetzung pro Stunde (h) in mg pro kg Trockensubstanz (TS) aus inkubierten humusangereicherten Ober- (a) und humusarmen Unterbodenproben (b) bei konstanter Temperatur (20 °C), Bodenfeuchte (FK = (erneute) Einstellung der Bodenfeuchte auf Feldkapazität, -60 hPa) und Trockenrohdichte von $1,3\text{ g cm}^{-3}$ ohne (Kontrolle) und mit vergrabenem Biournenstück (BU 1, BU 2, BU 3) sowie mit zusätzlich eingetragener Holz-asche (BU 1+ A, BU 2 + A, BU 3 + A), $n = 4$ (bis 6 Monate, ab 13 Monaten $n = 2$).

Für den Oberboden zeigt sich, dass der O_2 -Verbrauch bzw. die CO_2 -Freisetzung der Proben mit vergrabenen Biournenstücken (BU 1, BU 2, BU 3) meist über dem bzw. der des Kontrollbodens liegt, wobei die Unterschiede mit der Zeit abnehmen. Ein stärkerer O_2 -Verbrauch wird mit zusätzlicher Holz-aschezugabe (+ A) festgestellt, der für die Variante BU 2 + A am größten ausfällt. Auffällig ist, dass

der O₂-Verbrauch der Varianten BU 1, 2, 3 + A zu Beginn am höchsten ist, während die CO₂-Freisetzung in diesen Varianten erst zu einem späteren Zeitpunkt einen Maximalwert erreichte (Abbildung 16). Für den Unterboden fallen die Gasmengen zu Beginn insgesamt geringer aus als im Oberboden. Allerdings zeigen sich für einige Varianten (BU 2 (+ A), BU 1 + A) stärkere Schwankungen über den Versuchszeitraum, so dass der O₂-Verbrauch zeitweise höher ist, während die CO₂-Freisetzung auf einem geringeren Niveau als im Oberboden verbleibt.

Mit Zugabe von leicht verfügbaren C-Verbindungen wie Maisstärke (statt Holzasche) weist die Variante BU 1 + MS eine im Vergleich zur Kontrolle bis zu 8-fach höhere CO₂-Freisetzung bzw. einen bis zu 6-fach höheren O₂-Verbrauch auf (Tabelle 7).

Tabelle 7: CO₂-Freisetzung und O₂-Verbrauch pro kg Trockensubstanz (TS) und Stunde (h) aus der Versuchsvariante mit Maisstärke und vergrabenem Biournenstück (BU 1 + MS) für humusreiche Oberboden- (a) und humusarme Unterbodenproben (b) bei konstanter Temperatur (20 °C), Bodenfeuchte (Feldkapazität = - 60 hPa) und Trockenrohichte von 1,3 g cm⁻³.

Parameter	Inkubationszeit (Monate)		
	2	4	6
	Messwert (mg kg ⁻¹ TS h ⁻¹)		
(a) CO ₂	51,4	26,8	13,6
O ₂	44,2	24,7	11,1
(b) CO ₂	20,6	7,1	5,2
O ₂	25,9	8,7	6,4

Wie weit der Abbau der Biournenteilstücke in den Bodenproben fortgeschritten ist, wurde mit Hilfe der nicht-invasiven Methodik der Mikrocomputertomographie (μ CT) stichprobenhaft zu ausgewählten Zeitpunkten (nach 1, 3 und 11 Monaten) geprüft. Im tomographischen Bildquerschnitt (Anhang Abbildung A 3) wird deutlich, dass zu den untersuchten Zeitpunkten noch kein nachweisbarer Abbau der Biournenteilstücke stattgefunden hat, auch nicht nach 11 Monaten, wie es in Abbildung A 3 exemplarisch für die Variante BU 1 + A (Oberboden) veranschaulicht ist.

Allerdings war nach dem Zerlegen von mindestens einer Probe pro Variante nach 6, 13 und 19 Monaten festzustellen, dass die Biournenstücke zwar noch nicht vollständig zersetzt waren, aber eine deutlich veränderte Oberflächenbeschaffenheit der Teilstücke durch die Zugabe von Holzasche und Maisstärke zu erkennen war (Abbildung 17, vollständige Dokumentation siehe Abbildung A 4, Abbildung A 5, Abbildung A 6 im Anhang). Besonders an der Innenseite der Teilstücke mit Kontakt zur Holzasche (BU 1, 2, 3 + A) wurde deutlich, dass der Abbau der Faserstrukturen im Gegensatz zur Außenseite (Kontakt zum Boden ohne Asche) bereits innerhalb der ersten 6 Monate begonnen hatte.

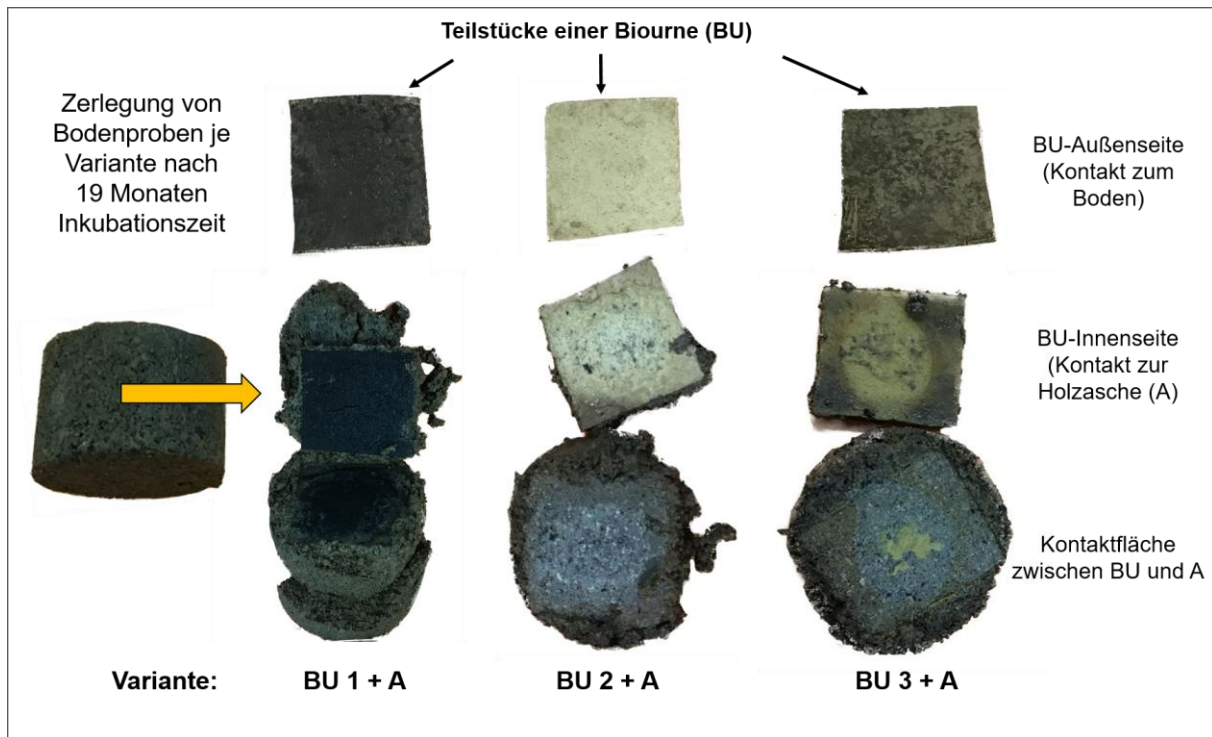


Abbildung 17: In Unterbodenproben mit Holzaschezugabe vergrabene Biorunenteilstücke (BU 1 + A, BU 2 + A, BU 3 + A) nach einer Inkubationszeit von 19 Monaten bei konstanter Temperatur (20 °C), Bodenfeuchte bei Feldkapazität (- 60 hPa) und Trockenrohdichte von 1,3 g cm⁻³.

Der relative Gewichtsverlust dieser Varianten nach 19 Monaten variiert zwischen ca.10 % (BU 3 + A) und 40 % (BU 2 + A), und ist durchschnittlich in den humusangereicherten Oberbodenproben nur bis zu 3 % höher als in den humusärmeren Unterbodenproben mit natürlicherweise geringerer biologischer Aktivität (Abbildung 18). Sowohl in den Ober- als auch in den Unterbodenproben nimmt die Abbaugeschwindigkeit in folgender Reihenfolge zu: BU 3 < BU 1 < BU 2 << BU 3 + A < BU 1 + A < BU 2 + A. Damit weisen die Bioaschekapseln BU 1 und BU 2 eine höhere Zersetzbarkeit auf als die Bioüberurne (BU 3), und der zusätzliche Kontakt mit Asche erhöht bei allen untersuchten Urnenmodellen die Abbaugeschwindigkeit.

Ohne Zugabe von Holzasche bleibt die Oberflächenbeschaffenheit der Biournenstücke (Variante BU 1, 2, 3) jedoch noch weitgehend unverändert. Ähnlich verhielt es sich auch durch die Zugabe von Maisstärke, die nach 6 Monaten bereits vollständig abgebaut war, was sich in den hohen und mit der Inkubationszeit abnehmenden CO₂-Freisetzungs-/O₂-Verbrauchsdaten der Variante BU 1 + MS widerspiegelt (Tabelle 7).

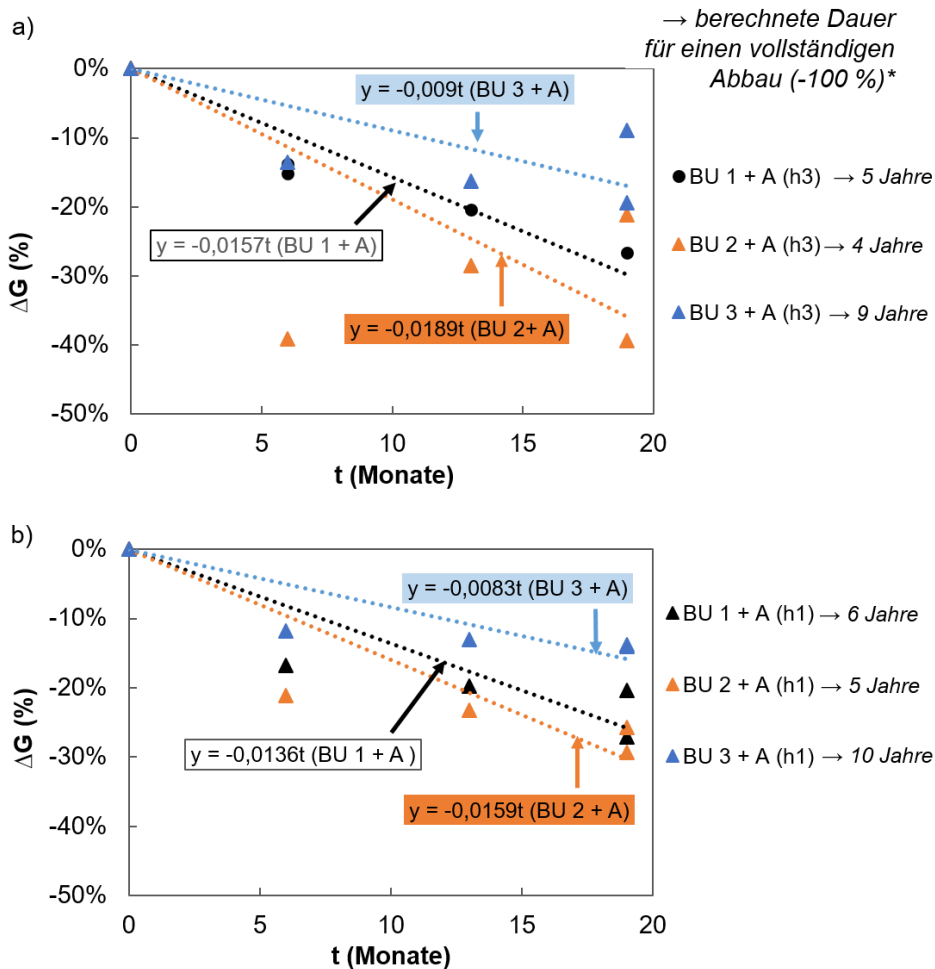


Abbildung 18: Relative Gewichtsänderung (ΔG) der in humusangereicherten Ober- (a) und humusarmen Unterbodenproben (b) vergrabenen Biournenteiltücken (BU 1, BU 2, BU 3) ohne und mit Zugabe von Holzrasche (+ A) über eine Inkubationszeit (t) von 19 Monaten bei konstanter Temperatur (20 °C), Bodenfeuchte bei Feldkapazität (-60 hPa) und Trockenrohddichte von 1,3 g cm⁻³. * Zeit in Jahren (t/12) bis zum vollständigen Abbau (y = -100 %) der BU berechnet aus dem Steigungskoeffizienten der linearen Trendlinie (n = 4).

Aufgrund der noch unvollständigen Zersetzung aller BU-Teilstücke ist eine zeitliche Prognose zur vollständigen Abbaubarkeit zum jetzigen Zeitpunkt (Inkubationszeit, t = 19 Monate) noch unsicher. Wird eine lineare Abbaurrate unterstellt, beläuft sich die Zersetzungsdauer auf einen Zeitraum von 4–10 Jahren (Abbildung 18). Im humusreicheren Boden verkürzt sich die Abbaudauer für alle Varianten mit Aschezugabe um 1 Jahr. Die Zersetzung der Überurne (BU 3) verläuft am langsamsten und weist eine halb so große Abbaurrate auf wie die Aschekapseln (BU 1, BU 2).

4.7 Zersetzbarkeit von Urnen aus Metall in flüssigem Medium

Für die metallischen Urnenteilstücke in Säurelösung zeigten sich bereits nach 1 Monat erste Korrosionsprozesse an der Oberfläche. Die visuelle Veränderung nach 12 Monaten ist in Abbildung A 7 (Anhang) dokumentiert. Die Korrosionsdynamik an den metallischen Aschekapseln ist sowohl in den beiden Säurelösungen (Start-pH 3 und pH 5) als auch in Wasser (Start-pH 7) deutlich sichtbar. In der Holzashesuspension (Start-pH 12) konnte zudem eine weiße Ausfällung festgestellt werden.

Auch die aus den Urnenteilstücken gelösten Stoffe weisen deutliche Unterschiede auf (Tabelle 8): Aus den metallischen Urnenteilstücken wurden die höchsten Stoffmengen von der stärker konzentrierten Säure (Start-pH 3) herausgelöst. Die Gehalte nehmen in der Reihenfolge der Lösungen bzw. Suspension mit dem Start-pH 5 > 12 > 7 ab. Es wird zum größten Teil Fe (ca. 5.800 mg kg⁻¹) und Zn (ca. 1400 mg kg⁻¹) sowie geringe Mengen an Mn und Ni aus den Urnenteilstücken durch die Säuren freigesetzt. Während geringe Mengen Zn (7,5 mg kg⁻¹) bereits in reinem Wasser aus dem Urnenmaterial gelöst wurden, erhöht sich die Menge deutlich in der stark alkalischen Holzashesuspension (268 mg kg⁻¹). In dieser wird auch eine vergleichsweise höhere Menge an Cr als in den Säurelösungen bzw. im destillierten Wasser extrahiert.

Tabelle 8: Ermittelte Stoffgehalte in Lösungen bzw. einer Suspension unterschiedlichen Säuregrades (pH 3 – 12) nach der Zugabe von metallischen Urnenteilstücken. Start-pH 3 = stärker konzentrierte Salpetersäure, Start-pH 5 = schwächer konzentrierte Salpetersäure, Start-pH 7 = destilliertes Wasser, Start-pH 12 = Suspension aus Holzäsche in destilliertem Wasser im Verhältnis 1:4.

Start-pH	Stoffgehalte in mg kg ⁻¹										
	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Mo	Cd	Pb
3	0,07	5,69	5781,24	0,083	0,54	0,06	1414,59	0,007	0,0081	0,002	0,022
5	0,02	1,63	2326,36	0,026	0,23	0,04	700,31	0,002	0,0049	0,001	0,011
7	0,02	0,01	0,52	<0,001	0,03	0,03	7,54	<0,001	0,0005	<0,001	0,011
12	4,55	0,03	5,92	0,001	0,03	0,02	267,94	0,002	0,0446	0,001	0,008

5 Diskussion der Ergebnisse

5.1.1 Elementgehalt der Totenascheproben

Die Elementanalysen der beiden Totenascheproben spiegeln zunächst eine elementspezifisch hohe Variabilität in der Stoffzusammensetzung, wie sie auch schon anhand veröffentlichter Daten aus den wenigen bisher existenten Studien suggeriert wurde (vgl. HAAS et al., 2019), wider. Nach der Kremation verbleibt nur der anorganische Anteil von Leichnam und Sarg in der Totenasche, während organische Bestandteile bei hohen Temperaturen > 400 °C verbrennen und als CO₂ entweichen (GRUPE & HUMMEL, 1991; HOLDEN et al., 1995). Da 87 % der Totenasche durch das Skelett repräsentiert wird (HAAS et al., 2019), und 85 % des im menschlichen Körper enthaltenen P sowie 99 % des Ca (Gewichtsprozent) als (Calcium)Phosphate und Carbonate (Hydroxylapatit) in den Knochen eingelagert sind (GILPIN & CHRISTENSEN, 2015; HARKNESS & DARRAH, 2019; REY & COMBES, 2016), ist es nachvollziehbar, dass in beiden untersuchten Totenaschen (A1, A2) Ca und P den Hauptanteil darstellen. Deren Anteile sind im Vergleich zu anderen Elementen relativ stabil (IYENGAR & TANDON, 1999). Neben Ca und P sind ebenfalls nennenswerte Anteile an Na > Mg > K > Fe, Zn und Mn in den Knochen des menschlichen Körpers enthalten (GILPIN & CHRISTENSEN, 2015; HARKNESS & DARRAH, 2019; IYENGAR & TANDON, 1999). Dabei schwanken die Gehalte in Knochen in Abhängigkeit von Alter und Ernährung des Menschen sowie Knochentyp und -position im Körper stark (REY & COMBES, 2016). Eine höhere Streuung dieser Elementgehalte spiegelt sich in der hier untersuchten Totenasche für Fe und Mn, insbesondere aber für Zn, wider.

Die beiden untersuchten Totenaschen unterscheiden sich am stärksten in Hinblick auf die Schwermetallgehalte. Die Elemente Zn, Ni, Cu und Cr machen ca. 6 % am Gesamtgehalt der gemessenen Elemente bei der stärker belasteten männlichen Totenasche A1 aus (bei A2: 0,05 %). Im Vergleich zu den in HAAS et al. (2019) zitierten Literaturwerten von Totenaschenproben, werden die Gehalte für Zn und Ni in der A1 bei Weitem übertroffen (1000-4000 % höher) und die in der A2 deutlich unterschritten. Während Einträge von Zn, Cu und Pb auch aus dem Sargholz (Kiefern-särge) stammen können, können Einträge von Ni und Cr auch verfahrensbedingt aus dem Abrieb von metallhaltigen Bauteilen der Ofenverkleidung und/oder des Schamottsteins erfolgt sein (HAAS et al., 2019). Da die hier untersuchten Totenaschen jedoch aus demselben Krematorium und baugleichen Öfen stammen, und zudem in beiden Fällen dasselbe Sargmaterial verwendet wurde, ist die unterschiedliche Zusammensetzung der beiden Totenaschen eindeutig auf unterschiedliche Schadstoffexpositionen zu Lebzeiten zurückzuführen. So sind die hohen Gehalte von Zn, Ni, Cu und Cr im männlichen Körper durch eine berufliche Tätigkeit in der Metallverarbeitung zu erklären. Die Exposition gegenüber Metallrauch oder -staub beim Schweißen, Brennschneiden oder verwandten Arbeitsverfahren mit u. a. freigesetzten ZnO-, NiO-, CuO-Partikeln, kann zu einer kurz- und langfristigen Anreicherung dieser Stoffe im Körper führen und unter Umständen mit gesundheitlichen Beeinträchtigungen verbunden sein (Metallrauchfieber, Atemwegserkrankungen bis zu kanzerogener Wirkung) (BRIFFA, 2020; ELLENHORN et al., 1999; MAK COLLECTION, 2016; OFFERMANN & FINLEY, 1992). Auch die Exposition gegenüber hochgiftigen Cr(VI)-Verbindungen z. B. bei der Verarbeitung von Chrom-Nickel-Stählen, ist ohne ausreichend hohe technische Schutzmaßnahmen zu früheren Zeiten denkbar (VEREINIGUNG DER METALL-BERUFGENOSSENSCHAFTEN, 2003). Zwar können anhand von 2 untersuchten Totenaschen

noch keine repräsentativen Aussagen getroffen werden, doch bestätigt sich, dass mit einer hohen Streuung der Schwermetallgehalte in Totenaschen zu rechnen ist.

5.1.2 Auswirkung von Urnenascheinträgen auf den Boden

In einem nächsten Schritt ist zu prüfen, inwieweit die in der Totenasche enthaltenen Nähr- und Schadstoffe im Boden gebunden (immobilisiert) oder verlagert (mobilisiert) werden, um daraus das Gefahrenpotenzial für eine schädliche Umweltwirkung abzuleiten. Dies hängt neben den Bodenverhältnissen wie Ton-, Eisen-, Humusgehalt, Luft- und Wasserhaushalt (Redoxverhalten) auch entscheidend vom pH-Wert des Bodens ab (BRÜMMER, 1986; RIEUWERTS et al., 1998; ALLOWAY, 1999). Gelangt die Totenasche (max. pH-Wert 12,8 in CaCl_2) in den umgebenen Boden, erhöht sich der pH-Wert durch die Freisetzung basisch wirkender Bestandteile der Asche (insbesondere durch die Oxide und Hydroxide von Ca, K, Na und Mg), wie es bereits Untersuchungen in verschiedenen Friedwaldböden gezeigt haben (LANG & GRAF, 2015), und auch bei Zugabe von Holzasche als Dünger in vielen Studien nachgewiesen wurde (ZIMMERMANN et al., 2002, ZOLLNER et al., 1997). Für 80 % der untersuchten Böden in abgelaufenen, anonymen Urnengräbern konnte direkt unterhalb von Urnen ebenfalls ein Anstieg des pH-Wertes von 0,2 (Standort F) bis 1,3 (Standort C) festgestellt werden. Im Laborversuch (Perkolation durch ungestörte Bodenproben) zeigte sich eine Erhöhung des Boden-pH-Wertes um durchschnittlich 2 Einheiten (von pH 5 auf pH 7) (Tabelle A 1 im Anhang), wenn der Boden direkt mit Ascheperkolat (AP, in Wasser gelöste Bestandteile der Totenasche sowie transportierte Feinpartikel < 1 mm) mit einem pH-Wert in H_2O von 13 perkoliert wird. Die Geschwindigkeit, mit der die Bodenlösung durch das AP ausgetauscht wird, und damit auch die Verweildauer des Ascheperkolates in den Poren des Bodens, hängen von der Wasserleitfähigkeit des Bodens ab. Dies führt dazu, dass pH-Wert-Änderungen und der damit verbundene Einfluss auf Ad- und Desorptionsprozesse von Stoffen von Korngrößenverteilung und Porengeometrie des Bodens beeinflusst sind. Hinzu kommt die höhere spezifische Oberfläche von Ton- ($5\text{--}500\text{ m}^2\text{ g}^{-1}$) im Vergleich zu Sandpartikeln ($< 0,1\text{ m}^2\text{ g}^{-1}$) (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 2018), die in Abhängigkeit von der strukturbedingten Zugänglichkeit von Oberflächen eine höhere Sorptionskapazität für die aus der Asche freigesetzten Elemente aufweisen als Sandpartikel. Ein schnelleres Versickern des stark alkalischen AP durch effektiv leitende weite Grobporen ($> 50\text{ }\mu\text{m}$) hat dazu geführt, dass der pH-Anstieg in einigen Sandproben weniger stark ausfiel als in den weniger durchlässigen Tonproben (Tabelle A 1 im Anhang). Während im Labor eine konstante Sickerwassermenge simuliert wurde, wird die alkalische Wirkung einer Aschezugabe unter Freilandbedingungen zudem stark von den Witterungsverhältnissen und der Infiltrationsmenge des Niederschlagswassers in den Boden beeinflusst, wie es Untersuchungen von ZIMMERMANN et al. (2002) zeigen.

Unter Freilandbedingungen sind die in den Perkulationsversuchen festgestellten Effekte außerdem erst zu erwarten, wenn die Urne ausreichend zersetzt und perforiert ist, so dass die Aschepartikel aus der Urne in den Boden verlagert werden können. Hierzu wurden die auf den Friedhofstandorten dokumentierten Urnen nach ihrem Zersetzungsgrad kategorisiert (vgl. Tabelle 1), um später die Quelle (Totenasche oder Urnenmaterial) der im Boden unterhalb der Urnen festgestellten Stoffeinträge ausmachen zu können. Bei den Urnen muss zwischen einer Aschekapsel und einer Überurne unterschieden werden, da letztere einen zusätzlichen Verwitterungsschutz bietet, der den

Zersetzungsgrad der Aschekapsel grundsätzlich mindert. In diesem Zusammenhang sind die unterschiedlichen Bodenverhältnisse an den Untersuchungsstandorten hinsichtlich ihres Einflusses auf die Zersetzungsgeschwindigkeit der Urnen zu berücksichtigen. Die Zersetzung metallischer Urnen erfolgt hauptsächlich über Korrosionsprozesse (Lochkorrosion, z. B. in Form von Säure-, Sauerstoff- oder Salzkorrosion), so dass die Bodenazidität, die Sauerstoff- und Wasserdynamik (Redoxreaktionen) und damit auch die Textur der Böden eine wichtige Rolle für die Korrosionsgeschwindigkeit spielen (COLE & MARNEY, 2012; GERWIN & BAUMHAUER, 2000; TUCK et al., 2016). Da das Material und die Verweilzeit der Urnen auf den unterschiedlichen Friedhöfen ebenfalls variierten, ist der Einfluss der Bodeneigenschaften auf den Zersetzungsprozess allerdings nicht direkt nachzuvollziehen. Der sandige Standort C wies bspw. nicht nur die geringsten pH-Werte (< 5) auf, sondern verfügte auch nur über Aschekapseln (ohne Überurnen) aus dünnem Weißblech mit hohem Zersetzungsgrad, die zudem die längste Verweilzeit im Boden (Beisetzung in den 70er Jahren) besaßen. Eine nahezu vollständige Verwitterung wurde dagegen auf Standort B an einer Aschekapsel aus Weißblech festgestellt, die über 10 Jahre später in einem etwas weniger sauren, sandigen Boden ($\text{pH} > 5$) bestattet wurde. Standort A (sandig) und E (lehmig) weisen höhere pH-Werte auf ($\text{pH} 6$), jedoch sind die meisten Aschekapseln auf diesen Friedhöfen durch Überurnen geschützt. Auch auf dem tonigeren Standort F mit neutraler Bodenreaktion ($\text{pH} > 7$) wurden stark korrodierte metallische Aschekapseln, aber auch kaum zersetzte Überurnen aus Keramik, Plastik oder Metall vorgefunden, was die hohe Heterogenität allein im Material der 42 untersuchten Urnen und ihrem Zersetzungsgrad deutlich macht. Eine Differenzierung von standortspezifischen Stoffbelastungen konnte daher nur für eine exemplarische Auswahl von Urnen mit dem jeweils (visuell betrachtet) höchsten Zersetzungsgrad vorgenommen werden.

Erwartungsgemäß war der Anstieg des pH-Wertes unterhalb stärker zersetzter Urnen, aus denen eine Aschefreisetzung wahrscheinlich ist, am deutlichsten: Unterhalb von Urnen der Kategorie 2 und 3 nahm der pH-Wert sandiger Böden um bis zu 3 Klasseneinheiten zu (z. B. von einem „stark sauren“ zu einem „sehr schwach sauren“ pH-Wert (AD-HOC-AG BODEN, 2005)), was sowohl die Lebensbedingungen der Bodenorganismen und damit die Zersetzungsrate von biologisch abbaubaren Bestandteilen der Überurnen (z. B. Holz) positiv beeinflusst, als auch die Gefahr einer Mobilisierung von kationischen Schadstoffen (z. B. Schwermetallen) prinzipiell herabsetzt (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU, 1988). Während der pH-Anstieg unterhalb von bereits mäßig korrodierten Urnen der Kategorie 2 noch durch eine potenzielle, aber nicht sichtbare Perforation erklärt werden kann, muss der leichte pH-Anstieg unterhalb von intakten Urnen andere Ursachen haben: Eine Erklärung ist, dass der Boden unterhalb der Urne über viele Jahre stärker als der Referenzboden vor natürlich stattfindenden Säureeinträgen mit dem Sickerwasser (HNO_3 und H_2SO_4 aus Niederschlag, organische Säuren aus dem Wurzelraum, H_2CO_3 aus der Bodenatmung) geschützt war (BLUME et al., 2010; ULRICH & MALESSA, 1989). Außerdem ist nicht auszuschließen, dass der Boden im Umfeld der Urne durch die Zugabe von ggf. standortfremden Bodenmaterial während der Urnenbeisetzung beeinflusst wurde, wodurch sich die minimalen pH-Unterschiede zum Referenzboden ebenfalls erklären ließen. Die genannten Nebeneffekte verdeutlichen, dass der pH-Wert damit nur als Hinweis auf eine stattgefunden Freisetzung von Aschebestandteilen dient, aber keine Aussagen zur Zusammensetzung der freigesetzten Asche und der eventuellen Umweltrelevanz der Stofffreisetzung erlaubt.

Aus Abbildung A 8 im Anhang wird deutlich, dass die Anreicherung bestimmter Elemente nicht nur in Böden unterhalb stark zersetzter Urnen mit sichtbarer Aschefreisetzung (Kategorie 3) stattfindet. Da der Anteil der stark zersetzten Urnen nur 1/3 der Gesamtmenge der untersuchten Urnen ausmacht (vgl. Abbildung 7), muss davon ausgegangen werden, dass Stoffausträge nicht nur von der Totenasche, sondern auch vom Material der Urne stammen. Die größte Anreicherung von Schwermetallen fand unter einer fast vollständig zersetzten (Kategorie 3) metallischen Aschekapsel statt. Die festgestellten Stoffausträge aus den Urnen der Kategorie 3 stammen jedoch nicht nur aus der Aschefreisetzung, sondern auch aus dem Material der Urne selbst, wie schon bei der Entnahme der Bodenproben anhand deutlicher Korrosion der Metalloberfläche und entsprechender Färbung des angrenzenden Bodens ersichtlich wurde. Somit ist auch die Zusammensetzung des Urnenmaterials für die Stoffbelastung im Boden von Bedeutung, was für den Einsatz von nicht-metallischen Urnen (Biournen) spricht, um Stoffeinträge in den Boden zu reduzieren. Die Herkunft der Anreicherungen lässt sich für einige Elemente besser zuordnen als für andere: Zu den Stoffausträgen in den untersuchten Bodentiefen, die eindeutig der Asche (aus Urnen der Kategorie 3) zuzuordnen sind, zählt neben den bereits genannten Nährelementen Na, K, Mg und Ca, vor allem auch P (vgl. Abbildung 13). Besonders auf den sandigen Standorten erhöhen sich zudem die Gehalte austauschbar gebundener Nährkationen, insbesondere der einwertigen Kationen K^+ und Na^+ , im Vergleich zum „unbelasteten“ Boden (vgl. Abbildung 11). Diese Kationen werden in Sandböden (wenig reaktive Oberflächen für Kationensorption) aufgrund ihrer geringen Bindungs- und Eintauchstärke besonders schnell ausgewaschen, so dass die hier festgestellten erhöhten Gehalte unmittelbar mit dem Vorhandensein der Urne in Verbindung gesetzt werden können. Auch in der Analyse der Totenaschenproben machten die einwertigen Kationen Na^+ und K^+ den höchsten Anteil der mit $BaCl_2$ bzw. Wasser gelösten Kationen aus (Abbildung A 9). Die hohe Verfügbarkeit dieser Kationen in der Asche wirkt sich auch direkt auf den Zersetzungsprozess metallischer Aschekapseln aus. So wurden vermehrt weiße, kristalline Beläge an der Außenwand der Aschekapseln festgestellt (Abbildung 10, Urne am Standort C), die wahrscheinlich auf eine Ausfällung von Carbonaten (insbesondere in Form von Pottasche (K_2CO_3) und Soda ($NaCO_3$) aus der Totenasche (Salzkorrosion) zurückzuführen sind. Aus rechtlichen Gründen war eine direkte Beprobung dieser Bestandteile allerdings nicht möglich, da es sich ursprünglich um Stoffe der Totenasche handelt (SPRANGER, 2020).

Die Verwendung der Aschekapseln aus Weißblech steht außerdem mit einer erhöhten Anreicherung von Sn und Pb im Zusammenhang (Standort B und C, Abbildung 11), die anhand der Analyseergebnisse nicht der Totenasche zuzuordnen sind. Im Vergleich zu den geringen Pb-Gehalten in den hier untersuchten Totenaschen ($< 1,61 \text{ mg kg}^{-1}$), fanden BROOKS et al. (2006) durchschnittlich höhere Pb-Gehalte in 54 untersuchten Totenaschen in den USA (Körperspender), wobei nur die Extremwerte durch den Verbleib von Schrotmunition im Körper zu erklären waren. Pb wird zu 95 % in den Knochen, aber auch in den Zähnen eingelagert, wobei die Gehalte von sehr geringen ($< 0,01 \text{ mg kg}^{-1}$, HARKNESS & DARRAH, 2019) bis zu max. 40 mg kg^{-1} variieren (IYENGAR & TANDON, 1999). Verstärkte Anreicherungen im menschlichen Körper konnten mit Verstorbenen aus Gebieten mit hoher (schädlicher) Umweltbelastung in den 70er und 80er Jahren in Verbindung gebracht werden, wie es auch eine Studie zu hohen Pb (58 mg kg^{-1}) und Zn-Werten (115 mg kg^{-1}) in den Knochen von Verstorbenen (Anfang der 90er Jahre) aus einem stark belasteten Industriegebiet (mit intensiver Hütten-, Eisen, Stahl- und

Bergbauindustrie) belegt (BARANOWSKA et al., 1995). Auch ist zu hinterfragen, inwieweit die bis 1973 noch zulässigen Bleirohre und -leitungen eine mögliche Ursache für erhöhte Pb-Werte in der Totenasche sein können, denn Pb nimmt der Mensch mehr über das Trinkwasser als über die Nahrung auf (ELLENHORN et al., 1999). Als Bestandteil von Keramik sowie Legierungen, Rostschutzfarbe (Bleimennige) oder Lackierungen, in denen der Zusatz von Bleicarbonaten und -oxiden (mit bis zu 50 %) vor 1950 noch erlaubt war (ELLENHORN et al., 1999), ist es aber wahrscheinlicher, dass Pb verstärkt über das Urnenmaterial als mit der Totenasche eingetragen wurde. Dies kommt insbesondere bei rot lackierten Aschekapseln zum Tragen, unter denen häufig erhöhte Anreicherungen von Pb im Boden auftraten. Auch die Anreicherung von Sn steht vorwiegend mit den Austrägen aus dem Urnenmaterial in Verbindung, da Sn als Legierungs- bzw. Korrosionsschutzmittel in Weißblech (verzinnter Stahl) genutzt wird.

Auch die festgestellten Anreicherungen der Elemente Zn, Ni, Co und Fe im Boden unterhalb einiger Urnen müssen nicht zwangsläufig mit Austrägen aus der Totenasche verbunden sein, da deutliche Anreicherungen vor allem unterhalb korrodierter, jedoch noch nicht perforierter metallischer Urnen (Kategorie 2) festgestellt wurden. Diese Elemente sind ebenfalls häufig Komponenten von Metall-Legierungen (z. B. bei Messing = Kupferlegierung mit 40 % Zn-Anteil) oder von Lacken und Pulverbeschichtungen (BRIFFA, 2020; MERIAN, 1984; ALLOWAY, 1999). Derartige Stoffausträge genannter Elemente aus metallischen Urnen gaben sich auch aus den Ergebnissen des durchgeführten Laborversuches zur Zersetzbarkeit von Aschekapseln zu erkennen. In saurem Milieu wurde hier aus den metallischen Urnenstücken überwiegend Fe und Zn sowie geringe Mengen an Mn und Ni herausgelöst. In basischem Milieu wurden ebenfalls, wenn auch geringere Gehalte von Zn und Fe, aber auch mehr Cr freigesetzt. Dies bedeutet, dass die Freisetzung von Cr sowohl aus der Totenasche als auch aus bereits korrodierten metallischen Urnen stammen kann, aus denen es durch die alkalische Wirkung freigesetzter Aschebestandteile verstärkt mobilisiert wird.

Auch unter nicht-metallischen Überurnen (lackierte Keramik- und Holzüberurnen) wurden erhöhte Zn-Werte im Boden darunter gefunden. Zink ist auch ein natürlicher Bestandteil von Holz (LIENEMANN & VOCK, 2013; ZIMMERMANN et al., 2002), so dass es sowohl aus der hölzernen Überurne als auch aus den Sargbestandteilen in der Totenasche (bei Urnen der Kategorie 2 oder 3) in den Boden gelangen kann. HAAS et al. (2019) wiesen bei der Kremierung von 25 Modellaschen (Särge ohne Leichnam) in unterschiedlichen Kremationsöfen konstant hohe Mengen an Zn (durchschnittlich 72 mg pro Modellasche) nach, die neben Cu (77 mg) und Pb (3 mg) über das Sargholz in die Modellasche eingetragen worden sein müssen. In Hinblick auf die Analyseergebnisse der Totenasche wurde deutlich, dass der Gehalt an Zn auch in Abhängigkeit von den Lebensumständen der Verstorbenen hoch variabel sein kann (ca. 23.000 vs. 127 mg kg⁻¹). Zwar zeigen auch andere Studien, dass es durch äußere Einflüsse zu erhöhten Zinkanreicherungen im Körper kommen kann (BARANOWSKA et al., 1995), veröffentlichte Analysedaten von Totenaschen aus den Niederlanden repräsentieren jedoch deutlich geringere Gehalte von < 1135 mg kg⁻¹ (SMIT, 1996).

Stoffausträge aus intakten Urnen der Kategorie 1 können eindeutig dem Urnenmaterial zugeordnet werden, da hier die Freisetzung von Aschebestandteilen auszuschließen ist. Überurnen aus Metall verursachen im Vergleich zu den freien Aschekapseln und nicht-metallischen Überurnen im

Durchschnitt höhere Austräge von Cr, Ni, Cd und Cu. Eine starke Anreicherung von Cu steht hier überwiegend mit dem Einsatz von Überurnen aus Messing (hoher Kupferanteil) und Kupfer in Verbindung. In Untersuchungen von SCHULTZ ET AL. (2015) ließen sich ebenfalls erhöhte Kupferwerte in aus Kupferurnen entnommener Asche, beigesetzt in den 1960er Jahren, nachweisen. Eine nachträgliche Kontamination von Totenasche durch Stoffausträge aus der korrodierenden Aschekapsel ist demzufolge möglich.

5.1.3 Umweltrelevanz der Stoffausträge aus Urnen in den Boden

Inwieweit die aus der Urne freigesetzten Stoffe eine schädliche Bodenveränderung darstellen, wurde anhand kritischer Grenzwerte, der sogenannten bodenartspezifischen Vorsorgewerte sowie den nutzungs- und wirkungspfadabhängigen Prüfwerten analog Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV, 1999), bewertet. Zwar findet das Bodenschutzrecht – wie im rechtlichen Teilprojekt herausgearbeitet – auf Humantotenaschen im Friedhofskontext keine Anwendung; gleichwohl werden die entsprechenden Vorgaben vorliegend als Referenzgröße herangezogen, um die kontextuale Verortung der generierten Ergebnisse zu ermöglichen. Wird ein Vorsorgewert überschritten, besteht Besorgnis des Entstehens einer schädlichen Bodenveränderung, so dass zusätzliche Schadstoffausträge auf die zulässigen jährlichen Frachten zu begrenzen sind. Ein Überschreiten des Prüfwertes weist dabei auf eine schädliche Bodenveränderung hin, und unterliegt einer einzelfallbezogenen Prüfung zur Gefährdungsabschätzung unter Berücksichtigung der Bodennutzung. In den beprobten Urnengräbern wurden unterhalb von 13 der 42 untersuchten Urnen die Vorsorgewerte für mindestens eines der Elemente Pb, Zn, Cu und/oder Ni (Einzelfall) überschritten. Erhöhte Einträge von Cr und Ni, die laut Untersuchungen von HAAS et al. (2019) eher der Kremationstechnik geschuldet sind, konnten in den Böden unterhalb der 42 untersuchten Urnen jedoch nicht festgestellt werden (mit Ausnahme einer Probe mit erhöhtem Gehalt an Nickel am Standort E). Die absoluten Gehalte sind insgesamt auf den tonigeren Standorten E und F mindestens doppelt so hoch wie auf den sandigen A bis D, was auf den höheren geogenen/pedogenen Hintergrundgehalt des Ausgangsgesteins und die u. a. mit dem höheren Gehalt an Tonmineralen und Sesquioxiden (Hydroxokomplexe) verbundene größere Bindungsstärke für Schwermetalle zurückzuführen ist (GERTH & BRÜMMER, 1983; SIPOS et al., 2008; ALLOWAY, 1999; DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU, 1988). Dies stellte sich auch anhand der durchgeführten Perkolationsversuche heraus, bei denen i. d. R. ein höherer Anteil der Stoffe (bis zu 36 %) aus dem Ascheperkolat im tonigen im Vergleich zum sandigen Boden sorbiert und damit die Stoffbelastung im Ascheperkolat stärker herabgesetzt wurde. Wie bereits erwähnt fördert auch hier die längere Verweilzeit des Ascheperkolats durch die geringere Wasserleitfähigkeit und höhere Wasserbindung des tonigen Bodens das höhere Sorptionsvermögen.

Verglichen mit den z. T. hohen Schwermetallgehalten ($Zn > Ni > Cu > Cr$) in der männlichen Totenasche (Feststoff) fiel der Anteil, der durch Wasser aus der Asche in natürlicher Schüttung herausgelöst werden konnte, gering aus ($< 11\%$ vom Ausgangsgehalt im Feststoff A1 und A2). Von den Schwermetallen erwies sich Cr als am mobilsten, was mit einem hohen Anteil von gut wasserlöslichen Cr(VI)-Verbindungen in der Asche in Verbindung stehen kann (HAAS et al., 2019). In Böden ist Chrom(VI) aufgrund seines anionischen Charakters in wässriger Lösung leichter auswaschbar als in reduzierter (Cr(III)), kationischer Form (CHIRENJE et al., 2010; SALEH et al., 1989; ALLOWAY, 1999).

Zudem werden Cr(VI)-Verbindungen in Böden mit steigendem pH-Wert ($\text{pH} > 6,5$) im Gegensatz zu den anderen untersuchten Schwermetallen zunehmend mobiler (CHEN et al., 2012). Nur in sauren Böden können zugeführte Cr(VI)-Verbindungen schnell gebunden werden (BARTLETT, 1991). Dies spiegelt sich auch in den Perkolationsversuchen an mit Modellasche angereicherten Bodenproben wider (HAAS et al., 2019), bei denen eine Sorption von Cr(VI)-Verbindungen nur in den sauren Bodenproben auftrat ($\text{pH} < 7$), während in den alkalischen Böden ($\text{pH} > 7$) etwa die Hälfte der zugeführten Cr-Verbindungen ungebunden blieb und damit mit dem Perkolat verlagert wurde. Im Gegensatz dazu wurde in den hier vorgestellten Perkolationsversuchen durch die Zugabe des stark alkalischen Ascheperkolats ($\text{pH} 13$) der pH-Wert in den Bodenproben, der zu Beginn im sauren Bereich (um $\text{pH} 5$) lag, erst während der Perkolation in den alkalischen Bereich ($\text{pH} > 7$) angehoben (Vgl. Tabelle A 1), was die höheren absoluten Gehalte von Cr im Ascheperkolat nach Perkolation durch den Boden im Vergleich zu den anderen Schwermetallen erklären kann. Alternativ können die in der Asche vorliegenden Cr(VI)-Verbindungen bereits im Ascheperkolat zu kationischem Cr(III) reduziert worden sein, da durch den Wasserüberstau im Aschezylinder von reduzierenden Bedingungen auszugehen ist. In diesem Fall sind die Cr-Gehalte im AP auch nach der Perkolation durch den Boden höher als die der anderen Schwermetalle, da in Abhängigkeit von den zur Verfügung stehenden Bindungsplätzen eine Überfrachtung des Bodens stattgefunden haben könnte.

Die Schwermetalle wurden elementspezifisch zu unterschiedlich hohen Anteilen in den Bodenproben gebunden, wobei es hier zu keiner Überschreitung der Vorsorgewerte analog BBodSchV (1999) gekommen ist. Eine stärkere Schadstoffanreicherung im Boden könnte allerdings durch die partikuläre Verlagerung von Totenasche erfolgen, die unter den hier angelegten Versuchsbedingungen methodisch bedingt auf Partikelgrößen $< 1 \text{ mm}$ begrenzt ist. Da die hier untersuchte Totenasche jedoch eine grobe Partikelgrößenverteilung aufweist ($> 60 \%$ Grobsandanteile, weniger als 1% (A1) bzw. 15% (A2) $< 63 \mu\text{m}$), ist die Gefahr einer partikulären Verlagerung mit dem Sickerwasser als gering einzustufen. Untersuchungen zu Flugaschdepositionen auf Böden deuten an, dass selbst die noch feineren Partikelgrößen (Feinsand – Schlufffraktion) nicht von der Bodenoberfläche in den darunterliegenden mineralischen Horizont verlagert werden (HARTMANN et al., 2009), und eher ein Verstopfen von Makroporen zu beobachten ist, welches durch Aufquellen der Aschepartikel bei Wasserzufuhr noch verstärkt wird (STOOF et al., 2010; WOODS & BALFOUR, 2010). Das Risiko einer partikulären Verlagerung ist daher in erster Linie vom Porensystem (bzw. der Porengrößenverteilung) und dem Vorhandensein von Makroporen im Boden abhängig. Außerdem stellt sich die Frage, ob die Schwermetallverteilung im Körper Auswirkungen auf die Gehalte unterschiedlicher Partikelgrößen der Totenasche hat. Sind beispielsweise die Extremwerte in der männlichen Totenasche vorzugsweise in gröberen Aschepartikeln gebunden, mindert dies die Gefahr einer Verlagerung in die Tiefe und umgekehrt. Aufgrund der geringen Einwaagen ($< 1 \text{ g}$) in der Stoffanalytik, könnte eine solche partikelgrößenabhängige Schwermetallbelastung auch die hohe Streuung von Elementen hoher Konzentration in der männlichen Totenasche erklären.

Abschließend ist festzuhalten, dass alle gemessenen Gehalte, sowohl in den Laborversuchen als auch in den beprobten Urnengrabfeldern, deutlich unterhalb der für den Wirkungspfad Boden – Mensch definierten Prüfwerte für Park- und Freizeitflächen ($\text{Pb} = 1000 \text{ mg kg}^{-1}$, $\text{Ni} = 350 \text{ mg kg}^{-1}$, Cu und $\text{Zn} = \text{Prüfwerte}$ für diesen Pfad nicht definiert) liegen. Außerdem ist unter dem Aspekt der

Schadensbewertung zu berücksichtigen, dass auf den Standorten E und F die Vorsorgewerte für Cu (Standort E) bzw. Pb (Standort F) bereits im Referenzboden überschritten werden. So liegen z. B. die bundesweiten Hintergrundwerte nach LABO (2003) für Pb in Unterböden aus periglazialen Deckschichten über Carbonatgestein (analog zu Standort F) bereits relativ hoch (52 – 68 mg kg⁻¹ je nach Anteil von Lösslehm). Auch können in Abhängigkeit von der Nutzungshistorie weitere anthropogene Stoffeinträge zu den erhöhten Werten im Referenzboden beigetragen haben. Die kleinräumigen Substratänderungen und Schichtungen des Bodens am Standort E weisen auf anthropogene Umlagerungsprozesse mit dem Einbringen von standortfremdem, z. T. künstlichem Material (Beimengungen von Sand, Industrie- und Bauschutt) hin, so dass der geologische Hintergrundgehalt hier zusätzlich von anthropogenen Einflüssen überprägt ist (NEITE et al., 2008; ALLOWAY, 1999). Damit indizieren bereits geringe stoffliche Austräge aus den Urnen eine kritische Stoffbelastung, die in Einzelfällen, für die Elemente Pb und Cu auf den tonigeren Friedhöfen, zur Besorgnis einer Schadensentstehung führt (Vorsorgeprinzip).

Für das Verlagerungspotenzial der Schwermetalle ist der pH-Wert der Böden zu berücksichtigen, der die Bindungsstärke der Elemente entscheidend beeinflusst (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU, 1988). Zwar unterschreiten die pH-Werte beprobter Böden unterhalb von 14 der 42 Urnen den jeweiligen Grenz-pH-Wert für die Mobilisierung von Ni und Zn (pH < 5,5) bzw. 3 den für die Mobilisierung von Cu (pH < 4,5), doch betrifft dies nicht jene Bodentiefen mit überschrittenen Vorsorgewerten. Dies bestätigen auch die Untersuchungen der Tiefenverläufe: Die z. T. kritischen Stoffanreicherungen konzentrieren sich auf den Bereich (10 cm) unterhalb der Urnen, so dass in den darunterliegenden Tiefen keine erhöhten Gehalte mehr nachweisbar waren. Im Laufe der Zeit kann der für die Remobilisierung der Schwermetalle entscheidende Grenz-pH-Wert allerdings durch natürliche Versauerungsprozesse wieder unterschritten werden. Für stark saure (siehe Friedhof C), grundwasserbeeinflusste (Friedhof D) sowie tonreiche und damit schrumpfungsempfindliche Böden (Friedhof E und F), in denen präferenzielle Fließwege bis in größere Tiefe entstehen können (JARVIS, 2007), ist daher von einem erhöhten Gefährdungspotenzial für eine Verlagerung von (Schad-)Stoffen ins Grundwasser auszugehen.

5.1.4 Biologische Abbaubarkeit von Biurnen

Der Einsatz von biologisch-abbaubaren Urnen (Biurnen aus Naturkunststoff) stellt eine geeignete Alternative dar, um (zusätzliche) Schwermetallausträge aus dem Material der Urnen zu vermeiden. Es ist allerdings, je nach Zersetzungsdauer der Biurnen, von einer höheren Freisetzungsgeschwindigkeit von (Schad-)Stoffen aus der Totenasche auszugehen. Anhand des durchgeführten Laborinkubationsversuches wurde die Abbaugeschwindigkeit von Biurnen unter günstigen Bedingungen, d. h. optimalen Temperatur- und Wasserverhältnissen (BRIASSOULIS & MISTRITIS, 2018; HUANG & HALL, 2017) für die am Abbau der Biurnen beteiligten Mikroorganismen im Boden mit/ohne Holzaschezugabe getestet. Die Ergebnisse zeigen, dass aufgrund der höheren mikrobiellen Aktivität die CO₂-Freisetzung sowie der O₂-Konsum (Basalatmung) in den humusreichen Oberbodenproben erwartungsgemäß höher ist als in den humusarmen Unterbodenproben (BRIASSOULIS & MISTRITIS, 2018; MORILLAS et al., 2017). Für Proben mit Holzaschezugabe ist zu berücksichtigen, dass die Basalatmung nicht nur durch den Abbau des Biurnenteilstückes, sondern auch durch ein verändertes

Bodenmilieu, d. h. eine Veränderung der mikrobiellen Aktivität als Folge der alkalisch wirkenden Holzasche (BÅÅTH & ARNEBRANT, 1994), beeinflusst werden kann.

Sowohl in den Oberboden- als auch in den Unterbodenproben sind die ermittelten Gasmengen für die Proben mit vergrabenem Biournenstück (BU) und Holzaschezugabe (BU + A) höher als im Kontrollboden, wobei die Unterschiede mit der Zeit leicht abnehmen. Folglich findet in diesen Proben ein mikrobieller Abbau des Biournenstückes statt. Ein Rückgang der Respirationsrate in Böden ist häufig zu beobachten, nachdem die labilen, leicht verfügbaren C-Fractionen abgebaut sind, wie es u.a. BRIASSOULIS & MISTRIOTIS (2018) in Laborversuchen zum Cellulose-Abbau festgestellt haben. Die Zugabe von Holzasche und Maisstärke beeinflusst demnach den initialen Zersetzungsprozess der Biournenstücke positiv. Dies ließ sich auch visuell mit der Oberflächenbeschaffenheit der BU in Verbindung bringen, die an der Kontaktseite zur Asche bzw. Maisstärke eine stärkere Zersetzung der Faserstrukturen als auf der Rückseite (Boden) aufweist (vgl. Abbildung 17). Während die leicht verfügbaren C-Fractionen des Biournenstückes vermutlich bereits nach kurzer Zeit abgebaut worden sind, können die Lignin-Bestandteile erst durch spezialisierte Mikroorganismen (vorrangig Weißfäulepilze) unter enzymatischer Spaltung zersetzt werden (KIRK & FARRELL, 1987; THEVENOT et al., 2010). Es ist jedoch zu hinterfragen, inwieweit die Erhöhung des pH-Wertes durch die basisch wirkenden Aschebestandteile möglicherweise zu einer Beeinträchtigung der für die spätere Zersetzung der Lignin-Bestandteile wichtigen Pilze führt, deren Aktivitätsoptimum bei einem Boden-pH-Wert von 5 liegt (THEVENOT et al., 2010).

Die CO₂-Freisetzung ist insgesamt geringer als der O₂-Verbrauch, d. h. der Respirationsquotient (das CO₂/O₂-Verhältnis) ist meistens < 1. Für alkalische Böden, wozu auch die Bodenproben der Variante BU + A zählen (pH-Werte zwischen 9 und 10, gemessen in CaCl₂ nach 6 Monaten, Ergebnisse nicht gezeigt), lassen sich Respirationsquotienten < 1 hauptsächlich damit erklären, dass das biologisch produzierte CO₂ als gelöster anorganischer Kohlenstoff (in Form von Bicarbonat, HCO₃⁻) im Bodenwasser gebunden und somit nicht als CO₂-Gas in die Atmosphäre freigesetzt wird (ANGERT et al., 2015; SÁNCHEZ-CAÑETE et al., 2018). Wie die Analyse von austauschbar gebundenen Kationen in der Holzasche ergab (siehe Abbildung A 9c im Anhang), ist zudem eine bedeutende Menge an Kalium enthalten (HAAS et al., 2019; LIENEMANN & VOCK, 2013; ZIMMERMANN et al., 2002), welches bei Zugabe von Wasser zu Kaliumhydroxid umgewandelt wird und in der Bodenlösung schließlich als Kalilauge vorliegt. Kommt es mit der Bodenluft in Kontakt, kann es weiter zu Kaliumcarbonat (Pottasche, K₂CO₃) reagieren, wobei ebenfalls CO₂-Gas aus der Bodenluft bzw. Atmosphäre der Respirationskammer entzogen wird (siehe auch Abbildung A 10 im Anhang).

Wird eine lineare Abbaurate unterstellt, ist mit einem vollständigen Abbau einer Aschekapsel aus biologisch-abbaubaren Material frühestens nach ca. 4 Jahren im humusreichen Boden bzw. nach 5 Jahren im humusarmen Boden zu rechnen. Kommt zusätzlich eine Bioüberurne zum Einsatz, verdoppelt sich in etwa die Zersetzungsdauer (9 bzw. 10 Jahre). Diese Prognosen spiegeln wahrscheinlich eine Mindestdauer wider, denn in der Praxis ist u. a. zu berücksichtigen, dass die Asche die mikrobielle Aktivität erst beeinflusst, nachdem sie in Kontakt mit dem Boden gekommen ist. Die erste Perforation der Biourne erfolgt also durch Abbauprozesse, die der Variante BU entsprechen und demzufolge langsamer verläuft als in der Variante BU + A. Zudem unterliegt die mikrobielle Aktivität unter

Freilandbedingungen saisonalen Schwankungen. So können in Abhängigkeit von der Bodenstruktur und den klimatischen Verhältnissen zeitweise limitierende Sauerstoff- oder Wasserverhältnisse auftreten (HUANG & HALL, 2017; SKOPP et al., 1990), die die biologische Aktivität herabsetzen und den Zersetzungsprozess der Biourne verlangsamen. Auch die Bodentemperatur unterliegt jahreszeitlichen Schwankungen, wie es z. B. Untersuchungen von ZIMMERMANN (2012) auf verschiedenen Friedhofsböden zeigten, in denen maximale Temperaturen von 17 °C im Unterboden nur in den Sommermonaten erreicht wurden und die Jahresdurchschnittstemperatur bei ca. 10 °C lag. So ist im Unterboden unter Freilandbedingungen in Hinblick auf das Temperaturoptimum von ungünstigeren Verhältnissen für den mikrobiellen Abbau (ZHENG et al., 2019) im Vergleich zum Laborversuch auszugehen.

6 Fazit

In den dargestellten Untersuchungen konnten erstmalig (in Deutschland) zwei Totenaschenproben auf rechtskonformem Weg über eine spezifische Körperspendeerklärung untersucht werden. Eine der beprobten Totenaschen weist stark erhöhte Gehalte der Schwermetalle Zink und Nickel sowie nennenswerte Gehalte an Kupfer und Chrom auf, während die Schwermetallgehalte der anderen Totenasche deutlich geringer sind. Da die Totenasche zu größtem Anteil aus grobkörnigen Partikeln besteht und mit Grobsand vergleichbar ist, kann davon ausgegangen werden, dass die Stofffreisetzung aus der Asche vorwiegend über Auslaugungsprozesse (mit dem Sickerwasser) und weniger über partikulären Transport stattfindet. Diesbezüglich konnte festgestellt werden, dass bei erstem Kontakt mit einer größeren Wassermenge, einem Starkregenereignis entsprechend (> 35 L m⁻² in 6 Stunden, DWD (2020)), maximal ein Zehntel vom Gehalt eines Elementes aus der Totenasche ausgewaschen wird. Davon wurde in den Bodenproben im Perkulationsversuch in Abhängigkeit von deren Filtereigenschaften ein elementspezifisch unterschiedlich hoher Anteil gebunden. Für die hier untersuchten Bodenartenhauptgruppen (Sand und Ton) wurden die Vorsorgewerte analog BBODSCHV (1999) unter den beschriebenen Randbedingungen nicht überschritten. Stoffanreicherungen im Boden wurden ebenfalls in Felduntersuchungen auf 6 Friedhöfen im Umfeld erdbestatteter Urnen unter unterschiedlichen Bodenverhältnissen (Sand, Schluff, Lehm) überprüft. Da die gemessenen Elementgehalte unterhalb von 42 Urnen in Relation zu einer „unbelasteten“ Referenz (Hintergrundwert) gesetzt wurden, ließen sich potenzielle Stoffausträge aus der Urne bzw. Stoffanreicherungen im darunterliegenden Boden konkret bilanzieren. Es wurde festgestellt, dass unterhalb von 13 der 42 untersuchten Urnen für mindestens eines der Schwermetalle Blei, Zink, Kupfer und/oder Nickel die Vorsorgewerte für Sand und Schluff/Lehmböden analog BBODSCHV (1999) erreicht wurden.

Stoffanreicherungen im Boden waren nicht nur unterhalb von bereits stark zersetzten Urnen festzustellen, sondern auch unterhalb von noch intakten Urnen, bei denen eine Stofffreisetzung aus den Totenaschen auszuschließen ist. So fanden die durchschnittlich höchsten Austräge von Chrom, Nickel, Cadmium und Kupfer unterhalb von Überurnen aus Metall statt. Am eindeutigsten äußerte sich dies in einer Anreicherung von Kupfer unterhalb intakter Kupferüberurnen. Während bei Letzteren eine Stofffreisetzung aus der Totenasche auszuschließen ist, zeigten bereits stark zersetzte und perforierte Aschekapseln eine Anreicherung von Arsen, Zinn und Blei im Boden auf. Anhand der Elementgehalte in den untersuchten Totenaschen ließen sich diese Stoffbelastungen allerdings nicht eindeutig der

Asche zuweisen. Die Untersuchungen implizieren damit, dass erhöhte Stoffeinträge in den Boden nicht nur von der Totenasche, sondern auch vom Urnenmaterial ausgehen können. Mit zunehmendem Zersetzungsgrad der Urne ist daher davon auszugehen, dass Schwermetalle zunehmend auch aus dem Urnenmaterial freigesetzt wurden.

Der Einsatz von Biournen stellt damit eine geeignete Alternative dar, um Schadstoffausträge aus dem Material der Urnen zu vermeiden. Dem gegenüber steht allerdings eine voraussichtlich höhere Freisetzungsgeschwindigkeit von (Schad-)Stoffen aus der Totenasche, die nach der Zersetzung der Biourne in den Boden gelangen. Da die mikrobielle Aktivität stark von den Bodenverhältnissen (Temperatur-, pH-Wert, Wasser- und Sauerstoffdynamik sowie der organischen Substanz als Energielieferant) abhängt, ist generell zu erwarten, dass die Zersetzung von Biournen unter Freilandbedingungen tendenziell langsamer verläuft (> 4 Jahre) als es bisher aus den Laborversuchen unter kontrollierten Bedingungen (20 °C, optimale Bodenfeuchte) hergeleitet ist. Entsprechend nimmt die Zersetzungsdauer in tonigeren und damit weniger gut durchlüfteten Böden sowie in größeren Tiefen zu, wodurch auch die Bestattungstiefe an Bedeutung gewinnt.

Die je nach Urnenbeschaffenheit und -beständigkeit variierende Freisetzungsgeschwindigkeit von Aschebestandteilen spielt damit bei der Berechnung von maximal zulässigen, zusätzlichen Stofffrachten analog BBodSchV (1999) eine wichtige Rolle. Entsprechend hängt die zulässige Anzahl an Urnen nicht nur von der Stoffzusammensetzung in der Totenasche selbst ab, sondern auch vom Zeitraum, in dem eine Freisetzung von Aschebestandteilen stattfindet. Für eine Wiederbelegung von Urnengrabfeldern muss folglich sichergestellt werden, dass eine vollständige Freisetzung der Asche beigesetzter Urnen stattgefunden hat und die daraus resultierende Stofffreisetzung abgeschlossen ist, bevor der Boden zusätzlichen Stofffrachten der darauffolgenden Urnen ausgesetzt wird, wodurch die Gefahr einer möglichen Überschreitung maximal zulässiger Frachten zunimmt. Modelle für eine realistische Einschätzung von Stofffrachten sollten daher verschiedene Szenarien abdecken, die sowohl klimatische Verhältnisse (Sickerwassermenge, Grundwasserneubildung, Bodentemperatur) als auch die Bodeneigenschaften (Bodenart, Humusgehalt, pH-Wert, Luft- und Wasserhaushalt, Grundwasserabstand) am Standort bzw. in der Bodentiefe, in der sich die beigesetzten Urnen befinden, umfassend widerspiegeln.

Besorgnis des Entstehens einer schädlichen Bodenveränderung analog BBodSchV (1999) besteht auf Grundlage der Untersuchungen von Urnengrabfeldern (6 Friedhofsstandorte) nur in Einzelfällen, und beschränkt sich auf den nahen Tiefenbereich direkt unterhalb der Urnen. Eine Verlagerung in tiefere Bodenhorizonte war nicht festzustellen und ist, solange die für die Mobilisierung dieser umweltrelevanten Schwermetalle erforderlichen Grenz-pH-Werte nicht unterschritten werden und der Stofftransport nicht über präferenziellen Fluss (Schrumpfrisse, Bioporen) stattfindet, auch als unwahrscheinlich anzusehen. Da die Freisetzung von basisch wirkenden Aschebestandteilen mit einem lokalen Anstieg des pH-Wertes einhergeht, kann in Böden mit niedrigen Ausgangs-pH-Werten zunächst von einer unmittelbaren Immobilisierung der Schwermetalle am Ort der Freisetzung ausgegangen werden. Dennoch können natürliche Versauerungsprozesse dazu führen, dass der für die Remobilisierung entscheidende Grenz-pH-Wert wieder unterschritten wird und eine Verlagerung von Schwermetallen ins Grundwasser möglich ist. Im Hinblick auf die Hintergrundwerte („unbelastete“

Referenz) fielen die tonigeren Standorte bereits durch vereinzelt erhöhte Schwermetallgehalte (Blei, Kupfer) auf. Entsprechend sensibel reagieren solche Standorte auf zusätzliche Stofffreisetzungen aus erdbestatteten Urnen, so dass, insbesondere unter ungünstigen Bodenverhältnissen (saure Böden, schlechte Puffer- und Filtereigenschaften, Grundwassernähe), die Eignung solcher Standorte für Urnenbeisetzungen in Frage zu stellen ist.

7 Verbreitung der Projektergebnisse

Publikationen:

- Zimmermann, I., Mordhorst, A., Fleige, H., Horn, R. (2018): „Untersuchungen zur Auswirkungen von Urnenascheinträgen in Böden“, in: Schetter (Hrsg.), Krematorium – Quecksilber und andere Umwelteinflüsse. Dokumentation der Tagung bei der DBU in Osnabrück im Tagungsband 2018.
- Spranger, T.M. (2018): „Probenentnahme für Umweltstudien“, in: Friedhofskultur März 2018, S. 48 f.
- Spranger, T.M. (2018): „Asche und Böden – von der Beprobung bis zur Praxisempfehlung“, in: Schetter (Hrsg.), Krematorium – Quecksilber und andere Umwelteinflüsse, 2018, S. 169 ff.
- Spranger, T.M. (2019): „Umweltrecht auf Friedhöfen?“, in: Friedhofskultur Mai 2019, S. 42 f.
- Spranger, T.M. (2020): „Rechtsprobleme der Aschebeprobung“, in: Friedhofskultur Januar 2020, S. 38 f.
- Spranger, T.M. (2020) „Neues aus dem Feuerbestattungsrecht“, in: Schetter (Hrsg.). Dokumentation der Tagung bei der DBU in Osnabrück im Tagungsband 2020; coronabedingte Durchführung der Tagung und Publikation in 2021).
- Mordhorst, A., Zimmermann, I., Fleige, H., Horn, R. (2020): „Bewertung von (Schad-)Stoffausträgern aus Urnen in Friedhofsböden“, in: Schetter (Hrsg.), Dokumentation der Tagung bei der DBU in Osnabrück im Tagungsband 2020; coronabedingte Durchführung der Tagung und Publikation in 2021).
- Mordhorst, A., Zimmermann, I., Fleige, H., Horn, R. (2020). „Einfluss von Material und Zersetzbarkeit erdbestatteter Urnen auf die (Schad-)Stofffreisetzung in Friedhofsböden“, in: Handbuch des Feuerbestattungswesens 2. Auflage, Kapitel 13, 251-270, Boorberg Verlag, ISBN: 978-3-415-05135-5.

Vorträge:

- 26.04.2018 (T.M. Spranger), Symposium der FUNUS Stiftung, Halle: „Der tote Körper aus der Sicht des Juristen“. „Asche und Böden – von der Beprobung bis zur Praxisempfehlung“.
- 18.9.2018 (I. Zimmermann), Krematoriumfachtagung Osnabrück. „Untersuchungen zur Auswirkungen von Urnenascheinträgen in Böden“.
- 18.9.2018 (T.M. Spranger), Krematoriumfachtagung Osnabrück. „Asche und Böden – von der Beprobung bis zur Praxisempfehlung“.
- 06.02.2020 (T.M. Spranger), Jahrestagung der VFD-Regionalgruppe NRW, Essen: „Aktuelles aus dem Friedhofs- und Bestattungsrecht“.
- 04.03.2020 (T.M. Spranger), Tagung der VFD-Regionalgruppe Baden-Württemberg, Mannheim: „Bestattungsgesetz und Bestattungsverordnung Baden-Württemberg“.
- 10.09.2020 (T.M. Spranger), 12. Speyerer Tage zum Friedhofs- und Bestattungsrecht: „Aktuelles Friedhofs- und Bestattungsrecht“ (coronabedingte Ersetzung der Präsenzveranstaltung in Speyer durch ein Webinar).

8 Literaturverzeichnis

- AD-HOC-AG BODEN: Bodenkundliche Kartieranleitung: Ad-hoc-AG Boden der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der Bundesrepublik Deutschland. 5. Edition. Stuttgart: Schweizerbart'sche, E., 2005 — ISBN 978-3-510-95920-4
- ALLOWAY, B. J. (Hrsg.): Schwermetalle in Böden. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1999 — ISBN 978-3-642-63566-3
- AMELUNG, WULF; BLUME, HANS-PETER; FLEIGE, HEINER; HORN, RAINER; KANDELER, ELLEN; KÖGEL-KNABNER, INGRID; KRETZSCHMAR, RUBEN; STAHR, KARL; ET AL.: Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. 17., überarb. u. erg. Aufl. 2018 Edition. Berlin: Springer Spektrum, 2018 — ISBN 978-3-662-55870-6
- ANGERT, A.; YAKIR, D.; RODEGHIERO, M.; PREISLER, Y.; DAVIDSON, E. A.; WEINER, T.: Using O₂ to study the relationships between soil CO₂ efflux and soil respiration. In: Biogeosciences Bd. 12, Copernicus GmbH (2015), Nr. 7, S. 2089–2099
- BÅÅTH, E.; ARNEBRANT, K.: Growth rate and response of bacterial communities to pH in limed and ash treated forest soils. In: Soil Biology and Biochemistry Bd. 26 (1994), Nr. 8, S. 995–1001
- BARANOWSKA, IRENA; CZERNICKI, KRZYSZTOF; ALEKSANDROWICZ, RYSZARD: The analysis of lead, cadmium, zinc, copper and nickel content in human bones from the Upper Silesian industrial district. In: Science of The Total Environment Bd. 159 (1995), Nr. 2–3, S. 155–162
- BARTLETT, RICHMOND J: Chromium cycling in soils and water: links, gaps, and methods. In: Environmental Health Perspective Bd. 92 (1991), S. 17–24
- BBODSCHG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten. Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998 (BGBl. I S. 502), das zuletzt durch Artikel 3 des Gesetzes vom 9. Dezember 2004 (BGBl. I S. 3214) geändert worden ist
- BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999, BGBl. I S. 1554), zuletzt durch Artikel 3 Absatz 4 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert
- BLUME, HANS-PETER; BRÜMMER, GERHARD W.; HORN, RAINER; KANDELER, ELLEN; KÖGEL-KNABNER, INGRID; KRETZSCHMAR, RUBEN; STAHR, KARL; WILKE, BERNDT-MICHAEL; ET AL.: Gefährdung der Bodenfunktionen. In: BLUME, H.-P.; BRÜMMER, G. W.; HORN, R.; KANDELER, E.; KÖGEL-KNABNER, I.; KRETZSCHMAR, R.; STAHR, K.; WILKE, B.-M.; ET AL.: Lehrbuch der Bodenkunde. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag, 2010 — ISBN 978-3-8274-1444-1, S. 449–519
- BLUME, HANS-PETER; STAHR, KARL; LEINWEBER, PETER: Bodenkundliches Praktikum. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag, 2011 — ISBN 978-3-8274-1553-0
- BRIASSOULIS, D.; MISTRIOTIS, A.: Key parameters in testing biodegradation of bio-based materials in soil. In: Chemosphere Bd. 207 (2018), S. 18–26
- BRIFFA, JESSICA: Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. In: Heliyon, Volume 6, Issue 9 (2020), S. 26
- BROOKS, TIMOTHY R.; BODKIN, TOM E.; POTTS, GRETCHEN E.; SMULLEN, STEPHANIE A.: Elemental Analysis of Human Cremains Using ICP-OES to Classify Legitimate and Contaminated Cremains. In: Journal of Forensic Sciences Bd. 51 (2006), Nr. 5, S. 967–973
- BRÜMMER, G. W.: Heavy Metal Species, Mobility and Availability in Soils. In: BERNHARD, M.; BRINCKMAN, F. E.; SADLER, P. J. (Hrsg.): The Importance of Chemical "Speciation" in Environmental Processes, Dahlem Workshop Reports. Berlin, Heidelberg: Springer, 1986 — ISBN 978-3-642-70441-3, S. 169–192
- BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (LABO) (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden
- BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (LABO) (2017): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden

- CHEN, JIANNAN; BRADSHAW, SABRINA; BENSON, CRAIG H.; TINJUM, JAMES M.; EDIL, TUNCER B.: pH-Dependent Leaching of Trace Elements from Recycled Concrete Aggregate, American Society of Civil Engineers (2012), S. 3729–3738 — ISBN 9780784412121
- CHIRENJE, TAIT; RIVERO, CARMEN; MA, LENA Q: Leaching of As and Cr in Wood-Ash- Amended Soil Columns. In: Soil and Sediment Contamination: An International Journal Bd. 11 (2010), Nr. 3, S. 359–375
- COLE, I S; MARNEY, D.: The science of pipe corrosion: A review of the literature on the corrosion of ferrous metals in soils. In: Corrosion Science (2012), S. 12
- DE WILDE, B.: Biodegradation Testing Protocols. In: Degradable Polymers and Materials: Principles and Practice (2nd Edition), ACS Symposium Series. Bd. 1114 v. 0: American Chemical Society, 2012 — ISBN 978-0-8412-2822-1, S. 33–43
- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (Hrsg.): Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen. Teil 1: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren: DK 631.42 Bodenuntersuchung, DK 546.3/9 Schwermetallbindung, DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft. Bd. 212. Hamburg: Parey, 1988 — ISBN 978-3-490-31297-6
- DESTATIS (2021): Sterbefälle- Fallzahlen nach Tagen, Wochen, Monaten, Altersgruppen, Geschlecht und Bundesländern für Deutschland 2016–2020. Amtliche Daten des Statistischen Bundesamtes: <https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Bevoelkerung/Sterbefaelle-Lebenserwartung/Tabellen/sonderauswertung-sterbefaelle.html>
- DIN ISO 11277:2002-08: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Partikelgrößenverteilung in Mineralböden - Verfahren mittels Siebung und Sedimentation
- DIN EN ISO 10693:2014-06: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des Carbonatgehaltes - Volumetrisches Verfahren
- DIN ISO 10390:2005-2: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des pH-Wertes
- DIN EN ISO 11260:2018; Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität und der Basensättigung unter Verwendung von Bariumchloridlösung
- DIN EN 13657:2002: Charakterisierung von Abfällen - Aufschluß zur anschließenden Bestimmung des in Königswasser löslichen Anteils an Elementen in Abfällen
- DIN ISO 11466:1995-03: Bodenbeschaffenheit - Extraktion von in Königswasser löslichen Spurenelementen
- DIN EN 13432:2000-12: Verpackung - Anforderungen an die Verwertung von Verpackungen durch Kompostierung und biologischen Abbau - Prüfschema und Bewertungskriterien für die Einstufung von Verpackungen.
- DIN ISO 14851:2019-07: Bestimmung der vollständigen aeroben Bioabbaubarkeit von Kunststoff-Materialien in einem wässrigen Medium - Verfahren mittels Messung des Sauerstoffbedarfs in einem geschlossenen Respirometer
- DIN EN ISO 14852:2018-12: Bestimmung der vollständigen aeroben Bioabbaubarkeit von Kunststoff-Materialien in einem wässrigen Medium - Verfahren mittels Analyse des freigesetzten Kohlenstoffdioxides
- DIN EN ISO 14855-1:2013-04: Bestimmung der vollständigen aeroben Bioabbaubarkeit von Kunststoff-Materialien unter den Bedingungen kontrollierter Kompostierung - Verfahren mittels Analyse des freigesetzten Kohlenstoffdioxides - Teil 1: Allgemeines Verfahren
- DWD (2020): Deutscher Wetterdienst. www.dwd.de.
- ELLENHORN, M; SCHONWALD, S.; ORDOG, GARY; WASSERBERGER, JONATHAN: METALS AND RELATED COMPOUNDS. In: Medical Toxicology: Diagnosis and Treatment of Human Poisoning. Chapter 67 (1999)
- FIEDLER, S.; BREUER, J.; PUSCH, C. M.; HOLLEY, S.; WAHL, J.; INGWERSEN, J.; GRAW, M.: Graveyards — Special landfills. In: Science of The Total Environment Bd. 419 (2012), S. 90–97

- GERTH, J.; BRÜMMER, G.: Adsorption und Festlegung von Nickel, Zink und Cadmium durch Goethit (α -FeOOH). In: Fresenius' Zeitschrift für analytische Chemie Bd. 316 (1983), Nr. 6, S. 616–620
- GERWIN, WERNER; BAUMHAUER, ROLAND: Effect of soil parameters on the corrosion of archaeological metal finds. In: Geoderma Bd. 96 (2000), Nr. 1–2, S. 63–80
- GILPIN, MEGAN; CHRISTENSEN, ANGI M.: Elemental Analysis of Variably Contaminated Cremains Using X-ray Fluorescence Spectrometry. In: Journal of Forensic Sciences Bd. 60 (2015), Nr. 4, S. 974–978
- GRUPE, G.; HUMMEL, S.: Trace element studies on experimentally cremated bone. I. Alteration of the chemical composition at high temperatures. In: Journal of Archaeological Science Bd. 18 (1991), Nr. 2, S. 177–186
- GÜTEGEMEINSCHAFT FEUERBESTATTUNGSANLAGEN E. V.: Das Verhältnis von Sarg- und Urnenbestattungen in Deutschland in den Jahren 2015 bis 2019 (Umfrageergebnisse) (2020). http://www.feuerbestattungsanlagen-ral.de/GFB-umfrageergebnisse_2020.pdf
- HAAS, JOHANNES; SCHACK-KIRCHNER, HELMER; LANG, FRIEDERIKE: Ausmaß und Ursachen einer Schadstofffreisetzung aus Urnen in Bestattungswäldern. Texte Nr. 142 (2019): Umweltbundesamt
- HARKNESS, JENNIFER S.; DARRAH, THOMAS H.: From the crust to the cortical: The geochemistry of trace elements in human bone. In: Geochimica et Cosmochimica Acta Bd. 249 (2019), S. 76–94
- HARTMANN, PETER; FLEIGE, HEINER; HORN, RAINER: Physical properties of forest soils along a fly-ash deposition gradient in Northeast Germany. In: Geoderma 150 (2009): 188–195
- HEINTZ, ANDREAS; REINHARDT, GUIDO: Schwermetalle in der Umwelt. In: HEINTZ, A.; REINHARDT, G. (Hrsg.): Chemie und Umwelt: Ein Studienbuch für Chemiker, Physiker, Biologen und Geologen. Wiesbaden: Vieweg+Teubner Verlag, 1990 — ISBN 978-3-663-00136-2, S. 229–255
- HOLDEN, J. L.; PHAKEY, P. P.; CLEMENT, J. G.: Scanning electron microscope observations of heat-treated human bone. In: Forensic Science International, Forensic Anthropology Around the World. Bd. 74 (1995), Nr. 1, S. 29–45
- HUANG, WENJUAN; HALL, STEVEN J.: Elevated moisture stimulates carbon loss from mineral soils by releasing protected organic matter. In: Nature Communications Bd. 8, Nature Publishing Group (2017), Nr. 1, S. 1774
- IYENGAR, G. V.; TANDON, L.: Minor and trace elements in human bones and teeth. International Atomic Energy Agency, Section of Nutritional and Health-Related Environmental Studies, Vienna (Austria), report (1999)
- JARVIS, N. J.: A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. In: European Journal of Soil Science Bd. 58 (2007), Nr. 3, S. 523–546
- KIRK, T. K.; FARRELL, R. L.: Enzymatic „combustion“: the microbial degradation of lignin. In: Annual Review of Microbiology Bd. 41 (1987), S. 465–505
- LANG, FRIEDERIKE; GRAF, MARKUS: Untersuchungen von Bodenproben aus verschiedenen Friedwaldstandorten: Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Brsg. Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen (2015)
- LEWANDOWSKI, JÖRG; LEITSCHUH, STEPHAN; KOß, VOLKER: Schadstoffe im Boden: Eine Einführung in Analytik und Bewertung. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 1997 — ISBN 978-3-540-62643-5
- LIENEMANN, PETER; VOCK, WILLI: Elementgehalte in Holzaschen und Validierung der Holzaschenkontrolle. Zürich: Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften, 2013
- MAK COLLECTION: Zinkoxid-Rauch (MAK Value Documentation in German Language, 2000), Wiley-VCH - The MAK-Collection for Occupational Health and Safety (2016)
- MERIAN, ERNEST: Metalle in der Umwelt. Verteilung, Analytik und biologische Relevanz: Wiley-VCH, (1984)

- MORILLAS, LOURDES; ROALES, JAVIER; PORTILLO-ESTRADA, MIGUEL; GALLARDO, ANTONIO: Wetting-drying cycles influence on soil respiration in two Mediterranean ecosystems. In: *European Journal of Soil Biology* Bd. 82 (2017), S. 10–16
- NEITE, HEINZ; LEISNER-SAABER, JÖRG; KRÜGER, GERALD: Bodenbelastungskarte des Ruhrgebietes. In: *Bodenschutz* (2008), Nr. 2, S. 55–58
- OFFERMANN, PAUL V; FINLEY, CHRISTOPHER J: Metal fume fever. In: *Annals of Emergency Medicine* Bd. 21 (1992), Nr. 7, S. 872–875
- REY, C.; COMBES, C.: Physical chemistry of biological apatites. In: *Biom mineralization and Biomaterials: Elsevier* (2016) — ISBN 978-1-78242-338-6, S. 95–127
- RIEUWERTS, J S; THORNTON, I; FARAGO, M E; ASHMORE, M R: Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals. In: *Chemical Speciation & Bioavailability* Bd. 10 (1998), Nr. 2, S. 16
- ROWELL, DAVID L.; MUNCH, JEAN C.; BÖRSCH-SUPAN, M. (Übers.): *Bodenkunde: Untersuchungsmethoden und ihre Anwendungen*. 1997. Edition.: Springer (1997) — ISBN 978-3-540-61825-6
- SALEH, FARIDA Y; PARKERTON, THOMAS F; LEWIS, RICHARD V; HUANG, JULIE H; DICKSON, KENNETH L: Kinetics of chromium transformations in the environment. In: *Sci Total Environ* 86 (1989), S. 17
- SÁNCHEZ-CAÑETE, ENRIQUE P.; BARRON-GAFFORD, GREG A.; CHOROVER, JON: A considerable fraction of soil-respired CO₂ is not emitted directly to the atmosphere. In: *Scientific Reports* Bd. 8, Nature Publishing Group (2018), Nr. 1, S. 13518
- SCHULTZ, JOHN J.; WARREN, MICHAEL W.; KRIGBAUM, JOHN S.: Analysis of Human Cremains. In: *The Analysis of Burned Human Remains: Elsevier* (2015) — ISBN 978-0-12-800451-7, S. 83–103
- SIPOS, PÉTER; NÉMETH, TIBOR; KIS, VIKTÓRIA KOVÁCS; MOHAI, ILONA: Sorption of copper, zinc and lead on soil mineral phases. In: *Chemosphere* Bd. 73 (2008), Nr. 4, S. 461–469
- SKOPP, J.; JAWSON, M. D.; DORAN, J. W.: Steady-State Aerobic Microbial Activity as a Function of Soil Water Content. In: *Soil Science Society of America Journal* Bd. 54 (1990), Nr. 6, S. 1619–1625
- SMIT, E.R.: *Massabalans en emissies van in Nederland toegepaste crematieprocessen.*, TNO (1996)
- SPONGBERG, ALISON L; BECKS, PAUL M: Inorganic Soil Contamination from Cemetery Leachate, Water, Air, and Soil Pollution 117(2000), S. 313–327
- SPRANGER, T.M.: Rechtsprobleme der Aschebeprobung. In: *Die Friedhofskultur, Verband der Friedhofsverwalter Deutschlands e.V. (VFD)*, Haymarket Media GmbH. (2020), S. 38–40
- STOOF, CATHELIJNE R.; WESSELING, JAN G.; RITSEMA, COEN J.: Effects of fire and ash on soil water retention. In: *Geoderma* Bd. 159 (2010), Nr. 3, S. 276–285
- THEVENOT, MATHIEU; DIGNAC, MARIE-FRANCE; RUMPEL, CORNELIA: Fate of lignins in soils: A review. In: *Soil Biology and Biochemistry* Bd. 42 (2010), Nr. 8, S. 1200–1211
- TUCK, C.D.S.; POWELL, C.A.; NUTTALL, J.: Corrosion of Copper and Its Alloys. In: *Reference Module in Materials Science and Materials Engineering: Elsevier* (2016) — ISBN 978-0-12-803581-8, S. B9780128035818017000
- ULRICH, BERNHARD; MALESSA, VOLKER: Tiefengradienten der Bodenversauerung. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* Bd. 152 (1989), Nr. 1, S. 81–84
- VEREINIGUNG DER METALL-BERUFSGENOSSENSCHAFTEN: Schadstoffe beim Schweißen und bei verwandten Verfahren, BGI 593. www.arbeitssicherheit.de (2003) - Kooperation des HVBG mit dem Carl Heymanns Verlag.
- WOODS, SCOTT W.; BALFOUR, VICTORIA N.: The effects of soil texture and ash thickness on the post-fire hydrological response from ash-covered soils. In: *Journal of Hydrology* Bd. 393 (2010), Nr. 3–4, S. 274–286
- ZHENG, QING; HU, YUNTAO; ZHANG, SHASHA; NOLL, LISA; BÖCKLE, THERESA; RICHTER, ANDREAS; WANEK, WOLFGANG: Growth explains microbial carbon use efficiency across soils differing in land use and geology. In: *Soil Biology & Biochemistry* Bd. 128 (2019), S. 45–55

- ZIMMERMANN, S.; HALLENBARTER, D.; LANDOLT, W.; GENENGER, M.; BRUNNER, I.: Wirkung von Holzasche auf Waldboden, Baumwurzeln und Baumphysiologie. Holzasche: Zurück in den Wald? In: Wald und Holz (2002), S. 41–44
- ZIMMERMANN, IRIS: Entwicklung einer umweltgerechten Erdbestattungspraxis im Hinblick auf die Folgewirkungen auf Böden, Grundwasser und Atmosphäre. Dissertation, Schriftenreihe Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde Nr. 97 (2012), Christian-Albrechts-Universität Kiel. ISSN 0933-680 X
- ZOLLNER, A.; REMLER, N., DIETRICH, H.-P.: Eigenschaften von Holzaschen und Möglichkeiten der Wiederverwertung im Wald. LWF Bericht 14 (1997), S. 1–45

Anhang

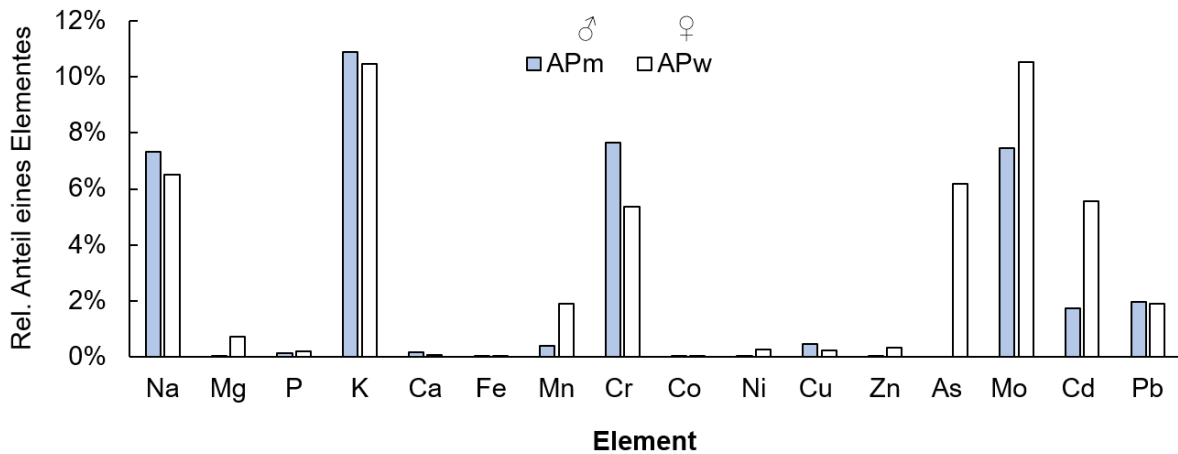


Abbildung A 1: Relativer Anteil des Elementgehaltes im Ascheperkolat am Gesamtgehalt der männlichen Totenasche (APm aus A1) bzw. weiblichen Totenasche (APw aus A2) ermittelt im Königswasser-Druckaufschluss.

Tabelle A 1: pH-Werte gemessen im Ascheperkolat der männlichen (APm) und weiblichen (APw) Totenasche vor (a) und nach der Perkolat durch den Boden (b) sowie in den hergestellten Bodensuspensionen (B) nach der Perkolat in einem Ascheperkolat. S= Sandiger Boden (n = 5), T = Toniger Boden (n = 3–5), BW = Perkolat mit H₂O (anstelle AP, n = 1), ML= Messlösung von 0,01 M CaCl₂ bzw. H₂O (Verhältnis 1:2,5), MW = Arithmetischer Mittelwert, Stabw = Standardabweichung, wenn n ≥ 3, MIN = Minimalwert, MAX = Maximalwert.

	ML	Variante	MW	Stabw	MIN	MAX
a)	H ₂ O	APm	13,0			
	H ₂ O	APw	12,9			
b)	H ₂ O	S+BW	6,5			
	CaCl ₂	S+BW(B)	5,5			
	H ₂ O	T+BW	6,2			
	CaCl ₂	T+BW(B)	5,8			
	H ₂ O	S+APm	9,8	2,4	6,2	12,6
	H ₂ O	S+APw(B)	8,5	0,5	6,6	9,0
	CaCl ₂	S+APm(B)	7,5	0,3	5,8	7,9
	H ₂ O	S+APw	10,5	1,6	8,0	12,3
	H ₂ O	S+APw(B)	8,1	1,0	6,6	9,0
	CaCl ₂	S+APw(B)	6,7	0,8	5,7	7,5
	H ₂ O	T+APm	10,2	0,2	10,0	10,5
	H ₂ O	T+APm(B)	7,5	0,2	7,3	7,7
	CaCl ₂	T+APm(B)	7,4	0,3	7,1	7,6
	H ₂ O	T+APw	9,0	0,2	8,8	9,3
	H ₂ O	T+APw(B)	8,1	0,5	7,4	8,7
	CaCl ₂	T+APw(B)	7,7	0,0	7,7	7,8

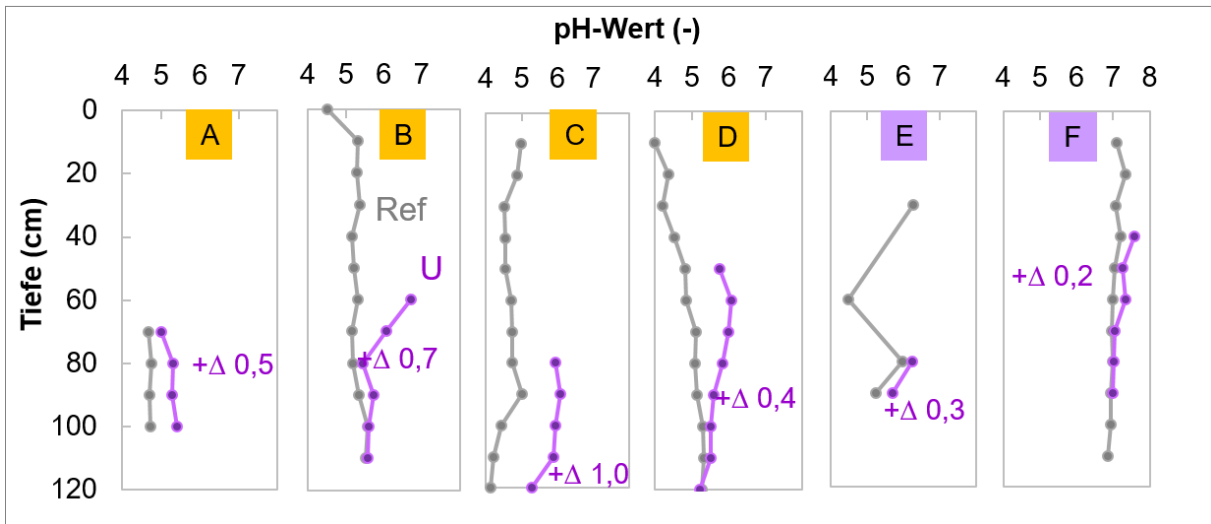


Abbildung A 2: Veränderungen des pH-Wertes in CaCl₂ unterhalb von ausgewählten Urnen (U, violett) im Vergleich zur „unbelasteten“ Referenz (Ref, grau) über die Tiefe (0–120 cm Tiefe). +Δ = mittlerer pH-Anstieg über die Tiefe. A–D = sandige Böden, E–F = schluffig-lehmige Böden (siehe Tabelle 6, Abbildung 10).

Tabelle A 2: Relative Veränderung (ΔX) der Gehalte ausgewählter Elemente im Boden 20 cm unterhalb einer ausgewählter Urne in den untersuchten Friedhofsböden A–D und F im Vergleich zur „unbelasteten“ Referenz.

Standort	Absolute Tiefe (cm)	ΔX (%)										
		Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Sn	Pb
A	80	29	-5	21	11	-8	7	14	29	-19	-15	12
B	70	3	-38	-29	-15	9	-24	105	-23	-23	-46	-58
C	90	-52	43	-61	-25	-24	-89	-38	-61	-208	-50	-39
D	60	-27	-17	-9	15	-22	5	-4	-2	6	-8	2
F	50	21	6	16	1	12	10	14	14	15	39	12

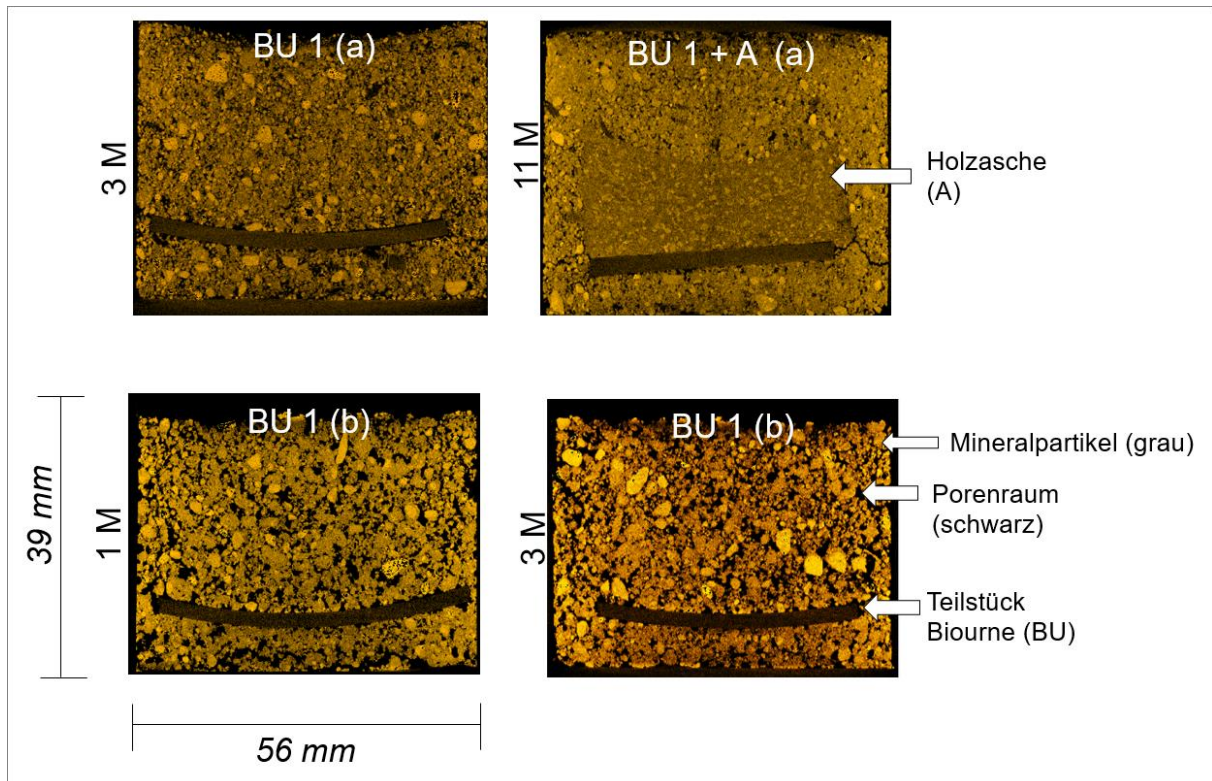


Abbildung A 3: Computertomographische Untersuchungen (μ CT) zur visuellen Kontrolle der Abbaubarkeit von vergrabenen Biournenteilstücken ($3,2 \text{ cm}^3$) in Ober- (a) und Unterbodenproben (b) ohne (BU) und mit Holzaschebeimengung (BU 1 + A), (Voxelgröße = $50 \times 50 \times 50 \text{ }\mu\text{m}$) nach 1, 3 und 11 Monaten (1 M, 3 M, 11 M).

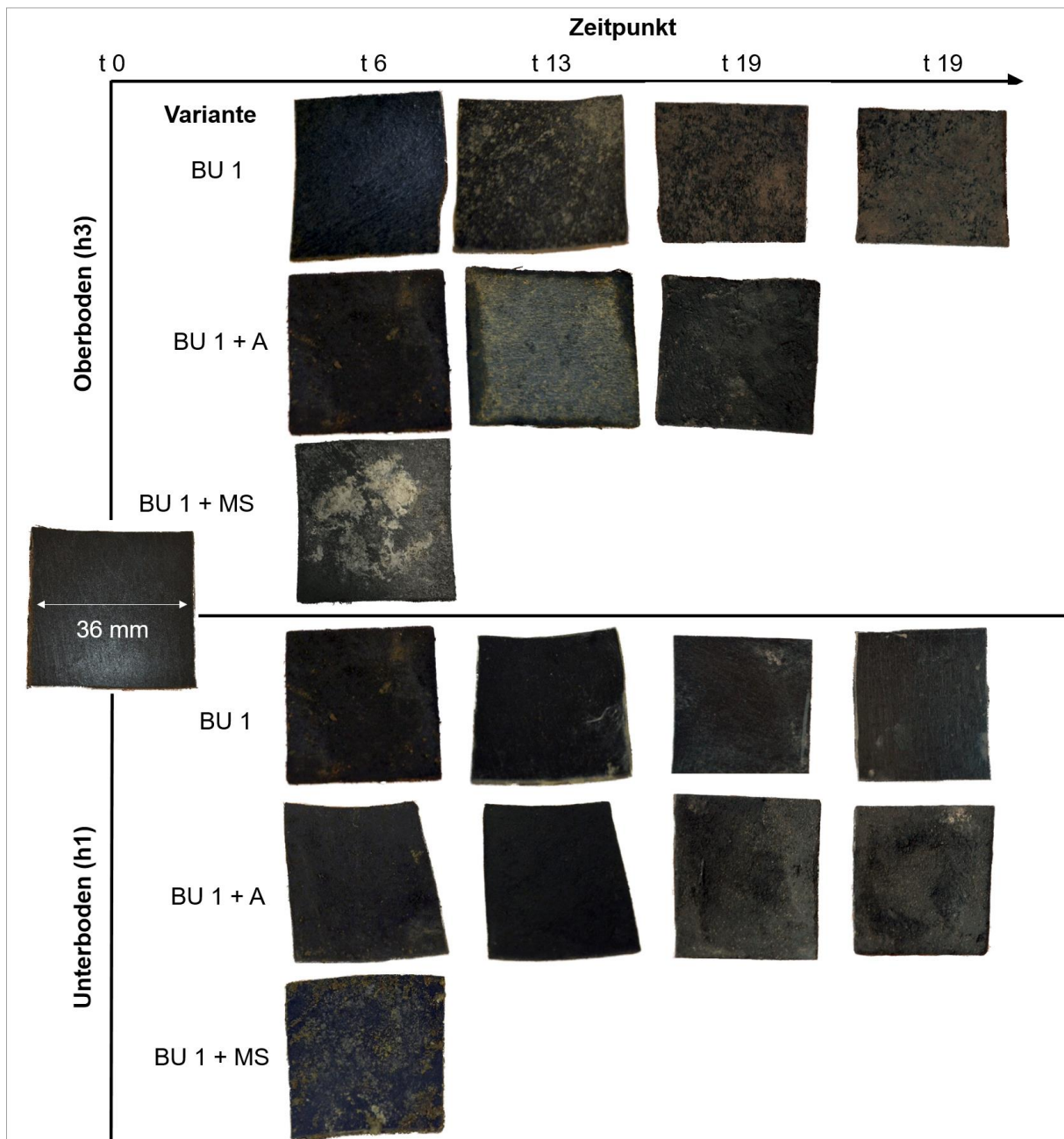


Abbildung A 4: Fotografisch dokumentierter Zersetzungszustand von in Ober- und Unterbodenproben vergrabenen Bioaschekapselteilstücken der Variante ohne (BU 1) und mit Holzaschezugabe (BU 1 + A) bzw. Maisstärke (BU 1 + MS) über den Zeitraum (t) von 19 Monaten.

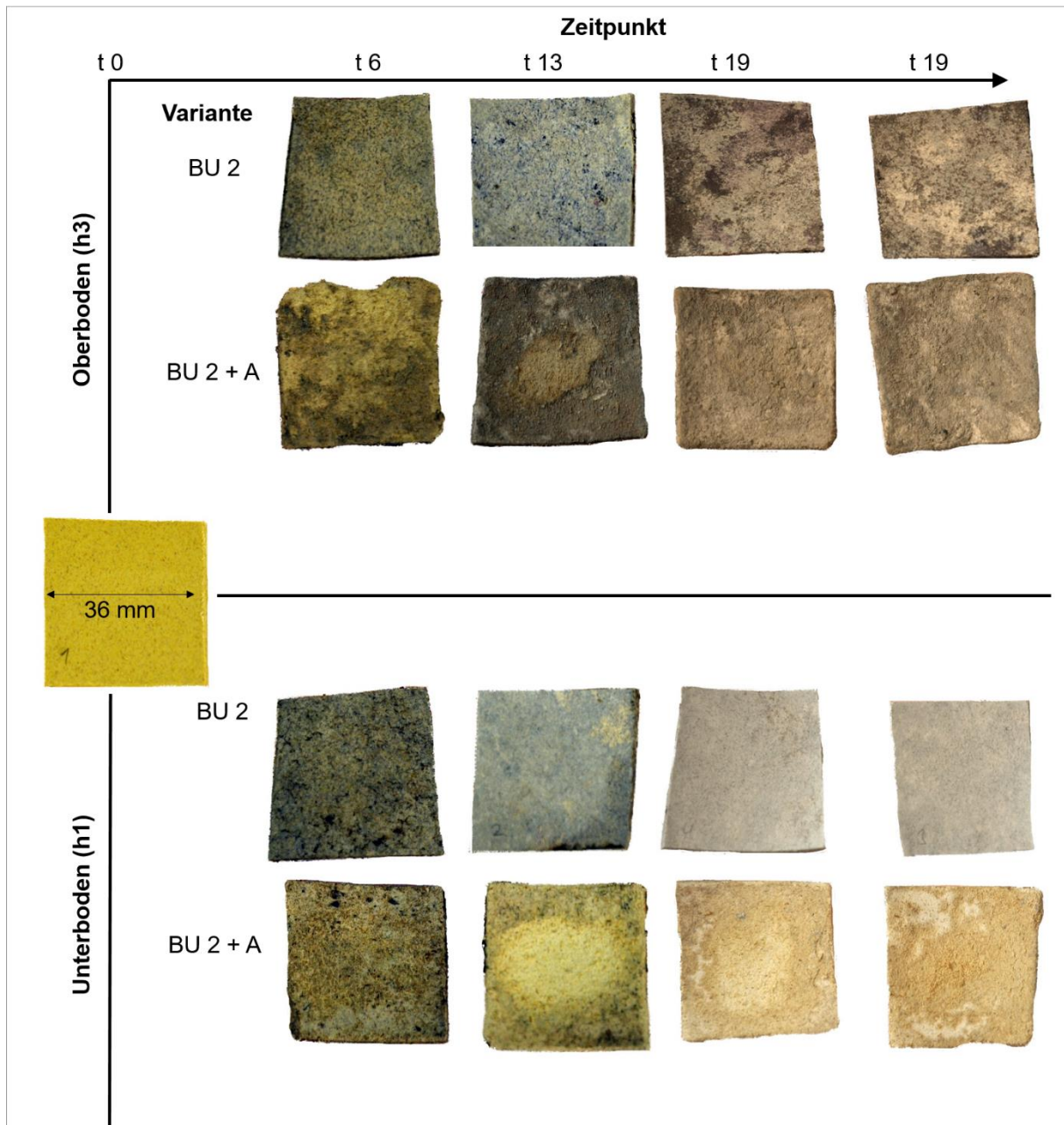


Abbildung A 5: Fotografisch dokumentierter Zersetzungszustand von in Ober- und Unterbodenproben vergrabenen Bioaschekapselteilstücken der Variante ohne (BU 2) und mit Holzaschezugabe (BU 2 + A) über den Zeitraum (t) von 19 Monaten.

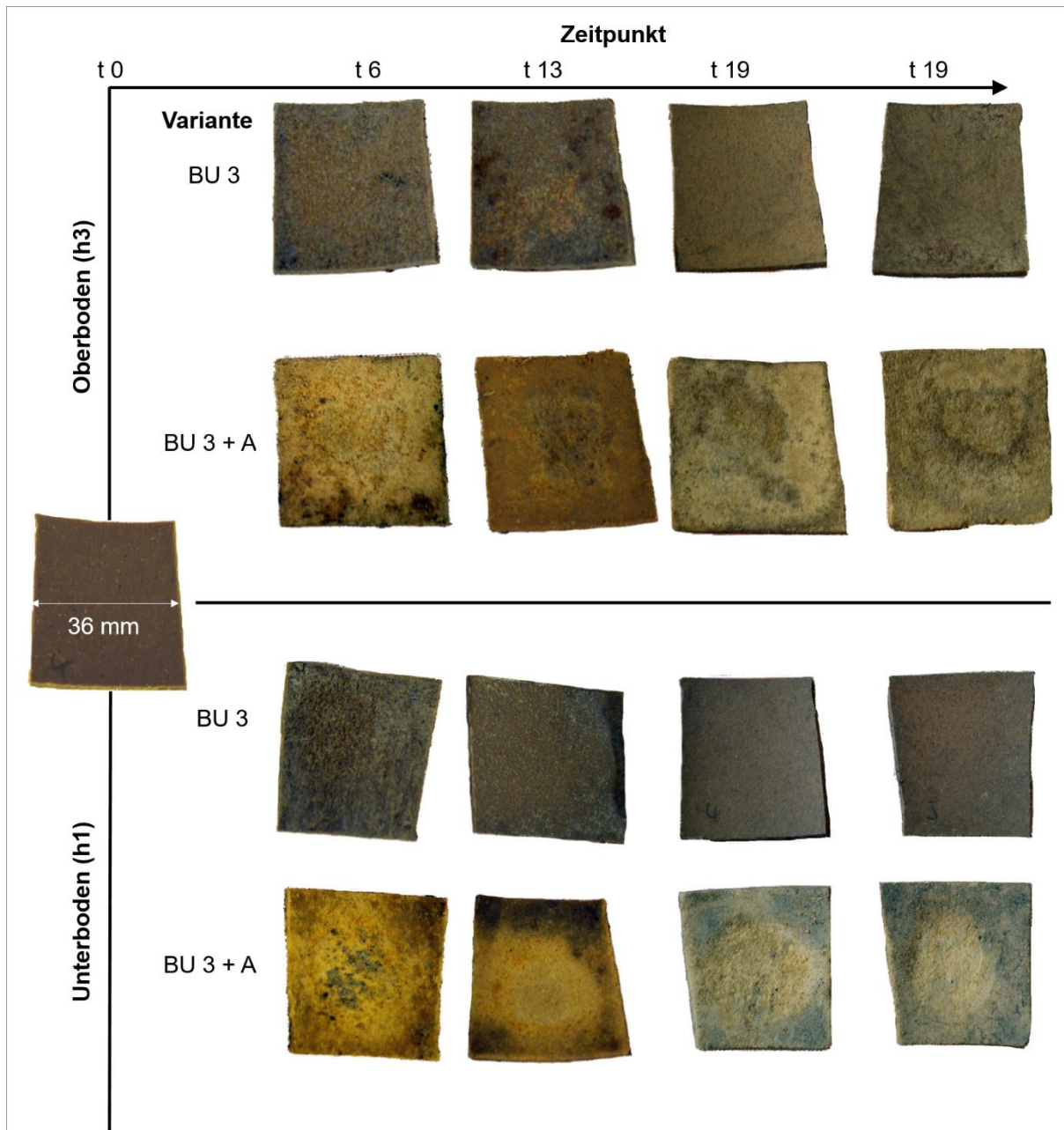


Abbildung A 6: Fotografisch dokumentierter Zersetzungszustand von in Ober- und Unterbodenproben vergrabenen Bioübernenteilstücken der Variante ohne (BU 3) und mit Holzaschezugabe (BU 3 + A) über den Zeitraum (t) von 19 Monaten.

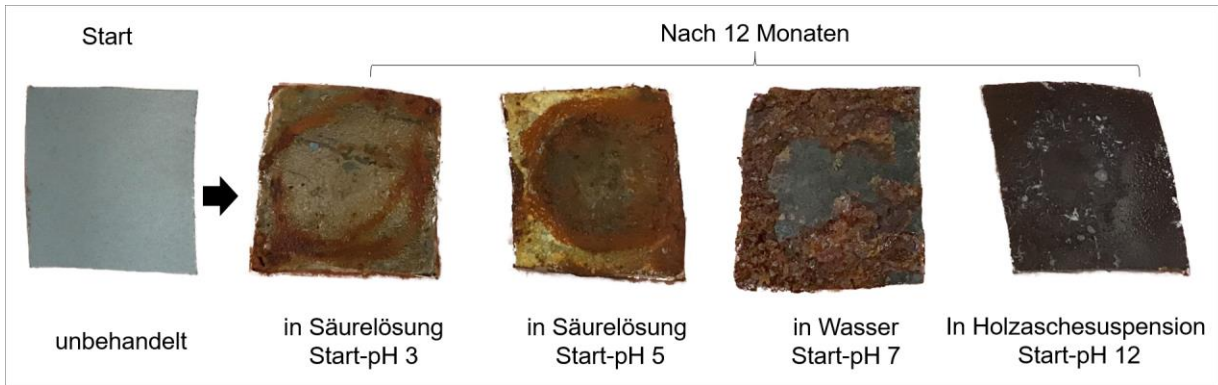


Abbildung A 7: Zersetzungszustand von metallischen Aschekapseln (Teilstücke, 1,4 cm³ Volumen), die über einen Zeitraum von 12 Monaten mit verschiedenen Säure/Base-Lösungen unterschiedlichen Start-pH-Wertes (3 – 12) versetzt wurden.

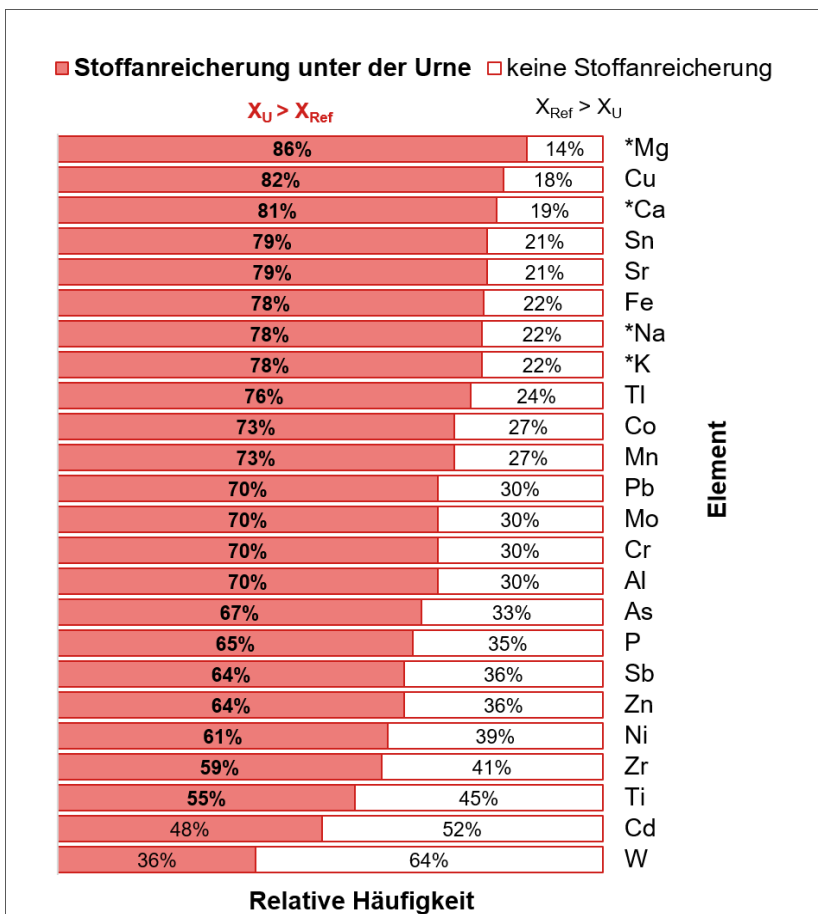


Abbildung A 8: Relative Häufigkeit der Proben ohne ($X_U \leq X_{Ref}$) und mit Nachweis einer Stoffanreicherung im Boden ($X_U > X_{Ref}$) direkt unterhalb von ausgewählten Urnen mit unterschiedlichem Zersetzungsgrad (n = 33, Ausnahme P: n = 23), *austauschbar gebundene Kationen (mit BaCl₂ extrahiert, n = 42).

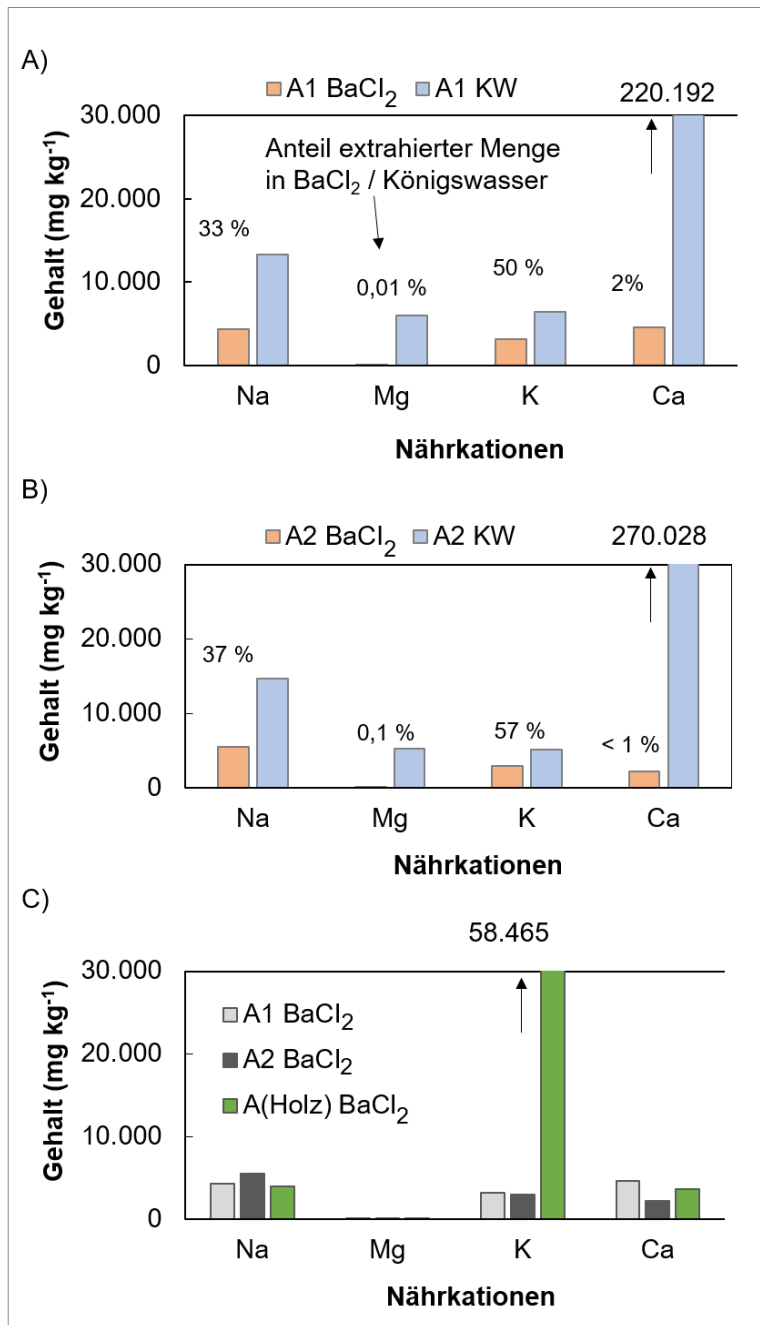


Abbildung A 9: Gehalt der austauschbar gebundenen Kationen Na⁺, K⁺, Mg²⁺ und Ca²⁺ (extrahiert mit BaCl₂) sowie Gesamtgehalte der Elemente Na, K, Mg und Ca (Königswasser-Druckaufschluss (KW)) in der männlichen Totenasche A1 (A) und weiblichen Totenasche A2 (B) sowie in einer Holzrasche A (Holz) (C).

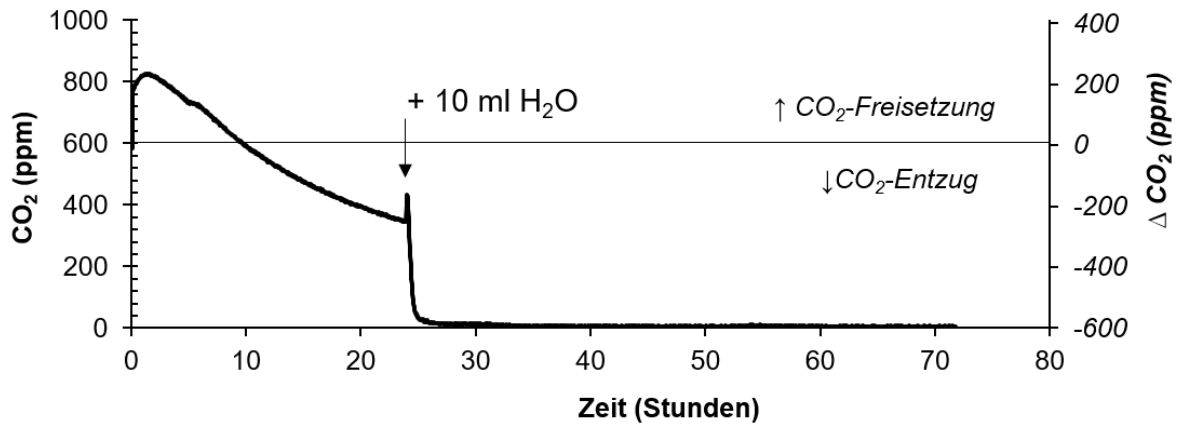


Abbildung A 10: Kumulativer Verlauf der CO₂-Konzentration in einer Respirationsskammer mit 10 g Holzasche (luftgetrocknet) über die Zeit und einmaliger Zugabe von 10 ml H₂O (nicht entgast) nach ca. 24 Stunden. Δ CO₂ = CO₂-Änderungen über die Zeit unter Berücksichtigung der Anfangs-CO₂-Konzentration (ca. 600 ppm).