

„Einfluss von Pflanzenkohle auf das Elutionsverhalten
von Nähr- und Schadstoffen aus Komposten,
Pflanzsubstraten und Böden“

Dissertation

zur Erlangung des Grades eines
Doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

am Fachbereich Geowissenschaften
der Freien Universität Berlin

vorgelegt von
Dipl.-Geogr.
René Schatten

Berlin, 2024

Erstgutachter: *Prof. Dr. mult. Dr. h. c. Konstantin Terytze*
Freie Universität Berlin,
Fachbereich Geowissenschaften,
Institut für Geographische Wissenschaften,
AG Geoökologie

Zweitgutachter: *Prof. Dr. Michael Schneider*
Freie Universität Berlin,
Fachbereich Geowissenschaften,
Institut für Geologische Wissenschaften,
FR Geochemie, Hydrogeologie, Mineralogie

Datum der Disputation: 21.11.2024

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Dissertation selbstständig angefertigt und keine anderen als die von mir angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Ich erkläre weiterhin, dass die Dissertation bisher nicht in dieser oder anderer Form in einem anderen Prüfungsverfahren vorgelegen hat.

Berlin, den 15.04.2024

René Schatten

Danksagung

Mein Dissertationsprojekt hat in seinen verschiedenen Stadien – von der ersten Idee bis zum gedruckten Text – zahlreiche Wegbegleiter:innen gehabt. Sie haben diese Arbeit auf vielfältige Weise unterstützt und mit vorangebracht. Bei ihnen möchte ich mich ganz herzlich bedanken.

Mein ganz besonderer Dank gilt meinem Doktorvater Prof. Dr. mult. Dr. h. c. Konstantin Terytze für die jahrelange wertvolle Unterstützung und Betreuung dieser Dissertation sowie die vielen motivierenden Gespräche. Prof. Dr. Michael Schneider danke ich vielmals für die freundliche Annahme und die Begutachtung meiner Dissertation.

Ein ganz herzlicher Dank geht an meine ehemaligen und aktuellen Kolleg:innen der AG Geoökologie an der FU Berlin für eine außergewöhnliche Zeit sowie die diskussionsfreudige und engagierte Atmosphäre, in der ich mich gut aufgehoben gefühlt habe und wo ich aufgebaut wurde, wenn es darauf ankam. Besonders möchte ich hier Dr. Robert Wagner, Florian Worzyk, Dr. Dmitri Drabkin, Dr. Ursula Weiß, Dr. Ines Vogel, Dr. Karin Friede, Dr. David Kaiser, Dr. Kathrin Ullum und Judith Ellfeldt danken. Unser Austausch war für mich stets inspirierend und kollegial. Ebenso möchte ich mich ganz herzlich bei den ehemaligen studentischen Mitarbeitenden unserer Arbeitsgruppe für ihre wertvolle Arbeit und ihr tolles Engagement bedanken.

Für die fachliche Unterstützung bei der Messung und Bereitstellung von Daten und die langjährige gute Zusammenarbeit danke ich dem Team des Labors der Fachrichtung Physische Geographie am Institut für Geographische Wissenschaften der FU Berlin sowie dem Team des Instituts für ökologische Chemie, Pflanzenanalytik und Vorratsschutz am Julius Kühn-Institut.

Einen besonderen Dank möchte ich außerdem Dr. Ute Kalbe aussprechen, die mich nicht nur fachlich stets umsichtig beraten hat, sondern deren Tür für alle Fragen immer offenstand.

Für wichtige Hinweise und hilfreiche Anregungen danke ich ebenso den Mitgliedern des DIN-Normenausschusses NA 119-01-02-05 UA "Elutionsverfahren".

Für ihren Rückhalt und ihre bemerkenswerte Ausdauer während des Promotionsprozesses möchte ich meiner Partnerin Dr. Mareike Vennen und meiner Familie von Herzen danken. Schließlich ein riesiges Dankeschön an all meine Freunde für die nie endende Motivation und Unterstützung sowie die vielen aufbauenden Worte und ein stets offenes Ohr.

Inhaltsverzeichnis

Eidesstattliche Erklärung	i
Danksagung	ii
Inhaltsverzeichnis	iii
Kurzzusammenfassung	vi
Abstract	viii
Abbildungsverzeichnis	ix
Tabellenverzeichnis	xii
Abkürzungs- und Symbolverzeichnis	xiii
Glossar	xvi
1 Einleitung und Zielstellung	1
1.1 Hintergrund und Problemstellung der Dissertation	1
1.2 Zielstellung der Dissertation	3
2 Stand der Forschung	5
2.1 Grundlegendes zu Pflanzenkohle.....	5
2.1.1 Begriffsbestimmung Pflanzenkohle.....	5
2.1.2 Herstellung von Pflanzenkohle durch Pyrolyse	6
2.1.3 Eigenschaften von Pflanzenkohle	10
2.1.4 Anwendung von Pflanzenkohle.....	15
2.1.4.1 Co-Kompostierung von Pflanzenkohle	16
2.1.4.2 Anwendung von Pflanzenkohle in Landwirtschaft und Gartenbau	20
2.1.4.3 Anwendung von Pflanzenkohle in der Sanierung von Böden.....	23
2.2 Einfluss von Pflanzenkohle auf das Elutionsverhalten von Nähr- und Schadstoffen .	26
2.2.1 Einfluss von Pflanzenkohle auf die für die Freisetzung relevanten Sorptionsprozesse	26
2.2.2 Einfluss von Pflanzenkohle auf die Auswaschung von Nährstoffen.....	33
2.2.3 Einfluss von Pflanzenkohle auf die Auswaschung von anorganischen und organischen Schadstoffen	49
2.3 Elutionsverfahren zur Bestimmung der Stofffreisetzung	59
3 Material und Methoden	65
3.1 Herkunft, Herstellung und Charakterisierung der Materialien.....	65
3.1.1 Komposte mit und ohne Pflanzenkohle.....	66
3.1.1.1 Herkunft und Herstellung.....	66
3.1.1.2 Physikalische, physikalisch-chemische und chemische Charakterisierung der Komposte mit und ohne Pflanzenkohle	68
3.1.2 Pflanzenspezifische Substrate ohne und mit Pflanzenkohle	70
3.1.2.1 Herkunft und Herstellung.....	70

3.1.2.2	Physikalische, physikalisch-chemische und chemische Charakterisierung der pflanzenspezifischen Substrate	71
3.1.3	PAK-kontaminierter Boden mit und ohne Pflanzenkohlesubstrate	74
3.1.3.1	Herkunft und Charakterisierung.....	74
3.1.3.2	Parzellenversuche.....	74
3.1.4	Pflanzenkohle	78
3.1.4.1	Herkunft und Herstellung.....	78
3.1.4.2	Physikalische, physikalisch-chemische und chemische Charakterisierung der Pflanzenkohle	79
3.2	Methoden zur Bestimmung der physikalischen, physikalisch-chemischen und chemischen Parameter für die Komposte, Pflanzsubstrate und Böden mit und ohne Pflanzenkohle	81
3.3	Elutionsversuche.....	87
3.3.3	Eluatanalytik	99
3.3.4	Berechnung der Freisetzung, der kumulierten Freisetzung und des prozentual vom Gesamtgehalt freigesetzten Anteils der Nährstoffe sowie der PAK	100
3.4	Lysimeterversuche	102
3.4.1	Versuchsaufbau.....	102
3.4.2	Versuchsdurchführung und Probenahmen.....	104
3.5	Statistische Methoden	105
4	Ergebnisse.....	106
4.1	Vorversuche: Sorption von Nährstoffen an Pflanzenkohle	106
4.2	Elutionsverhalten von Nährstoffen aus Komposten mit/ohne Pflanzenkohle.....	107
4.2.1	Schüttelversuche	107
4.2.2	Säulenperkolationsversuche	119
4.3	Elutionsverhalten von Nährstoffen aus spezifischen Pflanzsubstraten mit/ohne Pflanzenkohle	132
4.4	Elutionsverhalten von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) aus mit Pflanzenkohlesubstrat und Pflanzenkohle behandelten kontaminierten Böden (Parzellenversuche).....	139
4.4.1	Parzellenversuche - Schüttelverfahren	139
4.4.1.1	Summe 16 EPA-PAK	139
4.4.1.2	Niedermolekulare (2-3 Ringe) EPA-PAK	143
4.4.1.3	Höhermolekulare (4-6 Ringe) EPA-PAK.....	161
4.4.1.4	Eluatbegleitparameter pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Trübung	191
4.4.2	Parzellenversuche - Säulenperkolationsversuche.....	193
4.4.2.1	Summe 16 EPA-PAK	193
4.4.2.2	Niedermolekulare (2-3 Ringe) PAK nach EPA.....	197
4.4.2.3	Höhermolekulare (4-6 Ringe) PAK nach EPA	200
4.4.2.4	Eluatbegleitparameter pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Trübung	207

4.4.3	Vergleich Eluat- und ausgewählte Feststoffparameter	211
4.4.4	Zusammenfassung der Parzellenversuche	212
4.5	Elutionsverhalten von Nährstoffen und Schwermetallen aus Böden mit/ohne Pflanzenkohle (Lysimeterversuche)	213
4.5.1	Sickerwassermengen	213
4.5.2	pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser	215
4.5.3	Nitrat, Chlorid und Sulfat.....	217
4.5.4	Phosphor und Kalium	220
4.5.5	Kupfer und Zink	221
4.5.6	TOC.....	223
4.5.7	Korrelationen der Anionen- & Kationen-Frachten, pH-Wert, Lf & TOC	224
4.5.8	Zusammenfassung der Lysimeterversuche.....	226
4.6	Eignung der angewandten Elutionsmethoden für die Matrices Pflanzenkohle und PK-basierter Komposte und Pflanzsubstrate.....	227
5	Diskussion	228
5.1	Einfluss von Pflanzenkohle auf das Elutionsverhalten von Makro-nährstoffen.....	228
5.2	Effekt von Pflanzenkohle auf das Elutionsverhalten von PAK.....	231
5.3	Einfluss von Pflanzenkohle auf die Freisetzung von Kupfer und Zink	234
5.4	Bewertung der Elutionsmethoden für die Matrices Pflanzenkohle und PK-basierte Materialien	236
6	Zusammenfassung und Ausblick	238
7	Literaturverzeichnis.....	242
8	Anhang	252
	Curriculum Vitae.....	263
	Publikationen, Vorträge und Poster	265

Kurzzusammenfassung

Pflanzenkohle ist eine vielversprechende Negativemissionstechnologie (NET) und hat sich als vielseitiger Zuschlagstoff für Böden und Substrate als vorteilhaft erwiesen. Die Wirkung von Pflanzenkohlekompost und Pflanzenkohlesubstrate auf das Auswaschungsverhalten von Nähr- und Schadstoffen sowie auf die Wasserspeicherung in Böden wurde bisher nahezu nicht untersucht. Die vorliegende Dissertation setzt an dieser Stelle an und untersucht die Effekte von Pflanzenkohlen auf das Elutionsverhalten von Nähr- und Schadstoffen aus Komposten, Pflanzsubstraten und Böden im Bereich des Gartenbaus und der Landwirtschaft, auf Konversionsflächen sowie im urbanen Bereich der gemäßigten Klimazone.

Proben- sowie methodenübergreifend (Schüttel- und Säulenperkolationsverfahren) betrachtet, führt die Co-Kompostierung von Pflanzenkohle i.d.R. zu einer Reduzierung der Nährstofffreisetzung sowohl aus frisch hergestellten als auch gealterten (gelagerten) Komposten. So wird die Auswaschung von Nitrat um 22 %, Phosphor um 20 %, Kalium um 5 %, Magnesium um 9 %, Calcium um 21 % und Schwefel um 2 % verringert. Im Falle von Nitrat, Phosphor und Magnesium zeigen 75 % der Materialien eine Verringerung der Auswaschung dieser Nährstoffe. Zudem konnte eine effektive Reduzierung des Torfeinsatzes durch die Anwendung pflanzenkohlebasierter spezifischer Pflanzsubstrate für Pflanzen verschiedener Klimazonen umgesetzt werden.

Der in Parzellenversuchen untersuchte Effekt von Pflanzenkohle und Pflanzenkohlesubstrat-Einmischungen auf die Auswaschung aller 16 Einzel-PAK nach EPA ist vor allem bei den höhermolekularen PAK deutlich zu erkennen. Hier werden durchgängig Reduzierungen der PAK-Freisetzungen um bis zu 90 % gegenüber dem Kontrollboden beobachtet, oftmals sogar statistisch hochsignifikant.

Im Tierpark Berlin-Friedrichsfelde angelegte Lysimeterversuche mit einer Versuchsdauer von 1.156 Tagen untersuchten den Effekt von Kompost, Pflanzenkohlekompost und Pflanzenkohle auf die Wasserspeicherung sowie das dynamische Freisetzungsverhalten von Makronährstoffen und Kupfer sowie Zink aus einem typischen bauschuttreichen urbanen Boden unter Freilandbedingungen. Die Zugabe von Kompost (mit/ohne Pflanzenkohle) führt zu einer signifikanten Verringerung der Sickerwassermengen, zu einer Erhöhung des pH-Wertes und der organischen Substanz sowie zu einer Verringerung der Rohdichte in den Lysimetern. Die Anwendung co-kompostierter Pflanzenkohle zeigt die besten Ergebnisse, alle ausgetragenen Frachten an Anionen und Kationen sowie der TOC-Austrag werden signifikant reduziert.

Zusammenfassend kann hinsichtlich eines Einsparpotenzials von Gießwasser und Düngemittel, einer Reduzierung von Nährstoff- und PAK-Auswaschungen sowie einer Verringerung der Kupfer- und Zink-Frachten eindeutig die Anwendung von co-kompostierter Pflanzenkohle sowohl im Gartenbau, im urbanen Bereich als auch bei der Sanierung von kontaminierten Böden empfohlen werden. Das Zusammenwirken von organischem Material und co-kompostierter Pflanzenkohle zeigt die vielversprechendsten Ergebnisse hinsichtlich einer Steigerung des Umweltentlastungspotenzials durch die Reduzierung der Gefahr der Auswaschung von Nähr- und Schadstoffen in Richtung Grundwasser.

Schlagwörter: Pflanzenkohle, Pflanzenkohlekompost, Pflanzenkohlesubstrat, Elution, Nährstoffe, PAK, Schüttelverfahren, Säulenperkolationsverfahren

Abstract

Biochar is a promising negative emission technology (NET) and has proven beneficial as a multifaceted additive for soils and substrates. The effect of biochar compost and biochar substrates on the leaching behavior of nutrients and pollutants as well as on water storage in soils has hardly been investigated to date. This dissertation addresses this point and examines the effects of biochar on the leaching behavior of nutrients and pollutants from composts, planting substrates and soils in the scope of horticulture and agriculture, on conversion areas and in urban areas in the temperate climate zone.

When viewed across samples and methods (batch and column percolation tests), co-composting of biochar usually leads to a reduction in nutrient release from both freshly produced and aged (stored) composts. The leaching of nitrate is reduced by 22%, phosphorus by 20%, potassium by 5%, magnesium by 9%, calcium by 21% and sulfur by 2%. In the case of nitrate, phosphorus and magnesium, 75% of the materials show a reduction in leaching of these nutrients. In addition, an effective reduction in the use of peat could be achieved through applying biochar-based specific planting substrates for plants in different climate zones.

The effect of biochar and biochar substrate mixtures on the leaching of all 16 individual PAHs according to EPA, which was examined in plot experiments, can be clearly seen, especially for the higher molecular weight PAHs. Here, reductions in PAH releases of up to 90% compared to the control soil are consistently observed, often even statistically highly significant.

Lysimeter tests set up at the Berlin-Friedrichsfelde Zoo with a test duration of 1,156 days examined the effect of compost, biochar compost and biochar on water storage as well as the dynamic release behavior of macronutrients and copper and zinc from a typical urban soil rich in building debris under field conditions. The addition of compost (with/without biochar) leads to a significant reduction in the amount of leachate, an increase in the pH and organic matter as well as a reduction in the bulk density in the lysimeters. The use of co-composted biochar shows the best results; all discharged loads of anions and cations as well as the TOC discharge are significantly reduced.

In summary, with regard to the potential for saving irrigation water and fertilizers, reducing nutrient and PAH leaching and reducing copper and zinc loads, the use of co-composted biochar can clearly be recommended in horticulture, urban areas and in the remediation of contaminated soils are recommended. The interaction of organic material and co-composted biochar shows the most promising results in terms of increasing the environmental relief potential by reducing the risk of nutrients and pollutants leaching into groundwater.

keywords: biochar, biochar compost, biochar substrate, leaching, nutrients, PAH, batch test, column percolation test

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1: Schema der Biomassepyrolyse.....	7
Abbildung 2.2: Überblick über die wichtigsten physikalischen und chemischen Eigenschaften von Pflanzenkohle	10
Abbildung 2.3: Schematische Darstellung der Sorption von Ionen (Sorbat) an ein Mineral (Sorber). .	27
Abbildung 3.1: Schematischer Überblick über die für Elutionsuntersuchungen verwendeten Materialien.....	65
Abbildung 3.2: Aufsetzen und Verdichten von Pflanzenkohlekompostmieten (links); Fertig aufgesetzte und mit Vlies abgedeckte Kompostmieten auf dem Kompostplatz des Botanischen Gartens Berlin-Dahlem (rechts)	67
Abbildung 3.3: Schematischer Überblick über die pflanzenspezifischen Substrate	70
Abbildung 3.4: Parzellenversuche mit PAK-kontaminiertem Bodenmaterial: Anlegen der Parzellen (links), Maisernte und Bodenprobennahme (rechts).....	75
Abbildung 3.5: Verteilung der Probenahmepunkte pro Parzelle zur Bildung einer Mischprobe für die Elutionsuntersuchungen.....	76
Abbildung 3.6: Im Botanischen Garten Berlin-Dahlem hergestellte Pflanzenkohle (links), Rasterelektronenaufnahme (REM) der Pflanzenkohle (rechts).....	78
Abbildung 3.7: Schematischer Ablauf des Schüttelversuches (nach DIN 19527:2012-08 und DIN 19529:2009-01	88
Abbildung 3.8: Schematischer Aufbau des Säulenperkolationsverfahrens (in Anlehnung an DIN 19528: 2009-01, Anhang B).....	93
Abbildung 3.9: Packen der Säule (im UZS): Vorbereitung Säulenfuß; Einfüllen des Probenmaterials; Einbringen des oberen Quarzsandbettes und der Glaswolle; Verschließen der Säule mit Säulendeckel und Ableitungen; Fertig gepackte Säule	96
Abbildung 3.10: Aufsättigung der Säulen	97
Abbildung 3.11: Säulenperkolationsversuch mit Eluatsammelgefäßen für die 2. Eluatfraktion.....	98
Abbildung 3.12: Schematischer Aufbau Lysimeterversuche Tierpark Berlin-Friedrichsfelde mit IBC-Container 1m ³ (links) und Schichtenabfolge (rechts)	102
Abbildung 3.13: Lysimeterversuche Nähe Holzsammlplatz im Tierpark Berlin-Friedrichsfelde.....	104
Abbildung 4.1: PH-Werte Eluate (Schüttelversuche) von PKK1 bis PKK6 ohne/mit Pflanzenkohle....	108
Abbildung 4.2: Elektrische Leitfähigkeiten (Lf) der Eluate (Schüttelversuche) von PKK1 bis PKK6 ohne/mit Pflanzenkohle	109
Abbildung 4.3: Verteilung des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeiten (Lf) der Eluate (Schüttelversuche) gruppiert nach ohne PK (oPK) und mit PK (mPK).....	109
Abbildung 4.4: Nitrat Eluatkonzentration und Freisetzung (Schüttelversuche) von PKK1 bis PKK2 ohne/mit Pflanzenkohle	111
Abbildung 4.5: Verteilung der Nitrat-Eluatkonzentration und Freisetzung (Schüttelversuche) gruppiert nach ohne PK (oPK) und mit PK (mPK).....	111
Abbildung 4.6: Phosphor Eluatkonzentration und Freisetzung (Schüttelversuche) von PKK1 bis PKK2 ohne/mit Pflanzenkohle	112
Abbildung 4.7: Verteilung der Phosphor-Eluatkonzentration und Freisetzung (Schüttelversuche) gruppiert nach ohne PK (oPK) und mit PK (mPK)	113
Abbildung 4.8: Kalium Eluatkonzentration und Freisetzung (Schüttelversuche) von PKK1 bis PKK2 ohne/mit Pflanzenkohle	114
Abbildung 4.9: Verteilung der Kalium-Eluatkonzentration und Freisetzung (Schüttelversuche) gruppiert nach ohne PK (oPK) und mit PK (mPK).....	114

Abbildung 4.10: Magnesium Eluatkonzentration und Freisetzung (Schüttelversuche) von PKK1 bis PKK2 ohne/mit Pflanzenkohle.....	115
Abbildung 4.11: Verteilung der Magnesium-Eluatkonzentration und Freisetzung (Schüttelversuche) gruppiert nach ohne PK (oPK) und mit PK (mPK)	116
Abbildung 4.12: Schwefel Eluatkonzentration und Freisetzung (Schüttelversuche) von PKK1 bis PKK2 ohne/mit Pflanzenkohle	117
Abbildung 4.13: Verteilung der Schwefel-Eluatkonzentration und Freisetzung (Schüttelversuche) gruppiert nach ohne PK (oPK) und mit PK (mPK)	117
Abbildung 4.14: Effekt von PK auf die Nährstofffreisetzung im Schüttelversuch.....	118
Abbildung 4.15: PH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Trübung der Eluate (Säulenperkolationsversuche) von PKK1 ohne/mit Pflanzenkohle	121
Abbildung 4.16: Nährstoffkonzentrationen im Eluat der gealterten/gelagerten Komposten mit/ohne Pflanzenkohle.....	122
Abbildung 4.17: Kumulierte freigesetzte Nährstoffgehalte des Kompostes PKK1 mit/ohne Pflanzenkohle.....	124
Abbildung 4.18: Ausgewaschener Anteil vom Nährstoffgesamtgehalt des Kompostes PKK1 mit/ohne Pflanzenkohle (Säulenperkolationsversuch).....	124
Abbildung 4.19: PH-Wert und elektrische Leitfähigkeit der Eluate (Säulenperkolationsversuche) von PKK3 ohne/mit Pflanzenkohle.....	125
Abbildung 4.20: Nährstoffkonzentrationen im Eluat des PKK3 mit/ohne Pflanzenkohle (dargestellt in Abhängigkeit vom W/F-Verhältnis des Langzeit-Säulenversuches).....	127
Abbildung 4.21: Kumulierte freigesetzte Nährstoffgehalte des Kompostes PKK3 mit/ohne Pflanzenkohle (Säulenperkolationsversuch).....	128
Abbildung 4.22: Ausgewaschener Anteil vom Nährstoffgesamtgehalt des Kompostes PKK3 mit/ohne Pflanzenkohle (Säulenperkolationsversuch).....	128
Abbildung 4.23: Effekt von PK auf die Nährstofffreisetzung im Säulenversuch.....	130
Abbildung 4.24: Effekt von PK auf die Nährstofffreisetzung im Schüttel- und Säulenversuch	131
Abbildung 4.25: pH-Werte der Eluate der spezifischen Pflanzsubstrate mit/ohne Pflanzenkohle jeweils zum Versuchsstart und -ende	135
Abbildung 4.26: Elektrische Leitfähigkeit der Eluate der spezifischen Pflanzsubstrate mit/ohne Pflanzenkohle jeweils zum Versuchsstart und -ende.....	136
Abbildung 4.27: Konzentrationen von Nitrat, Phosphor und Kalium in den Eluaten der spezifischen Pflanzsubstrate mit/ohne Pflanzenkohle jeweils zum Versuchsstart und -ende.....	137
Abbildung 4.28: Summe der 16 EPA-PAK im Schüttelverfahren	141
Abbildung 4.29: Naphthalin im Schüttelverfahren	144
Abbildung 4.30: Acenaphthylen im Schüttelverfahren	147
Abbildung 4.31: Acenaphthen im Schüttelverfahren	150
Abbildung 4.32: Fluoren im Schüttelverfahren	153
Abbildung 4.33: Phenanthren im Schüttelverfahren.....	156
Abbildung 4.34: Anthracen im Schüttelverfahren	159
Abbildung 4.35: Fluoranthen im Schüttelverfahren	162
Abbildung 4.36: Pyren im Schüttelverfahren	165
Abbildung 4.37: Benzo[a]anthracen im Schüttelverfahren	168
Abbildung 4.38: Chrysen im Schüttelverfahren	171
Abbildung 4.39: Benzo[b]fluoranthen im Schüttelverfahren	174
Abbildung 4.40: Benzo[k]fluoranthen im Schüttelverfahren	177
Abbildung 4.41: Benzo[a]pyren im Schüttelverfahren	180

Abbildung 4.42: Dibenz[a,h]anthracen im Schüttelverfahren	183
Abbildung 4.43: Benzo[g,h,i]perylen im Schüttelverfahren	186
Abbildung 4.44: Indeno[1,2,3-c,d]pyren im Schüttelverfahren	189
Abbildung 4.45: pH-Wert, Leitfähigkeit und Trübung der Eluate der Schüttelversuche.....	192
Abbildung 4.46: Konzentration der Summe der 16 EPA-PAK im Säulenperkolationseluat in Abhängigkeit vom W/F-Verhältnis (n = 3)	194
Abbildung 4.47: Kumulierte Freisetzung der Summe der 16 EPA-PAK aus den 4 Fraktionen des Säulenperkolationsversuchs	194
Abbildung 4.48: Kumulierter freigesetzter Anteil vom Gesamtgehalt der Summe der 16 EPA-PAK aus den 4 Fraktionen des Säulenperkolationsversuchs	195
Abbildung 4.49: Zusammensetzung der freigesetzten PAK im Säulenperkolationsversuch als Summe der freigesetzten Gehalte (A) und als prozentuale Zusammensetzung (B).....	196
Abbildung 4.50: Eluatkonzentration der 2- und 3-Ring PAK in Abhängigkeit vom W/F-Verhältnis des Säulenperkolationsversuchs	197
Abbildung 4.51: Kumulierte Freisetzung der sechs 2-3 Ring-PAK.....	199
Abbildung 4.52: Eluatkonzentration der 4-Ring PAK in Abhängigkeit vom W/F-Verhältnis des Säulenperkolationsversuchs	201
Abbildung 4.53: Kumulierte Freisetzung der vier 4-Ring-PAK	202
Abbildung 4.54: Eluatkonzentration der 5-Ring PAK in Abhängigkeit vom W/F-Verhältnis des Säulenperkolationsversuchs	204
Abbildung 4.55: Kumulierte Freisetzung der vier 5-Ring-PAK	205
Abbildung 4.56: Eluatkonzentration der 6-Ring PAK in Abhängigkeit vom W/F-Verhältnis des Säulenperkolationsversuchs	206
Abbildung 4.57: Kumulierte Freisetzung der zwei 6-Ring-PAK.....	207
Abbildung 4.58: pH-Wert, Leitfähigkeit und Trübung der Eluate in Abhängigkeit vom W/F-Verhältnis des Säulenperkolationsversuchs.	208
Abbildung 4.59: Gepoolte Eluatbegleitparameter pH-Wert, Leitfähigkeit und Trübung der Eluate der Säulenperkolationsversuche	209
Abbildung 4.60: TOC-Konzentration der Eluate der Säulenperkolationsversuche	210
Abbildung 4.61: Kumulierte Sickerwassermengen Lysimeterversuche im Tierpark-Friedrichsfelde ..	215
Abbildung 4.62: pH-Wert im Sickerwasser der Lysimeterversuche im Tierpark-Friedrichsfelde	216
Abbildung 4.63: Elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser der Lysimeterversuche im Tierpark- Friedrichsfelde.....	216
Abbildung 4.64: Kumulierte Nitratfrachten der Lysimeterversuche im Tierpark-Friedrichsfelde	218
Abbildung 4.65: Kumulierte Chloridfracht (A) und Sulfatfracht (B) Lysimeterversuche Tierpark	219
Abbildung 4.66: Kumulierte Phosphorfracht (A) und Kaliumfracht (B) Lysimeterversuche Tierpark ...	221
Abbildung 4.67: Kumulierte Kupferfracht (A) und Zinkfracht (B) Lysimeterversuche Tierpark	222
Abbildung 4.68: Kumulierte TOC-Fracht im Sickerwasser der Lysimeterversuche Tierpark	224
Abbildung 4.69: Streudiagramm-Matrix der Frachten an Anionen und Kationen sowie pH-Wert, Lf und TOC der Lysimeterversuche Tierpark	225

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1: Prozessbedingungen und Ausbeuten bei der Biomasse-Pyrolyse.....	7
Tabelle 2.2: Effekt von Pflanzenkohle auf die Auswaschung von Nährstoffen	44
Tabelle 2.3: Effekt von Pflanzenkohle auf die Auswaschung von anorganischen und organischen Schadstoffen.....	56
Tabelle 3.1: Elutionsversuchen unterzogene Komposte mit und ohne Pflanzenkohle (PKK).....	66
Tabelle 3.2: Ausgewählte physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter der untersuchten Komposte ohne und mit PK (o/m PK)	69
Tabelle 3.3: Prozentuale Zusammensetzung der pflanzenspezifischen Substrate.....	71
Tabelle 3.4: Ausgewählte physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter der Pflanzsubstrate mit/ohne PK zum Topfversuchsstart	72
Tabelle 3.5: Ausgewählte physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter der Pflanzsubstrate mit/ohne PK zum Topfversuchsende	73
Tabelle 3.6: Übersicht über die Parzellenversuche mit PAK-kontaminiertem Bodenmaterial	75
Tabelle 3.7: Ausgewählte physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter der Elutionsproben aus den Parzellenversuchen.....	77
Tabelle 3.8: Ausgewählte physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter der im BG hergestellten Pflanzenkohle-Chargen sowie der zugekauften Pflanzenkohle im Vergleich zu den Grenzwerten des EBC.....	80
Tabelle 3.9: Methoden zur Bestimmung ausgewählter physikalischer, physikalisch-chemischer und chemischer Parameter für Kompost, Pflanzsubstrate & Böden mit/ohne Pflanzenkohle ...	81
Tabelle 3.10: Struktur und chemisch-physikalische Eigenschaften der 16 EPA-PAK	86
Tabelle 3.11: Schüttelverfahren - verwendete Geräte/Materialien und Chemikalien.....	89
Tabelle 3.12: Verwendete Geräte und Chemikalien bei dem Säulenperkolationsverfahren.....	94
Tabelle 3.13: W/F-Verhältnisse für den Säulenversuch zur grundlegenden Charakterisierung	97
Tabelle 3.14: Methoden zur Bestimmung ausgewählter Eluatparameter	100
Tabelle 3.15: Lysimeterversuche – physikalisch-chemische Charakterisierung der Ausgangssubstrate/ mischungen zum Versuchsbeginn.....	103
Tabelle 4.1: Einfluss der Pflanzenkohle auf das Nährstofffreisetzungverhalten v. Pflanzsubstraten..	138
Tabelle 4.2: Korrelationskoeffizienten zwischen den 16 EPA-PAK und den Eluatbegleitparametern elektrische Leitfähigkeit, Trübung und TOC.....	211
Tabelle 4.3: Überblick über den Effekt von PK und PK-Substrat auf die Elution von PAK und Eluatbegleitparameter im Schüttel- und Säulenperkolationsverfahren	212
Tabelle 4.4: Kumulierter mit dem Sickerwasser freigesetzter Nitrat-Anteil von der N-Gesamtmenge im Feststoff.....	218
Tabelle 4.5: Kumulierter ausgewaschener Anteil von der Gesamtmenge basierend auf dem Gesamtgehalt ausgewählter Kationen	223
Tabelle 4.6: Überblick über den Effekt von PK und PK-Komposz auf die Elution von Nährstoffen, Metalle und Eluatbegleitparameter in Lysimeterversuchen	226

Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

AAK	Anionenaustauschkapazität
Ace	Acenaphthen
Acy	Acenaphthylen
AD	Außendurchmesser
Al	Aluminium
Ant	Anthracen
As	Arsen
BaA	Benzo(a)anthracen
BAM	Bundeanstalt für Materialforschung und -prüfung
BaP	Benzo(a)pyren
BbF	Benzo(b)fluoranthen
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BghiP	Benzo(g,h,i)perylene
BGK	Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.
BioAbfV	Bioabfallverordnung
BkF	Benzo(k)fluoranthen
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit; aktuell: BMUV
C	Kohlenstoff
C/N	Kohlenstoff-/Stickstoff-Verhältnis
Ca	Calcium
CAT	Calcium-Acetat-Lactat-Extraktion
Cd	Cadmium
CDR	Carbon Dioxide Removal
CEN	European Committee for Standardization
Chr	Chrysen
Cl	Chlor(id)
Co	Cobalt
C _{org}	organischer Kohlenstoff
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
DahA	Dibenz(a,h)anthracen
DIN	Deutsches Institut für Normung e.V.
DOC	Dissolved organic carbon (=gelöster organischer Kohlenstoff)
DOM	Dissolved organic matter
DON	Dissolved organic nitrogen (=gelöster organischer Stickstoff)
DüMV	Düngemittelverordnung
EBC	European Biochar Certificate (= Europäisches Pflanzenkohlezertifikat)
EFRE	Europäischer Fond für regionale Entwicklung
EPA	Environmental Protection Agency
F	Fermentation
Fe	Eisen
Flo	Fluoren
FluA	Fluoranthen
FM/FS	Frischmasse/Frischsubstanz

FNU	Formazine Nephelometric Units (Einheit der Trübung)
GFS	Geringfügigkeitsschwelle
H	Wasserstoff
HDPE	High Density Polyethylen
Hg	Quecksilber
HTC	Hydrothermale Carbonisierung
HTT	Highest Treatment Temperature (=höchste Temperatur während der Pyrolyse)
I123cdP	Indeno(1,2,3-c,d)pyren
IBI	International Biochar Initiative
ICP-OES	Inductively Coupled Plasma – Optical Emission Spectrometry (=Optische Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma)
ID	Innendurchmesser
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IR	Intensivrotte
ISO	International Organization for Standardization
K	Kalium
k.A.	keine Angabe
KAK	Kationenaustauschkapazität
K _f	Sorptionskoeffizient nach Freundlich
KW	Königswasseraufschluss
Lf	elektrische Leitfähigkeit
Mg	Magnesium
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
mPK	mit Pflanzenkohle
MW	Mittelwert
N	Stickstoff
n.b.	nicht bestimmt
Nap	Naphthalin
Ni	Nickel
N _{min}	mineralischer Stickstoff
N _t	Gesamtstickstoff
O	Sauerstoff
oPK	ohne Pflanzenkohle
OS	Organische Substanz
P	Phosphor
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD/PCDF	Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane
PE	Polyethylen
Phe	Phenanthren
PK	Pflanzenkohle
PKK	Pflanzenkohlekompost
PKS	Pflanzenkohlesubstrat
PTFE	Polytetrafluorethylen
PyC	Pyrogenic carbon
Pyr	Pyren

RD	Rohdichte
Sb	Antimon
SD	Standardabweichung (standard deviation)
SG	Salzgehalt
SMB	soil microbial biomass (=mikrobielle Biomasse im Boden)
SOC	soil organic carbon (=organischer Kohlenstoff im Boden)
SOM	soil organic matter (=organische Bodensubstanz)
THG	Treibhausgase
TM/TS	Trockenmasse/Trockensubstanz
TOC	Total organic carbon (=gesamter organischer Kohlenstoff)
VB/VE	Versuchsbeginn/-ende
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e.V.
W/F	Wasser-/Feststoff-Verhältnis bei Elutionsuntersuchungen
WG	Wassergehalt
WHK	Wasserhaltekapazität
Zn	Zink

Glossar

Eluat	wässrige Lösung, die durch im Labor durchgeführte Elutionstests (hier: Schüttel- und/oder Säulenperkolationsverfahren) gewonnen wird
Elution	Elution oder Eluierung (engl. <i>leaching</i>) bezeichnet das Ab- oder Herauslösen von Stoffen aus festen (aber auch aus flüssigen) Materialien mittels einer mobilen Phase (Eluent). Im dabei gewonnenem Eluat werden die Art und Konzentration der eluierten Stoffe mittels geeigneter stoffspezifischer Analysenverfahren bestimmt.
Elutionsmittel/Eluent	Die meist flüssige Phase, die aus einem oder mehreren Lösungsmitteln besteht und bei Elutionsverfahren eingesetzt wird, um eluierbare Stoffe aus festen Materialien herauszuwaschen (eluieren). In der vorliegenden Dissertation ist das Elutionsmittel demineralisiertes Wasser.
Kontaktzeit	Verweildauer des Eluenten/Elutionsmittels innerhalb des zu perkolierenden/eluierenden Materials.
Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe	Die Polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) sind eine Stoffgruppe von organischen Verbindungen, die (meist) aus kondensierten Benzolringen mit unterschiedlicher Anordnung aufgebaut sind. Mit zunehmender Ringanzahl steigt das Molgewicht und die Wasserlöslichkeit nimmt ab. PAK entstehen vor allem bei unvollständigen Verbrennungsprozessen von organischem Material, wie z.B. Holz, Kohle, Öl, Benzin und Dieselöl und sind daher ubiquitär in der Umwelt verteilt. Sowohl bei verschiedenen industriellen Prozessen (Asphaltproduktion, Koksherstellung, ehemalige Gaswerke), als auch über die dabei gebildeten Abfallprodukte (z.B. Teer) kommt es zur Freisetzung von PAK. Die Böden ehemaliger Gaswerkstandorte und teerverarbeitender Betriebe können somit punktuelle Quellen für die Emission von PAK darstellen. PAK besitzen eine ökotoxikologische sowie humantoxikologische Relevanz mit karzinogenem und mutagenem Potenzial. Im Rahmen der Dissertation sind die 16 PAK nach EPA gemeint.
Säulenperkolationsverfahren	Verfahren zur Ermittlung der Freisetzung/ des Austrages von Stoffen aus festen Materialien (z.B. Böden, Komposte, RC-Materialien, Klärschlämme, Baggergüter, Bauprodukte etc.). Das zu eluierende Material wird mit dem Elutionsmittel im Aufwärtsstrom bei festgelegter Kontaktzeit perkoliert. Das Verfahren liefert wässrige Eluate für die anschließende Analytik auf anorganische und organische Stoffe sowie des ökotoxikologischen Potenzials.
Schüttelverfahren	Verfahren zur Ermittlung der Freisetzung/ des Austrages von Stoffen aus festen Materialien (z.B. Böden, Komposte, RC-Materialien, Klärschlämme, Baggergüter, Bauprodukte etc.). Das zu prüfende Material wird mit dem Elutionsmittel unter festgelegten Bedingungen bei einem W/F-Verhältnis von 2l/kg TS für 24 h durch Schütteln eluiert. Das Verfahren liefert wässrige Eluate für die anschließende Analytik auf anorganische und organische Stoffe sowie des ökotoxikologischen Potenzials.
Wasser-/Feststoff-Verhältnis	Verhältnis des bei der Elution eingesetzten Flüssigkeitsvolumens zur Trockenmasse des zu untersuchenden Feststoffs, <u>und/oder:</u> Verhältnis des bis zur Eluat-Fraktions-Entnahme insgesamt durch die Säule geströmten Flüssigkeitsvolumen zur eingebauten Trockenmasse des zu untersuchenden Feststoffs

1 Einleitung und Zielstellung

1.1 Hintergrund und Problemstellung der Dissertation

Vor dem Hintergrund der zunehmenden Bestrebung, organische Rest- und Abfallstoffe nachhaltig zu verwerten, in Kreisläufen zu wirtschaften und somit einen wichtigen Beitrag zum Klima- und Umweltschutz und der Schonung fossiler Ressourcen wie Torf zu leisten, trat in den letzten Jahren vor allem in den Bereichen Landwirtschaft und Gartenbau das in Vergessenheit geratene Wissen rund um die anthropogen erzeugte Schwarzerde im Amazonasgebiet, der sog. Terra Preta do Indio, in den Vordergrund.

Schlüsselement der nachhaltig fruchtbaren Böden ist der pyrogene Kohlenstoff (Glaser und Woods, 2004; Lehmann und Joseph, 2009), welcher ursprünglich als Holzkohle in der Terra Preta do Indio als wichtiger Bestandteil vorliegt. Holzkohle – mittlerweile als Pflanzenkohle (PK) oder Biokohle (engl. *biochar*) bezeichnet – kann aufgrund der Vielzahl ihrer positiven Eigenschaften (hohe Porosität, große Oberfläche, hohe Stabilität) zur Verbesserung der Boden- und Kompostqualität und somit zur Steigerung der Ertragsfähigkeit beitragen, indem sie u.a. den pH-Wert, die Wasserhaltekapazität, das Porenvolumen, die Nährstoffspeicherung sowie die Mikro- und Makrofauna optimieren kann (Lehmann et al. 2011; Kammann, 2012). Darüber hinaus zeigt die Co-Kompostierung von Pflanzenkohle deutlich positive Effekte auf den Kompostierungsprozess, wie z. B. die Regulierung des Wasserhaushaltes, die Verminderung der Geruchsbildung sowie die optische und sensorische Verbesserung der Struktur des Kompostes (Schatten et al., 2015 & Wagner et al., 2020).

Die vorliegende Dissertation untersucht die Effekte von Pflanzenkohlen auf das Elutionsverhalten von Nähr- und Schadstoffen aus Komposten, Pflanzsubstraten und Böden im Bereich des Gartenbaus und der Landwirtschaft, auf Konversionsflächen sowie im urbanen Bereich der gemäßigten Klimazone. Die Dissertation beruht auf Ergebnissen, die im Rahmen der von der AG Geoökologie koordinierten und durchgeführten Forschungsvorhaben TerraBoGa¹, LaTerra² und CarboTIP³ gewonnen wurden.

In der vorliegenden Dissertation werden ausschließlich Pflanzenkohlen betrachtet, die mittels Karbonisierung von ligninhaltigen pflanzlichen Reststoffen wie z.B. Stammholz oder Ast- und Gehölzschnitt hergestellt wurden. Zur Entfaltung der o. g. positiven Eigenschaften werden die frisch produzierten Pflanzenkohlen i.d.R. mit Wasser, Nährstofflösungen oder durch eine Co-Kompostierung oberflächenaktiviert und anschließend in Böden, Pflanzsubstraten oder gemeinsam mit Komposten ausgebracht und verwendet.

¹ „Schließung von Kreisläufen durch Energie- und Stoffstrommanagement bei der Nutzung der Terra-Preta-Technologie im Botanischen Garten im Hinblick auf Ressourceneffizienz und Klimaschutz“ – TerraBoGa (Förderung: UEPII/EFRE)

² „Nachhaltige Landnutzung durch regionales Energie- und Stoffstrommanagement bei der Nutzung der Terra-Preta-Technologie auf militärischen Konversionsflächen und ertragsschwachen Standorten“ – LaTerra (Förderung: BMBF)

³ „Entwicklung und Etablierung eines emissionsmindernden Stoffstrom-/Abfallmanagements im Tierpark Berlin-Friedrichsfelde bei Nutzung des CO₂-Sequestrierungspotenzials von Pflanzenkohle“ - CarboTIP (Förderung: BENE/EFRE)

Gegenstand der praktischen Untersuchungen in Form von Elutionsversuchen im Labor- und Feldmaßstab sind die hergestellten Komposte und Pflanzsubstrate mit und ohne Pflanzenkohlen mit dem Ziel der Bewertung des Effektes der Pflanzenkohlen auf die Nährstoff- und Schadstoffauswaschung aus o.g. PK-basierten Materialien bei der Anwendung im Gartenbau und in mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen (PAK) kontaminierten Böden. Ausgewaschene Nährstoffanteile stehen der Pflanze nicht mehr zur Verfügung und können, ähnlich wie freigesetzte Schadstoffe, ein Gefährdungspotenzial für die Umwelt darstellen (z.B. Nitratproblematik im Grundwasser).

Zu dieser Thematik existierten bis vor wenigen Jahren keine vergleichbaren Studien, da v.a. die Anwendung von unbehandelter Pflanzenkohle in Böden untersucht wurde. Seitdem ist das Forschungsfeld stark gewachsen und die Anwendung von Pflanzenkohle rückt immer mehr in den Fokus. Dennoch herrschen in der Forschung weiterhin zwei wesentliche Desiderate vor. Diese beziehen sich v.a. auf die Datenlage und Bewertung des Einflusses von Pflanzenkohle und PK-basierten Materialien auf die NPK-Auswaschung sowie auf das Freisetzungverhalten von Schwermetallen und organischen Schadstoffen aus Böden. Dabei sind die Ergebnisse zur Stickstoffauswaschung nicht eindeutig. Es werden zum einen signifikant reduzierte Mengen des ausgewaschenen Stickstoffs beobachtet, wobei bei frisch produzierter Pflanzenkohle auch gegenteilige Effekte aufgezeigt wurden (Kammann, 2012). Die „Alterung“ der Pflanzenkohle hat einen entscheidenden Einfluss auf den Status der Aufladung der Pflanzenkohle mit Nährstoffen und auf den Nährstoffrückhalt. Reduzierte Auswaschungen von Nitrat, Ammonium und Phosphor werden auch von Yao et al. (2012), von Major et al. (2009) für Calcium, Magnesium und Phosphor sowie von Laird (2010) für Nitrat, Phosphor und Kalium berichtet. Neuere Studien fokussieren sich auf die Aufladung von Pflanzenkohlen und der Entwicklung von Designer-Pflanzenkohlen. Fundierte und standardisierte Elutionsuntersuchungen zur Bewertung des Einflusses von Pflanzenkohle oder Co-kompostierter Pflanzenkohle auf das Freisetzungverhalten von Makronährstoffen aus Komposten und Pflanzsubstraten wurden bislang nur vereinzelt durchgeführt (Kammann et al., 2012; Kammann et al., 2015), und blieben hauptsächlich auf den mineralischen Stickstoff fokussiert. Auch der Einfluss von Pflanzenkohle und Pflanzenkohlesubstrat auf das Freisetzungverhalten von Schwermetallen und organischen Schadstoffen wie PAK (Zand & Grathwohl, 2016) aus Böden ist nicht hinreichend untersucht worden.

Es besteht die dringende Notwendigkeit, für die Matrices Kompost, Pflanzsubstrate und Böden, den Einfluss von Pflanzenkohle auf das Elutionsverhalten zu untersuchen und die Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen detaillierter zu erheben. Vor allem hinsichtlich der neuen Matrix Pflanzenkohle besteht ein erheblicher Bedarf an wissenschaftlichen Erkenntnissen bis hin zu Qualitätskriterien bezüglich des Freisetzungsverhaltens von Nährstoffen aus frisch hergestellten sowie gealterten/gelagerten Pflanzenkohlen und PK-basierten Komposten.

Zur Beurteilung des Freisetzungsverhaltens und letztendlich der Verfügbarkeiten von Nähr- und Schadstoffen bestehen mit dem Säulenperkolationsverfahren nach DIN 19528:2023-

07 sowie dem Schüttelverfahren nach DIN 19529:2023-07 bereits standardisierte Methoden, welche jedoch hauptsächlich für die Matrices Böden und RC-Baustoffe validiert sind. Eine Methodenadaption bis hin zu einer Normierung (ggf. Robustheitstest) für pflanzkohlebasierte Produkte wurde bisher noch nicht umgesetzt, ist jedoch unbedingt erforderlich.

Den Forschungsdesideraten begegnet die vorliegende Dissertation, indem sie anhand von verschiedenen Elutionsverfahren im Labormaßstab und im Freiland umfassende Daten zur Untersuchung des Effektes von Pflanzenkohle auf das Auswaschungsverhalten von Nähr- und Schadstoffen liefert und somit einen Beitrag zu einer besseren Bewertung des Potenzials von Pflanzenkohle hinsichtlich eines nachhaltigen Umwelt- und Ressourcenschutzes leistet.

1.2 Zielstellung der Dissertation

Ziel der Dissertation ist es, den Einfluss von Pflanzenkohle auf das Elutionsverhalten von Nähr- und Schadstoffen aus Komposten, Pflanzsubstraten und mit Schadstoffen belasteten Böden zu untersuchen.

Dabei wird für jede der o.g. Matrix das Elutionsverhalten sowohl ohne als auch mit der Applikation von Pflanzenkohle vergleichend bestimmt. Anschließend erfolgt eine Bewertung des Einflusses von Pflanzenkohle auf die Rückhaltefunktion von Böden bzw. auf die Umweltwirkung der Komposte/Substrate.

Ein wichtiges Anliegen der Dissertation ist es, eine Aussage darüber zu treffen, ob Pflanzenkohle zu einer Reduzierung der Nähr- und Schadstoffauswaschung führt und sich folglich positiv auf die Umwelt auswirkt bzw. zu einer Verminderung der Umweltbelastung beiträgt. Dabei werden sowohl variierende Zusammensetzungen der Komposte und Pflanzsubstrate als auch verschiedene Applikationsraten von Pflanzenkohle und Pflanzenkohlesubstrate in Böden sowie Alterungs- und Lagerungseffekte berücksichtigt.

Darüber hinaus werden bereits etablierte Elutionsmethoden auf deren Anwendbarkeit, Praktikabilität sowie Vergleichbarkeit hinsichtlich der neuen Matrix Pflanzenkohle umfassend überprüft und gezielt Vorschläge für eine Methodenadaption erarbeitet. Diese Erkenntnisse sollen anschließend zielführend in die Normungsarbeit einfließen.

Die Untersuchungsergebnisse tragen damit zu einer besseren Bewertung des Elutionsverhaltens von Nähr- und Schadstoffen aus verschiedenen mit Pflanzenkohle applizierten Matrices bei und leisten somit einen Beitrag zu einer Optimierung des Düngemittleinsatzes sowie zu einer Verbesserung des Grundwasserschutzes.

Zusammenfassend verfolgt das Dissertationsvorhaben folgende Fragestellungen:

- Welche Untersuchungsergebnisse zum Einfluss von Pflanzenkohle auf das Elutionsverhalten von Nähr- und Schadstoffen wurden bisher publiziert und mit welchen Verfahren wurden diese erhoben?
- Welchen Einfluss hat die Anwendung von Pflanzenkohle auf das Freisetzungverhalten von Nährstoffen aus verschiedenen Komposten und Pflanzsubstraten?
- Welchen Einfluss hat die Anwendung von Pflanzenkohle und Pflanzenkohlesubstrat auf das Freisetzungverhalten von Schwermetallen und organischen Schadstoffen (PAK) aus kontaminierten Böden?
- Wie hoch ist materialübergreifend der verfügbare freigesetzte Anteil vom jeweiligen Gesamtgehalt der Nähr- und Schadstoffe und wie wird dieser von der Pflanzenkohle beeinflusst? Bestehen Korrelationen zwischen Eluatkonzentrationen und Eluatbegleitparametern?
- Besteht ein Effekt hinsichtlich einer Lagerung/Alterung von PK-basierten Materialien auf das Freisetzungverhalten von Nähr- und Schadstoffen?
- Welche Empfehlungen ergeben sich für die Anwendung von Elutionsmethoden und die Nutzung von Elutionsergebnissen im Hinblick auf die Matrix „Pflanzenkohle“?
- Besteht Bedarf für die Normungsaktivitäten im Hinblick auf die Matrix „Pflanzenkohle“?

2 Stand der Forschung

Existierten bis vor ca. zehn Jahren noch relativ wenige Studien, und hier v.a. Studien über die Zugabe von unbehandelter Pflanzenkohle in Böden, ist in den letzten Jahren das Forschungsfeld stark gewachsen. Die Herstellung und Anwendung von Pflanzenkohle hat sukzessive neue Themenbereiche erobert und ist mittlerweile eine vielversprechende Technologie zur Verminderung der atmosphärischen CO₂-Konzentration (CDR-Technologie).

Dringender Bedarf an Forschung besteht weiterhin, so auch hinsichtlich der Betrachtung der Wirkung von Pflanzenkohle auf das Elutionsverhalten von Nähr- und Schadstoffen aus verschiedenen Matrices.

In diesem Kapitel werden die für das vorliegende Dissertationsthema relevanten Studien vorgestellt und zugleich die Forschungsdesiderate herausgestellt, auf die die Dissertation Antworten geben soll.

2.1 Grundlegendes zu Pflanzenkohle

2.1.1 Begriffsbestimmung Pflanzenkohle

Pflanzenkohle (oder auch Biokohle, engl. *biochar*) ist ein festes, poröses und kohlenstoffhaltiges Material, welches durch die Pyrolyse von definierten pflanzlichen Biomassen hergestellt wird (EBC, 2012-2023). Die *International Biochar Initiative (IBI)* definiert Pflanzenkohle als „*a solid material obtained from the carbonization thermochemical conversion of biomass in an oxygen-limited environment.*“ (IBI, 2024). Die bei einem stark reduzierten Sauerstoffgehalt (i.d.R. < 2 %) und Temperaturen zwischen 350 °C und 1.000 °C hergestellten Kohlen aus pflanzlichen Ausgangsstoffen binden ca. 40 % des Kohlenstoffs der Ausgangsmaterialien (Wagner, 2023) und können als langfristige C-Senke betrachtet werden. Pflanzenkohlen und der darin enthaltene Kohlenstoff sollten nach EBC nachhaltig und klimarelevant als C-Senke eingesetzt werden. Mögliche Anwendungsfelder sind vor allem in der Landwirtschaft und Gartenbau sowie Bodensanierung und Bauindustrie. Des Weiteren können Pflanzenkohlen in industriellen Prozessen fossilen Kohlenstoff ersetzen (EBC, 2012-2023).

Aufgrund oben genannter Vorgaben sind Kohlen, welche durch andere Verkohlungsprozesse, wie z. B. Torrefikation, Hydrothermale Carbonisierung (HTC) und Verkokung hergestellt werden, nicht als Pyrolysekohle bzw. Pflanzenkohle zu bezeichnen.

Während im Englischen der Begriff *biochar* vorherrscht, finden in der deutschsprachigen Literatur derzeit mehrere Begriffe Verwendung. Die Bezeichnung „Pflanzenkohle“ anstelle von „Biokohle“ wird dabei relativ häufig zur Abgrenzung von dem Begriff „Bio“ aus der ökologischen Landwirtschaft benutzt, da es sich nicht um ein Produkt aus zertifiziert biologischem Anbau handelt (Schmidt et al., 2021).

Im Rahmen dieser Dissertation wird der Begriff Pflanzenkohle (Abkürzung: PK) für pyrolytisch erzeugte Kohlen aus pflanzlichen Biomassen verwendet. Werden Kohlen angesprochen, welche aus anderen Ausgangsstoffen, wie z.B. Klärschlamm, hergestellt oder in der zitierten Literatur explizit als Biokohle/Biochar benannt wurden, wird der Begriff Biokohle bzw. Karbonisat verwendet.

Zur Qualitätssicherung von Pyrolysekohlen existiert seit dem Jahre 2012 das Europäische Pflanzenkohle-Zertifikat (*European Biochar Certificate*), welches Richtlinien für die nachhaltige Produktion von Pflanzenkohle vorgibt. Dieser freiwillige Industriestandard wird ständig aktualisiert und umfasst u.a. Vorgaben zu potenziell einsetzbaren Biomassen (Positivliste), Pyrolysetechnik, Analysemethoden und Eigenschaften der Pflanzenkohle sowie Anwendungsklassen zu Verwendung, Verkauf und Ausbringung der produzierten Kohlen und Vorgaben zur Zertifizierung und Qualitätsmanagement (EBC, 2012-2023). Auf die Herstellung und die Eigenschaften von Pflanzenkohle wird in den Kapiteln 2.1.2 und 2.1.3 detailliert eingegangen.

Aufgrund der Vielzahl von potenziellen Ausgangsmaterialien sowie technischen Umsetzungen während der Herstellung gibt es demnach nicht nur eine bestimmte pyrolytisch hergestellte Pflanzenkohle, sondern vielmehr ist das Endprodukt Pflanzenkohle heterogen und abhängig von der Beschaffenheit des biogenen Ausgangsstoffes sowie der Prozessführung. Zum Beispiel weist Pflanzenkohle aus Stammholz unterschiedliche Eigenschaften hinsichtlich Kohlenstoffgehalt, spezifische Oberfläche, Korngröße etc. im Vergleich zu Pflanzenkohle aus Reisspelzen auf (vgl. Kap. 2.1.3).

2.1.2 Herstellung von Pflanzenkohle durch Pyrolyse

Im Folgenden wird ausschließlich auf pyrolytisch hergestellte Pflanzenkohle eingegangen. Kohlen, welche hydrothermal karbonisiert sind (sog. HTC-Kohlen), sind dagegen nicht Gegenstand dieser Dissertation.

Pyrolyse ist die thermische Spaltung chemischer Verbindungen in Abwesenheit von Sauerstoff oder unter Sauerstoffmangel (max. 2 %), in der Regel bei Temperaturen zwischen 300 °C und 700 °C (teilweise bis zu 1.000 °C), wobei die Pyrolysetemperatur bei der Herstellung von Pflanzenkohle durchaus eine große Spannweite aufweist. Die Pyrolyse in Abwesenheit von Sauerstoff verläuft endotherm. Wird jedoch unter Sauerstoffmangel gearbeitet und die Temperaturen entstehen durch die Teiloxidation von dem Ausgangsmaterial, handelt es sich um einen autothermen Prozess, d.h. er verläuft unabhängig von äußerer Wärmezufuhr (Quicker et al., 2016, Haubold-Rosar et al., 2016).

In pyrolytischen Anlagen werden in der Regel drei Produktströme mit unterschiedlichen Anteilen erzeugt: gasförmige, flüssige und feste Pyrolyseprodukte (Neuling et al., 2016). Aufgrund der Spaltungsreaktionen der Biomassekomponenten Zellulose, Hemizellulose und Lignin kann mittels Pyrolyse Biomasse direkt in überwiegend flüssige (z. B. Pyrolyseöle) oder feste Produkte (z. B. Pflanzenkohle) umgewandelt werden. Flüssige Produkte entstehen vor allem bei der schnellen Pyrolyse, wohingegen die langsame Pyrolyse Biomassekarbonisate

wie z. B. Pflanzenkohle oder – allgemeiner ausgedrückt – feste Produkte mit kohleähnlichen Eigenschaften hervorbringt (Hofbauer et al., 2016; Quicker et al., 2016). Die Abbildung 2.1 zeigt ein vereinfachtes Schema der Biomassepyrolyse mit den Produkten Karbonisat, Teer (Pyrolyseöl) und Gas. Die Ausbeute des gewünschten Hauptproduktes Karbonisat bzw. Pflanzenkohle wird, wie aus Tabelle 2.1 ersichtlich, sowohl bei der langsamen als auch schnellen Pyrolyse vor allem von der Temperatur und der Verweilzeit im Reaktor bestimmt (Kaltschmitt et al., 2016).

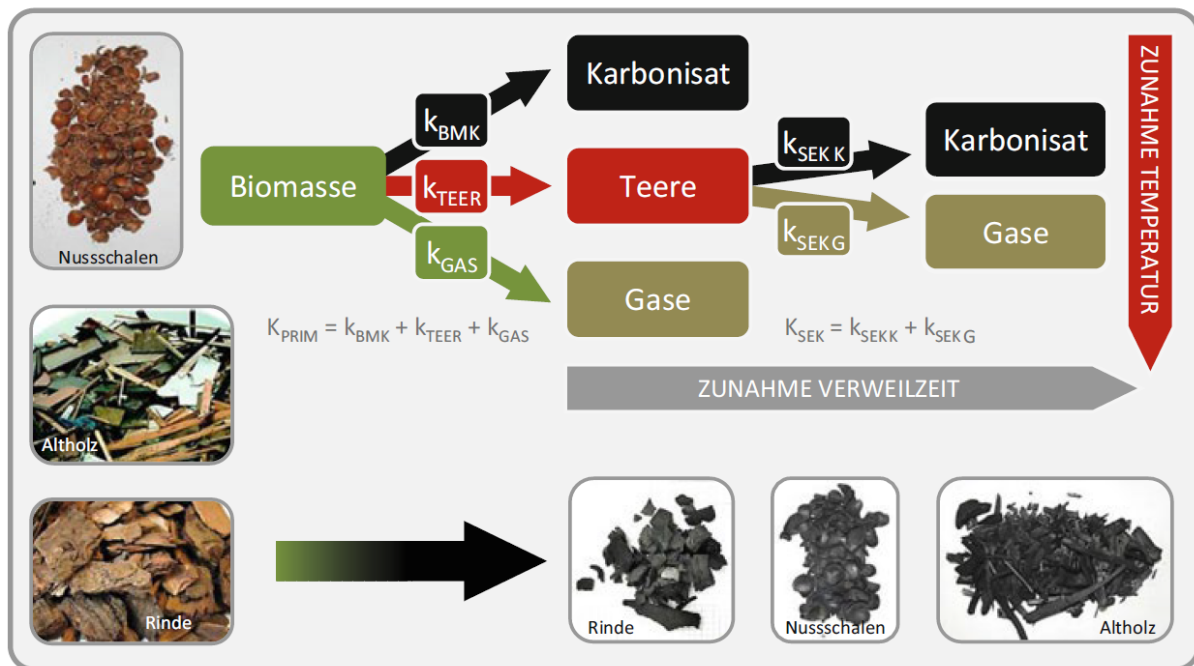


Abbildung 2.1: Schema der Biomassepyrolyse (nach Quicker et al., 2016; mit freundlicher Genehmigung des Springer Vieweg Verlages)

Tabelle 2.1: Prozessbedingungen und Ausbeuten bei der Biomasse-Pyrolyse (nach Hofbauer et al., 2016 in Kaltschmitt, 2016)

Verfahren	Bedingungen	Flüssigkeit ¹	Feststoff	Gase
		in Ma.-% (Bezug Trockenmasse)		
Schnell				
Schnell (flash, fast)	~ 500 °C (450-600 °C) Heißgasverweilzeit < 2-3 s hohe Heizrate	~ 70	~ 12	~ 13
Mittelschnell (intermediate)	~ 500 °C (450-600 °C) Heißgasverweilzeit < 10-30 s mittlere bis hohe Heizrate	~ 50	~ 25	~ 25
Langsam				
Karbonisierung	~ 400 °C Heißgasverweilzeit h-d niedrige Heizrate	~ 30	~ 35	~ 35
Torrefizierung	~ 250-290 °C Feststoffverweilzeit 10-60 min niedrige Heizrate	~ 5	~ 80	~ 20

¹unter Normalbedingungen

Pflanzkohle kann technisch auf verschiedene Art und Weise pyrolytisch hergestellt werden. Abhängig von den Ausgangsmaterialien und den Bedingungen während des Herstellungsprozesses ergeben sich als Produkt Pyrolysekohlen unterschiedlicher Eigenschaften und Qualitäten (vgl. Kap. 2.1.3).

Die für die Herstellung von Pflanzkohle präferierte langsame Pyrolyse wird bereits seit Jahrhunderten bei der Herstellung von Holzkohle in Kohlemeilern angewendet. Jedoch wurden erst in jüngerer Vergangenheit mit dem (wieder-)aufkommenden Interesse an Pflanzkohle technische Pyrolyse-Anlagen zur Herstellung von Pflanzkohle entwickelt und optimiert.

Im Allgemeinen besteht eine Pyrolyseanlage aus den technischen Komponenten (i) Vorbehandlung des Ausgangsmaterials (z. B. Trocknung, Zerkleinerung, Zuführung), (ii) Reaktor (oder auch Konverter, Reformier u.a. genannt), in welchem die Pyrolyse der Biomasse stattfindet, sowie (iii) Nachbehandlung der Produkte (z. B. Kühlen, ggf. Mahlen und Wässern, Konfektionieren, Absacken). Die technische Herstellung von Pyrolysekohlen wird in geschlossenen Behältnissen wie Öfen bzw. Brennkammern/Reaktoren/Reformern durchgeführt. Um den Wärmeübergang in das Ausgangsmaterial optimal zu gestalten, wird in der Regel mittels Schnecken und Drehrohren die Biomasse durch den Reaktor bzw. durch die Brennkammer gefördert (Kruse, 2016 in Quicker). Dabei entgast die Biomasse zunächst und wird anschließend karbonisiert. Während des Pyrolyseprozesses entstehen Wasserdampf, verschiedene Gase wie z. B. CO₂, CO, Stickstoffoxide sowie organische Verbindungen (Quicker, 2016). Die brennbaren Gase bzw. Synthesegase werden in der Regel nachverbrannt, sodass eine Rückkondensierung von v.a. organischen Schadstoffen, wie zum Beispiel PAK, sowie die Entstehung von NO_x minimiert wird. Dadurch entstehen zudem weniger Teere und Öle. Der sich bei der langsamen Pyrolyse bildende feste, sehr kohlenstoffreiche Rückstand ist die Pflanzkohle, welche z. B. für die Bodenverbesserung, C-Sequestrierung oder auf schadstoffbelasteten Flächen angewendet werden kann.

Die Menge und die Qualität der Pflanzkohle kann vor allem durch die Parameter Aufheizrate/-geschwindigkeit, Prozesstemperatur, Verweildauer der Biomasse im Brennraum sowie durch das Material selbst, z. B. durch die Feuchte und des Brennwertes, gesteuert werden. Generell sind für die Qualität einer Pflanzkohle sowohl das Ausgangsmaterial als auch die Prozessbedingungen entscheidend. Seit dem Jahre 2012 gibt das Europäische Pflanzkohlezertifikat („*European Biochar Certificate*“, EBC) dazu Richtlinien für die nachhaltige Produktion von Pflanzkohle vor. Diese Richtlinien basieren auf einer Vielzahl wissenschaftlicher Untersuchungen und sollen für eine ökologische und ökonomische Produktion von hochwertiger Pflanzkohle sorgen. Laut Zertifikat soll somit in erster Linie für Anwender:innen von Pflanzkohle und Produkten mit Pflanzkohlen eine transparente Kontrollmöglichkeit und Qualitätsgarantie gegeben werden (EBC 2012-2023). Zur Herstellung von Pflanzkohle dürfen ausschließlich organische Reststoffe verwendet werden, welche auf einer dem EBC angehangenen Positivliste aufgeführt sind ([EBC- und WBC-Richtlinien & Dokumente \(european-biochar.org\)](https://www.european-biochar.org/), zuletzt abgerufen im April 2024). Diese mittlerweile umfangreiche Liste umfasst sehr verschiedene Biomassen, in der Regel mit speziellen Anforderungen. So dürfen beispielsweise Rinde, Holzschäl- und Häckselgut, Holz, Holzreste, Sägemehl, Sägespäne und Holzwohle nur aus naturbelassenem Holz beschaffen sein, um als

geeignetes Ausgangsmaterial für die Herstellung von Pflanzenkohle zu gelten.

Darüber hinaus werden im EBC Angaben zur Pyrolysetechnik gemacht. So soll die Pyrolyse energieeffizient betrieben werden; die bei der Pyrolyse entstehenden Synthesegase dürfen nicht unverbrannt in die Atmosphäre entweichen; die national geltenden Emissionsgrenzwerte sollten eingehalten und die Abwärme der Pyrolyseanlage muss genutzt werden (EBC 2012-2023).

Parallel zur Pflanzenkohleforschung haben sich auch die technischen Lösungen zur Herstellung hochwertiger Pflanzenkohle weiterentwickelt. Es gibt derzeit eine Vielzahl verschiedener Möglichkeiten Pflanzenkohle herzustellen, das Angebot reicht dabei von kleinskaligen Low-Tech-Varianten (z. B. Erd-Kon-Tiki, Chantico-Terrassenofen, Kon-Tiki Pyrolyseofen, Pyrolysekoher „PyroCook“, SPSC Retorten VARIO S und L) bis zu großskaligen High-Tech-Varianten verschiedener Hersteller (z. B. BIOMACON, PYREG, CTS, Syncraft, SPSC Vario XL, 3R-Systems).

Einen umfassenden Überblick über die unterschiedlichen verfahrenstechnischen Beschreibungen zur pyrolytischen Herstellung von Pflanzenkohle sowie über die Verfahren ausgewählter Hersteller industrieller Großanlagen geben Kaltschmitt et al. (2016) bzw. Quicker et al. (2016) sowie der Fachverband Pflanzenkohle e.V. unter <https://fachverbandpflanzenkohle.org/pflanzenkohle/> (zuletzt abgerufen im April 2024).

Bestehende Pyrolyseanlagen verschiedenster Anbieter zeigen, dass es möglich ist, hochwertige Pflanzenkohlen aus einer breiten Palette an Biomassen herzustellen, welche den Ansprüchen des EBC hinsichtlich Qualität und Schadstoffgehalt, vor allem der Polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) sowie Schwermetalle, entsprechen (vgl. Kapitel 2.1.3). Dabei bestimmen vor allem die Ausgangsmaterialien sowie die Prozessbedingungen bei der Herstellung maßgeblich die Eigenschaften der Pflanzenkohlen. Darüber hinaus zeigen die am Markt erhältlichen Anlagen, dass es durch die Nutzung der Synthesegase wie auch der Wärme möglich ist Pflanzenkohlen energieeffizient und umweltschonend herzustellen.

Eine kontinuierliche Überwachung der Qualitätsparameter und Anpassung der Qualitätsstandards ist dabei für die gesamte Prozesskette ausgehend vom Inputmaterial bis hin zum Endprodukt Pflanzenkohle unumgänglich. Nur auf diesem Wege ist die Pyrolyse von Biomasse zur Herstellung von Pflanzenkohle ein vielversprechender Ansatz zur Kohlenstoffspeicherung und zur Reduzierung von Kohlenstoffverlusten.

2.1.3 Eigenschaften von Pflanzenkohle

Die Eigenschaften der hergestellten Pflanzenkohlen sind eng verknüpft mit dem Ausgangsmaterial, d.h. Art und Beschaffenheit der Biomasse (z. B. Holz, Laub, Halmgut, Stroh, Reisspelzen etc.) sowie den Bedingungen während des Pyrolyseprozesses. Die so entstehenden unterschiedlichen Pflanzenkohlen aus verschiedensten Biomassen weisen eine hohe Variabilität ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften auf (vgl. Abb. 2.2).

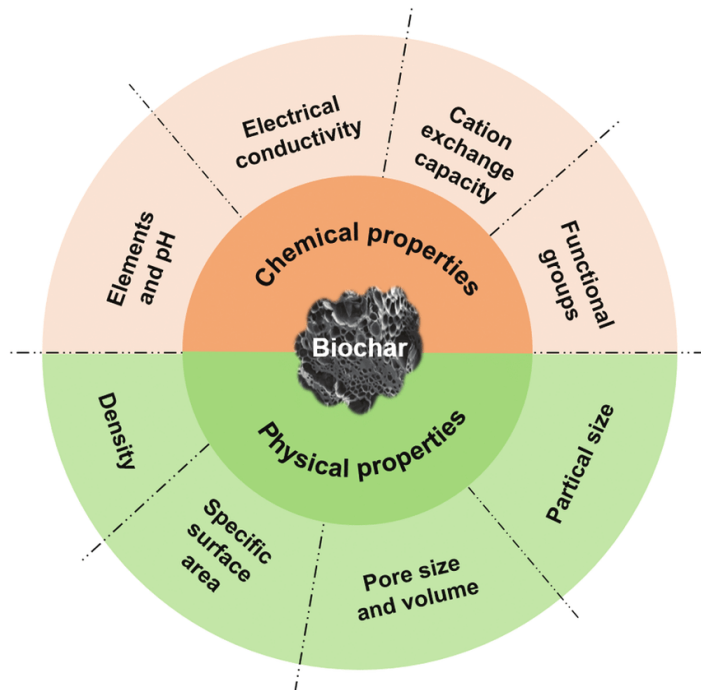


Abbildung 2.2: Überblick über die wichtigsten physikalischen und chemischen Eigenschaften von Pflanzenkohle (nach Tang et al., 2020)

Viele dieser Eigenschaften lassen sich durch die Struktur der Biomassen sowie der daraus resultierenden Pflanzenkohlen und deren innere und äußere Oberfläche erklären. Einen visuellen Einblick mittels mikroskopischer Aufnahmen unterschiedlicher Vergrößerungen in die Veränderung der Ausgangsmaterialien Holzhackschnitzel, Holzpellets und Strohpellets durch pyrolytische Prozesse bei 200/300/400/600 °C geben Weber & Quicker (2016). Abhängig vom Gehalt an Lignin und Hemicellulosen karbonisieren die verschiedenen Biomassen mit steigenden Temperaturen unterschiedlich schnell, wobei bei Temperaturen ab 300 °C bei allen Materialien die Karbonisierung deutlich sichtbar ist. Bei Pyrolysetemperaturen zwischen 300 °C und 400 °C geht die Struktur der Karbonisate von einer fibrillaren zu einer kristallinen Struktur über und ab 600 °C treten Zersetzungserscheinungen im Gesamtgefüge v.a. bei Strohpellets auf, während bei Holzhackschnitzel die natürliche Grundstruktur makro- und mikroskopisch weiterhin stabil bleibt (Weber & Quicker, 2016).

Auch Downie et al. (2009) berichten, dass die Zusammensetzung der Biomasse einen direkten Einfluss auf die physikalischen Eigenschaften der Pflanzenkohle hat. Bei Biomassen mit hohem Lignin-Gehalt (z. B. holzige Biomassen) bleiben nach der thermischen Umwandlung die geometrischen Strukturen des Ausgangsmaterials in der Regel gut erhalten, d.h. das

gebildete Mineral- und C-Skelett behält die rudimentäre Struktur des ursprünglichen Materials. Darüber hinaus sind nach Downie et al. (2009) eine Reihe von Betriebsparametern während des Pyrolyseprozesses entscheidend für die resultierenden physikalischen Eigenschaften der Pflanzenkohle, wie z. B. die Heizrate, die höchste Behandlungstemperatur (*highest treatment temperature*, HTT), die Reaktionsverweilzeit, der Druck und technische Aspekte des Biomassereaktors sowie Schritte zur Vorbehandlung (z. B. Trocknung, Zerkleinerung) und Nachbehandlung (z.B. Zerkleinerung, Siebung, Aktivierung).

Während der Karbonisierung wird die Porenstruktur verändert, da bei der Entgasung die flüchtigen Bestandteile aus den röhrenförmigen Zellen ausgetrieben werden und nur noch die Zellwände übrigbleiben. Dadurch wird die innere Oberfläche stark vergrößert. Abhängig von Ausgangsmaterial sowie Höchsttemperatur und Verweildauer im Brennraum entstehen Pflanzenkohlen mit poröser Struktur und damit einhergehenden großen spezifischen Oberflächen. Weber & Quicker (2016) berichten von einer Zunahme der spezifischen Oberfläche mit steigender Pyrolysetemperatur, wobei die große Streuung von 3 bis 795 m²/g auf eine Unterschätzung der gemessenen Oberflächen < 50 m²/g der Niedrigtemperatur-Pyrolysekohlen aufgrund methodischer Aspekte zurückzuführen ist. Bei der Bestimmung der spezifischen Oberfläche nach der BET-Methode führt die Verwendung von N₂ als Messgas gegenüber CO₂ vor allem bei Pflanzenkohlen, welche bei niedrigeren Temperaturen (z. B. 400 °C) produziert wurden, zu geringeren Oberflächen, (Chia et al., 2015; Weber & Quicker, 2016). Brown et al. (2006) berichten, dass unabhängig von der Heizrate die maximale spezifische Oberfläche von Pflanzenkohlen aus Kiefern mit ca. 400 m²/g (BET mit N₂ als Messgas) bei einer Endtemperatur von 750 °C erreicht wurde. Pflanzenkohlen aus Dendromassen zeigen in der Regel größere spezifische Oberflächen als Pflanzenkohlen aus Laub, Reisspelzen oder Klärschlamm. Bei der Karbonisierung von holzigen Biomassen mittels Pyrolyse bei Temperaturen von 500 °C bis 800 °C sind Massenausbeuten (Verhältnis der Masse der gewonnenen Pflanzenkohle zur Masse des Ausgangsmaterials) von etwa 30 % erreichbar (Weber & Quicker, 2016).

Typische Schüttdichten von Pyrolysekohlen aus Holz schwanken zwischen 130 und 550 kg/m³ (Tertytze et al., 2015; Weber & Quicker, 2016). Holzige Biomasse zeigt nach Weber & Quicker (2016) bei der Karbonisierung zwischen 300 und 700 °C eine kontinuierliche Zunahme der Porosität, bis zu einem Grenzwert zwischen 0,7 und 0,8.

Aufgrund der hohen Porosität, einhergehend mit einer großen inneren und äußeren Oberfläche, verfügen Pflanzenkohlen über eine hohe Wasserhalte-, Adsorptions- sowie Kationenaustauschkapazität. Pflanzenkohlen haben aufgrund verschiedener Ausgangsmaterialien und Herstellungsprozesse stark variierende Wasserhaltekapazitäten. Pflanzenkohlen können durchaus das bis zu Zehnfachen ihrer eigenen Masse an Wasser halten, wie von Kinney et al. (2012) für aus Maisstroh bei 400-500 °C hergestellte PK beschrieben wird. Glaser und Kammann (2013) geben eine hohe Wasserhaltekapazität von bis zu 4 l/kg an, vor allem bei PK mit geringer Dichte. Nichtsdestotrotz führt die Anwendung von Pflanzenkohle mit hoher WHK in Böden nicht automatisch zu einem linearen Anstieg der WHK, da nach dem Einmischen von PK in Böden der Porenraum zwischen den Partikeln verloren gehen kann (Masiello et al., 2015). Viel sinnvoller hinsichtlich realistischer Ergebnisse

ist demnach die Bestimmung der WHK am Boden-Pflanzenkohle-Gemisch.

Die Kationenaustauschkapazität ist abhängig von der Oberfläche der Pflanzenkohle und deren Eigenschaften, wie z. B. der Anzahl an funktionellen Gruppen. Bei der Anwendung von frischer Pflanzenkohle in Böden, der Kompostierung oder in Kaskadensystemen kommt es durch Oberflächen-Oxidierung und wahrscheinlich auch aufgrund der PK umgebenden organischen Substanz zur Bildung bzw. Anlagerung ebensolcher funktionelle Gruppen, wie z. B. Carboxyl-, Phenol-, Carbonyl-, Hydroxyl- oder Aminogruppen (Hammes und Schmidt, 2009; Wiedner et al., 2015; Weber & Quicker, 2016). Infolgedessen erhöht sich die negative Ladung der Pflanzenkohle-Oberflächen und damit einhergehend auch die Kationenaustauschkapazität.

Die großen Oberflächen sowie Wasserhalte- und Kationenaustauschkapazitäten binden große Wassermengen mit darin gelösten Nährstoffen bzw. adsorbieren Kationen sowie anorganische und organische Nährstoffe an ihren Oberflächen und speichern diese pflanzenverfügbar (Kap. 2.2).

Pyrolytisch erzeugte Pflanzenkohlen weisen stark variierende und zum Teil sehr hohe Kohlenstoffgehalte auf, die jedoch in hohem Maße von deren Ausgangsstoffen und der Pyrolysetemperatur abhängen. Laut EBC Version 10.1 (2022) liegt der Kohlenstoffgehalt von pyrolysiertem Holz und Nussschalen zwischen 70-90 % und von Stroh i.d.R. zwischen 40-50 %. Ippolito et al. (2015) geben für eine ganze Reihe von Pflanzenkohlen (ca. 80 Publikationen) aus unterschiedlichen Biomassen den C-Gehalt an. Dabei weisen Pyrolysekohlen aus Holz C-Gehalte von ca. 75 %, Pflanzenkohle aus Rückständen von Mais, Reis, Weizen ca. 59 %, 44 % bzw. 61 % C und Pflanzenkohle aus Geflügel-, Schweine-, Rindermist zwischen 32 und 49 % C auf. In Kohlen aus anderen Ausgangsmaterialien wie z. B. Klärschlamm wurden ca. 24 % C bestimmt.

Der Kohlenstoff in Pflanzenkohlen gilt als sehr stabil. Als wichtiger Parameter zur Ableitung der Stabilität von Pflanzenkohlen dient das molare H/Corg-Verhältnis, welches abhängig von der Ausgangsbiomasse sowie dem Pyrolyseverfahren ist. H/Corg-Verhältnisse $> 0,7$ bedeuten laut EBC Version 10.1 (2022) minderwertige Kohlen aufgrund mangelhafter Pyrolyseprozesse. Prinzipiell sinkt für die meisten Biomassen mit steigender Pyrolysetemperatur ab 500 °C das H/Corg-Verhältnis auf $< 0,5$ (Kleber et al. (2015). Vogel et al. (2015) stellen für verschiedene Pflanzenkohlen aus unterschiedlichen Ausgangsstoffen, welche in Karbonisierungsanlagen unterschiedlicher Hersteller pyrolysiert wurden, neben einer Vielzahl von Parametern auch H/Corg-Werte zusammen. Hersteller- und Inputstoff-übergreifend liegen demnach die H/Corg-Werte zwischen 0,074 (Weichholz) und 0,33 (Papierfaserschlamm) und unterschreiten damit den Grenzwert von 0,7 deutlich. Diese Werte bescheinigen den pyrolytisch erzeugten Pflanzenkohlen eine hohe Stabilität und können somit zu einer Kohlenstoffsequestrierung (und für die Bestimmung des C-Senken-Potenzials) herangezogen werden.

Bei der Anwendung von Pflanzenkohle im landwirtschaftlichen Bereich ist neben den o.g. Parametern vor allem der von den Eigenschaften der Ausgangsmaterialien sowie den Pyrolyseeigenschaften abhängige pH-Wert von Bedeutung. Während des Pyrolyseprozesses werden funktionelle Gruppen, wie z. B. Hydroxyl- und Carboxylgruppen, abgespalten und eine basische Pflanzenkohle wird erzeugt. Mit steigender Temperatur und Karbonisierungszeit

nimmt der pH-Wert der PK zu, nicht zuletzt aufgrund des ansteigenden Anteils der basisch reagierenden Asche. Für holzige und halmgutartige PK werden pH-Werte von bis zu 12 erreicht (Weber & Quicker, 2016). Einen Überblick über die pH-Werte von Bio-/Pflanzenkohlen aus sehr unterschiedlichen Ausgangsstoffen geben (Ippolito et al. (2015)). Kohlen aus Holz weisen pH-Werte von 7,48 bis 7,94, PK aus Rückständen von Mais, Reis, Weizen 8,80 bis 9,27 und solche aus Geflügel-, Schweine-, Rindermist zwischen 8,95 und 9,80 auf. Deutlich geringere pH-Werte werden bei Kohlen aus Schalen der Pekan- und Haselnuss mit 6,97 bzw. 7,86 und aus Klärschlamm mit 6,90 bestimmt. Des Weiteren weisen Ippolito et al. (2015) auf ansteigende pH-Werte mit zunehmender Karbonisierungstemperatur hin, wobei bei einer Temperatur < 300°C pH-Werte um 5,0 und ab 400°C > 8,0 bestimmt werden. Bei Temperaturen > 600°C werden bereits pH-Werte um 9,0 erreicht. Wagner et al. (2019) zeigen für PK aus Laub ähnliche Temperaturabhängigkeiten auf.

Steigende Pyrolysetemperaturen führen zudem zu sinkenden Gehalten an Stickstoff, wohingegen die Nährstoffe Kalium, Phosphor und Magnesium sowie die meisten Schwermetalle aus den ursprünglichen Ausgangsstoffen fast vollständig in der resultierenden Pflanzenkohle erhalten bleiben (Schmidt et al., 2021). Da die Nährstoff- und Schwermetallgehalte der Pflanzenkohlen von ihren jeweiligen Ausgangsstoffen abhängig sind, ist dementsprechend eine große Variabilität anzutreffen. Neben den Gehalten in den Inputstoffen werden die Gehalte an Nährstoffen und Schwermetallen in Pflanzenkohle auch von den jeweiligen Prozessparametern der Pyrolyse, insbesondere wie erwähnt von der Temperatur, beeinflusst.

Verschiedene Zusammenstellungen zu Nährstoffgehalten in Pflanzenkohlen aus unterschiedlichen Biomassen und Pyrolysetemperaturen liefern u.a. Ippolito et al. (2015) und Haubold-Rosar et al. (2016). Während Pflanzenkohlen aus holzigen Inputstoffen zumeist höhere C-Gehalte als solche aus organischen Reststoffen der Tierhaltung aufweisen, verhält es sich bei dem Gehalt an Nährstoffen genau umgekehrt. So weisen Pflanzenkohlen aus Geflügel-, Schweine-, Rinder- und Pferdemist sehr hohe N-Gehalte von 10.000 bis 50.000 mg/kg sowie hohe P-Gehalte von 20.000 bis 60.000 mg/kg und K-Gehalte von 20.000 bis 90.000 mg/kg auf (Haubold-Rosar et al. (2016)). Ippolito et al. (2015) ermittelten sogar noch höhere P- und K-Gehalte in Pflanzenkohlen aus Geflügel- und Schweinemist. Vergleichbar hohe Gehalte an N, P, Ca und Mg weisen auch aus Klärschlamm hergestellte Karbonisate bei engen C/N-Verhältnissen auf (Haubold-Rosar et al., 2016; Ippolito et al., 2015).

Hinsichtlich der Gehalte an anorganischen und organischen Schadstoffen in hergestellten Pflanzenkohlen ist zu prüfen, ob diese bereits in den Ausgangsbio Massen enthalten waren oder während der Karbonisierung/Pyrolyse prozessbedingt entstanden sind. Schwermetalle in Biomassen, welche z. B. von kontaminierten Standorten stammen und Siedetemperaturen größer als die Karbonisierungstemperatur aufweisen, reichern sich bei dem Pyrolyseprozess in der Regel an und lassen die Gehalte an Cr, Cu, Ni und Zn der resultierenden Kohlen ansteigen. Laut Haubold-Rosar et al. (2016) müssen auch die potenziellen Ausgangsstoffe Bioabfälle, Wirtschaftsdünger und Gärprodukte auf Grenzwerte von Schwermetallen hin untersucht werden. Klärschlämme können neben grenzwertüberschreitenden Schwermetallen (v.a. Cd, Hg, Zn) zudem noch organische Schadstoffe sowie Abbauprodukte und Reststoffe

von Pharmazeutika enthalten. Dies ist bei einer Nutzung dieser Stoffe als Ausgangsmaterial für PK und von produzierten Pflanzen- und Biokohlen zu beachten. Biomassen wie z. B. Stammholz, Astschnitt, Laub (v.a. aus Park- und Grünanlagen) sowie Festmist und Gärreste sind in der Regel als Ausgangsmaterialien für pyrolytisch hergestellte Pflanzenkohlen qualitativ geeignet und hinsichtlich der Gehalte an Schwermetallen als unbedenklich zu bewerten, was sich wiederum in den geringen und eher selten grenzwertüberschreitenden sowie schwer bioverfügbaren Schwermetallgehalten in den Pflanzenkohlen widerspiegelt (Terytze et al., 2015; Wagner et al., 2018; Haubold-Rosar et al., 2016; Lehmann & Joseph, 2015, Schmidt et al., 2021).

Organische Schadstoffe, wie z. B. PCB, Dioxine, Medikamentenrückstände, Hormone oder pharmazeutische Rückstände/Metaboliten werden während des Pyrolyseprozesses bei sehr hohen Temperaturen i.d.R. zerstört (Schmidt et al., 2021).

Von entscheidender Bedeutung für die Qualität und Anwendungsmöglichkeiten von Pflanzenkohle ist der Gehalt an Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK). Diese können zwar auch bei hohen Temperaturen zerstört werden, jedoch kann es im Zuge ungünstiger Prozessbedingungen zu einer Neubildung von PAK während des Pyrolyseprozesses kommen – selbst bei unbelasteten Ausgangsmaterialien, die einen vernachlässigbaren Einfluss auf den PAK-Gehalt in der späteren Pflanzenkohle haben (Bucheli et al., 2015).

PAK entstehen vor allem in der Gasphase und werden mit den Pyrolyse-/Synthesegasen freigesetzt, jedoch mittels nachgeschalteter Verbrennung der Synthesegase größtenteils zerstört. Entscheidend ist die vorherige Trennung von Pflanzenkohle und Synthesegasen, sowohl im Reaktor als auch vor dem Austrag der Pflanzenkohle, um eine Rückkondensation und Sorption von PAK auf den sich abkühlenden Oberflächen der Kohle zu vermeiden (Buss et al., 2016; Bucheli et al., 2015; Schmidt et al., 2021).

Laut Buss et al. (2016) und Bucheli et al. (2015) ist der PAK-Gehalt von Pflanzenkohle abhängig von den Pyrolysebedingungen, wie z. B. Temperatur, *highest treatment temperature* (HTT), ggf. Verweilzeit, Trägergas sowie der bereits o.g. Prozesssteuerung (v.a. Trennung von Pflanzenkohle und Pyrolysegasen).

Haubold-Rosar et al. (2016) berichten nach Auswertung von internationalen Studien von einer großen Spannweite der Gehalte an 16 EPA-PAK in Pflanzenkohlen von 0,05 bis 355 mg/kg TS. Zu ähnlich großen Spannweiten kommen auch Bucheli et al. (2015), welche 220 Pflanzenkohlen verschiedenster Ausgangsstoffe (u.a. Holz, Bambus, Grünschnitt, Dung) aus 20 Publikationen auswerteten und dabei 16 EPA-PAK-Gehalte von 0,01 bis 100 mg/kg TS (Ausreißer bis 10.000 mg/kg TS) feststellten. Bei den PAK dominierten die leichteren PAK-Kongenere, insbesondere Naphthalin, Phenanthren, Fluoranthen und Pyren. Die Konzentrationen höhermolekularer PAK, insbesondere von Benzo[a]pyren, waren vergleichsweise gering.

Im Botanischen Garten Berlin hergestellte Pflanzenkohle-Chargen aus Holz und Astschnitt wiesen mit PAK-Gehalten von $0,18 \pm 0,17$ mg/kg TM (Min: 0,05; Max: 0,46 mg/kg TS) Werte

auf, die deutlich unterhalb der Vorsorgewerte der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999; ab 01.08.2023 im Rahmen der MantelV) liegen und die Grenzwerte des EBC sicher einhalten (Terytze et al., 2015).

Nach Hilber et al. (2012) kann jedoch die Extraktion mit n-Hexan zu Minderbefunden führen, so dass ein ausreichend repräsentativer Analysewert von PAK erst nach einer längeren Extraktion mit Toluol ermittelt werden kann. Die mit Toluol extrahierten Pflanzenkohlen aus dem Botanischen Garten Berlin blieben mit $1,15 \pm 1,07$ mg/kg TM bzw. $1,32 \pm 0,11$ mg/kg TM dennoch deutlich unter den Grenzwerten des EBC sowie der Vorsorgewerte der BBodSchV (Terytze et al., 2015). Des Weiteren konnte für Pflanzenkohlen aus Laub, welche bei verschiedenen Temperaturen (550°C und 750°C) sowie bei Verweilzeiten von 40 und 60 min. hergestellt wurden, nachgewiesen werden, dass für die 16 EPA-PAK mit Gehalten von 0,3 bis 4,6 mg/kg TS die Grenzwerte nach BBodSchV, EU-Düngemittelverordnung sowie EBC eingehalten werden können (Wagner et al., 2019). Auch hier ist Naphthalin mit einem Anteil von 40-65 % an der Summe der 16 EPA-PAK die am häufigsten vorkommende PAK-Einzelverbindung.

Pflanzenkohle, die dem Boden zugesetzt wird, wirkt eher als Senke denn als Quelle von PAK, da Pflanzenkohle als Sorbent für PAK fungiert (Hilber et al., 2017; Li et al., 2014). Die Bioverfügbarkeit der an Pflanzenkohle gebundenen PAK ist als äußerst gering zu bewerten (Hilber et al., 2017; Bucheli et al., 2015).

Detailliertere Ausführungen zu Gehalten und deren Verfügbarkeiten (und teilw. auch Pflanzenverfügbarkeiten), von Nährstoffen sowie anorganischen und organischen Schadstoffen in Pflanzenkohlen und Gemischen von Pflanzenkohlen mit Komposten und Böden finden sich in Kap. 2.2.

2.1.4 Anwendung von Pflanzenkohle

Pyrolytisch hergestellte Pflanzenkohle kann in verschiedenster Art und Weise angewendet werden. Dabei ist die Anwendung schon seit Langem nicht mehr nur auf das landwirtschaftliche Spektrum beschränkt, sondern umfasst mittlerweile eine Vielzahl von Bereichen. So sieht Schmidt (2012) neben dem Einsatz von Pflanzenkohle als Bodenhilfsstoff und in der Tierhaltung mögliche Nutzungsoptionen in den Bereichen Gebäudekonstruktion, Dekontamination von Böden und Abwässern, Filtration von Trinkwasser und Abgas, Textilindustrie sowie dem Wellness-Sektor. Darüber hinaus nennt er Potenziale für die Speicherung von Kohlenstoff und/oder die Substitution von fossilen Kohlenstoffquellen.

Im Folgenden wird der Fokus auf die Anwendung von Pflanzenkohle in Kompostierung, Gartenbau, Landwirtschaft und Altlastenmanagement gelegt – Anwendungsgebiete also, für die der Nähr- und Schadstoffrückhalt besonderes relevant ist.

2.1.4.1 Co-Kompostierung von Pflanzenkohle

Als Folge der mit dem Kreislaufwirtschaftsgesetz eingeführten Pflicht zur getrennten Bioabfallsammlung aus Privathaushalten (Inkrafttreten 1. Januar 2015), ist die Menge der getrennt gesammelten Bioabfälle seitdem kontinuierlich angestiegen. Im Jahr 2020 wurden laut der Abfallstatistik bundesweit ca. 13,65 Mio. Tonnen biologisch abbaubare Abfälle in Kompostierungsanlagen (rund 7,41 Mio. Tonnen) sowie Vergärungsanlagen und Biogasanlagen (rund 6,24 Mio. Tonnen) behandelt (www.bmu.de, 2022). Seit dem Jahr 2000 werden Bioabfälle nicht nur kompostiert und anschließend auf Flächen zur Düngung oder Bodenverbesserung verwertet, sondern zunehmend auch in Biogasanlagen vergoren und die Gärrückstände (teilw. im Anschluss an einer Kompostierung) ausgebracht. Für die Behandlung von biologisch abbaubaren Abfällen weist die Abfallstatistik für das Jahr 2020 bundesweit 1.102 Kompostierungs- und Vergärungsanlagen aus, welche sich aus 218 Bioabfallkompostierungsanlagen, 599 Grünabfallkompostierungsanlagen und 285 Vergärungsanlagen (Biogasanlagen, einschließlich kombinierte Vergärungs- und Kompostierungsanlagen) zusammensetzen (www.bmu.de, 2022). Von den 13,65 Mio. Tonnen Bioabfälle wurden zu ca. 3,9 Mio. Tonnen Komposte und ca. 3,4 Mio. Tonnen Gärsubstanzen verwertet. Der hergestellte Kompost wurde vorwiegend in der Land- und Forstwirtschaft einschließlich Gartenbau und Dauerkulturbau (66,8 %), in privaten Haushalten, z. B. Kleingärten (21,1 %) sowie in der Landschaftsgestaltung und -pflege einschließlich Rekultivierung (12,1 %) verwendet (www.bmu.de, 2022). Gütegesicherte Komposte, die in der RAL-Gütesicherung angeschlossenen Kompostieranlagen produziert wurden, kamen im Jahre 2021 ebenfalls vorrangig in der Landwirtschaft (53,3 %) sowie zur Substratherstellung in Erdenwerken (21,9 %) zum Einsatz.

Komposte, sowohl mit als auch ohne Gütesicherung, werden demnach zu hohen Anteilen in der Landwirtschaft und im Gartenbau verwendet. Eine hinreichend gute Qualität des Kompostes ist somit von entscheidender Bedeutung. Um die Wirkung von Komposten, vor allem hinsichtlich Wasser- und Nährstoffspeicherung zu steigern, rückt die Zugabe von Pflanzenkohle als „Veredelungsschritt“ immer stärker in den Fokus. Aufgrund ihrer Porosität und der hohen spezifischen Oberfläche sowie der damit verbundenen hohen Wasserhalte- und Sorptionskapazität hat sich die Co-Kompostierung als vielversprechender Ansatz herauskristallisiert. Dabei wird die Pflanzenkohle am Beginn des Kompostierungsprozesses hinzugegeben und durchläuft somit alle Stadien der Kompostierung bis hin zum gewünschten Endprodukt in Form eines Frisch- oder Fertigkompostes.

Während eine Vielzahl von Studien gezeigt hat, dass die Anwendung von Pflanzenkohle in Böden positive Effekte nach sich zieht (vgl. Kap. 2.1.4.2), sind wissenschaftliche Arbeiten zur Untersuchung ihrer Wirkung auf den Kompostierungsprozess vergleichsweise selten. Guo et al. (2020) geben in einem Review an, dass verschiedene Pflanzenkohlen in einer großen Spannweite (1 - 50 % FM im zu kompostierenden Ausgangsmaterial) erfolgreich als Kompostzuschlagstoff eingesetzt wurden. Die Pflanzenkohlen waren unterschiedlichen Ursprungs und umfassen mit holzigen Materialien (Hartholz/Eiche, Hartholzspäne), Bambus, Weizenstroh, Maisstängel, Getreidehalme, Kokosnussschalen, Hühnereinstreu sowie Grünschnitt eine große Variation an Ausgangsstoffen. In allen Studien verbesserte sich laut Guo et al. (2020)

mindestens ein Qualitätsparameter während des Kompostierprozesses durch die Zugabe von Pflanzenkohle. So wird im o.g. Review mit Verweis auf Studien von Jain et al. (2018), Wang et al. (2014) und Wei et al. (2014) von einem schnelleren Eintritt in die thermophile Phase, einer höheren Temperatur und einer längeren Dauer der thermophilen Phase berichtet. Des Weiteren kommt es durch die Zugabe von Pflanzenkohle zu einem Ausgleich der Partikelgrößenverteilung und durch die Porosität der Pflanzenkohle verringert sich die Rohdichte der Kompostmiete. Dadurch wird die O₂-Versorgung begünstigt und anaerobe Prozesse vermieden (Xiao et al., 2017). Des Weiteren wurde inzwischen die Möglichkeit einer Anpassung des wichtigen Parameters C/N-Verhältnis durch die Anwendung der C-reichen Pflanzenkohle belegt (Wu et al., 2016b).

Ein weiteres Problem während der Kompostierung stellen oftmals sekundäre Umweltverschmutzungen dar. Nach Awasthi et al. (2016) und Wang et al. (2018) vermindern Emissionen von Treibhausgasen (v.a. CO₂, CH₄ und N₂O) und Ammoniak (NH₃) den agronomischen Wert von Kompost. Darüber hinaus gehören NH₃-Emissionen, begleitet von einer hohen Geruchsbelastung und potenziellen Gefahr für die Mitarbeitenden, zu einer der größten Nachteile der aeroben Kompostierung. Mehrere Studien haben inzwischen gezeigt, dass die Zugabe von Pflanzenkohle zur Verminderung von THG- und NH₃-Emissionen aus Kompost beiträgt und gleichzeitig die Kompostqualität verbessert (Dias et al., 2010; Steiner et al., 2010; Agyarko-Mintah et al., 2017a; Wang et al., 2018, Terytze et al., 2015; Wagner et al., 2016). Vor allem die Emissionen des überaus bedeutsamen Treibhausgases N₂O können durch eine verbesserte O₂-Verfügbarkeit der Kompostmieten aufgrund der Zugabe von Pflanzenkohle reduziert werden. Studien von He et al. (2017) belegen, dass die gezielte Zugabe von Pflanzenkohlepulver das Potenzial hat, die Effektivität der O₂-Versorgung zu verbessern und N₂O- und CH₄-Emissionen zu reduzieren. Guo et al. (2020) schlussfolgern in ihrem Review, dass die Zugabe von Pflanzenkohle zur Kompostierung eine praktikable Lösung ist, um die THG- und NH₃-Emissionen während des Kompostierprozesses zu verringern. Vor allem in den Porenräumen der Pflanzenkohle sowie an den funktionellen (sauen) Gruppen an der Oberfläche der Pflanzenkohle können NH₄⁺ und NH₃ zurückgehalten und so deren Verflüchtigung verhindern werden. Des Weiteren kann die Zugabe von Pflanzenkohle die O₂-Versorgung erhöhen und damit die N₂O- und CH₄-Emissionen aus dem Kompost verringern.

Auch hinsichtlich der mikrobiellen Gemeinschaft zeigt die Anwendung von Pflanzenkohle positive Effekte, da sie die Feuchtigkeit und Belüftung, den pH-Wert und die Nährstoffbedingungen des Komposts regulieren sowie aufgrund ihrer hohen Nanoporosität die mikrobielle Besiedlung beeinflussen kann (Sanchez-Monedero et al., 2018; Varjani et al., 2019). Guo et al. (2020) verweisen in ihrem Review auf Studien, in welchen Pflanzenkohle zum einen die Diversität der mikrobiellen Gemeinschaft signifikant beeinflusste (Wei et al., 2014), und zum anderen die Häufigkeit von denitrifizierenden Bakterien veränderte, was wiederum in einer Verminderung von N₂O-Emissionen in der Reifungsphase der Kompostierung resultierte (Wang et al., 2013). Des Weiteren wird von Malinowski et al. (2019) berichtet, dass die Zugabe von PK auch die Abundanz von pathogenen Mikroorganismen während des Kompostierungsprozesses von organischen Abfällen verringern kann.

Ein weiterer positiver Effekt der Pflanzenkohle ist die Fähigkeit, während der Kompostierung die Mobilität und Bioverfügbarkeit von Schwermetallen zu reduzieren. Laut Guo et al. (2020) sind die Mechanismen der Pflanzenkohle-Inaktivierung auf Schwermetalle unterschiedlich. So können Adsorption, Komplexbildung, Ausfällung sowie Reduktion die Mobilität und Bioverfügbarkeit von Schwermetallen beeinflussen (Sanchez-Monedero et al., 2018). Schwermetalle können mit sauerstoffhaltigen funktionellen Gruppen (insbesondere Carboxylgruppen) gebundene Komplexe bilden und über die Ausfällung an Oberflächen immobilisiert werden, wie z. B. Blei (Xue et al., 2012). Liu et al. (2017b) weisen eine Reduzierung der Bioverfügbarkeiten von Schwermetallen, insbesondere Pb und As, durch die Zugabe von Pflanzenkohle und Mikroorganismen nach. Weitere Ausführungen zu Inaktivierungen von Schwermetallen durch die Anwendung von Pflanzenkohle während der Kompostierung können dem Review von Guo et al. (2020) entnommen werden. Es kann geschlussfolgert werden, dass es möglich ist, verschiedene Schwermetalle aus organischen Abfällen zu immobilisieren, was folglich die Risiken der Anwendung von Komposten auf Böden reduzieren würde.

Im Gegensatz zu Schwermetallen können die organischen Schadstoffe während des Kompostierungsprozesses teilweise abgebaut werden. Nach Lazzari et al. (2000) bestimmt die Anzahl der Cl-Substituenten bei PCB und der Benzolringe bei PAK die Abbaubarkeit von organischen Schadstoffen durch Mikroorganismen im Kompostierungsprozess. Guo et al. (2020) verweisen in ihrem Review auf eine Studie von Oleszczuk et al. (2014), in welcher bestätigt wird, dass Pflanzenkohle mit niedrigerem Polaritätsindex (O/C) effektiver frei gelöste PAK im Klärschlamm reduziert als Pflanzenkohle mit einem höheren Polaritätsindex.

Kammann et al. (2015) präsentieren Studien, in welchen Pflanzenkohle der Kompostierung von überwiegend nassen und nährstoffreichen Materialien wie Gülle und Klärschlamm zugegeben wurde. Das Resultat war eine Regulierung des CN-Verhältnisses, eine Verbesserung der Stickstoffretention und Verringerung der Schwermetallmobilität, eine Erhöhung der Bildung von stabilen Huminstoffverbindungen sowie die Verminderung der N₂O-Emissionen und Veränderung der mikrobiellen Zusammensetzung (Dias et al., 2010; Steiner et al., 2010; Prost et al., 2013; Chen et al., 2010; Jindo et al., 2012; Wang et al., 2013).

Die positiven Effekte der Pflanzenkohle auf den Kompostierungsprozess stellen ebenso Tertyze et al. (2015) sowie Schatten et al. (2015) heraus. So können Qualitätsparameter wie bspw. Temperatur, Geruch und die Emission von Treibhausgasen (THG) sowie Nährstoffgehalte durch die Kombination von Pflanzenkohle und organischem Material (Grünschnitt, Rasenschnitt, Holzhäcksel) positiv beeinflusst werden. Des Weiteren berichten Tertyze et al. (2015) von höheren Temperaturen in der Heißrotte und somit einer schnelleren Hygienisierung des Kompostgutes sowie von einer Verminderung von Gerüchen und einer Reduzierung von Nährstoffverlusten aufgrund von THG- und Nährstoffanlagerungen und -bindungen an der Pflanzenkohle. Mittels Co-Kompostierung von Pflanzenkohle wurde der Kompostierungsprozess optimiert, 24-43 % weniger THG emittiert, der organische Kohlenstoff stabilisiert und auf diese Weise schlussendlich die Qualität des Kompostes verbessert (Tertyze et al., 2015).

Wagner et al. (2020) stellten zudem in Kompostiersuchen mit Festmist (vorrangig Elefantmist) und Grünschnitt fest, dass die Zugabe von PK während der Kompostierung zu signifikant höheren Temperaturen in der Heißrottephase und reduzierten Porengasgehalten von Kohlendioxid, Methan und Schwefelwasserstoff führt. Die Zugabe von Pflanzenkohle während des Kompostierprozesses zeigt demnach auch bei der Verwertung von Festmist und Grünschnitt in der offenen Mietenkompostierung eine positive Wirkung.

Wie beschrieben, führt die Co-Kompostierung von Pflanzenkohle zu positiven Effekten im Verlaufe des Kompostierungsprozesses, jedoch verändert die Co-Kompostierung dabei die Beschaffenheit der Pflanzenkohle. Es gibt bislang nur wenige Studien, die die Auswirkungen der Kompostierung auf die Eigenschaften von Pflanzenkohle untersuchen. So ist bekannt, dass die Zugabe von C-reicher Pflanzenkohle zur Kompostierung das C/N-Verhältnis von stickstoffreichen Ausgangsmaterialien anpassen bzw. erhöhen kann (Guo et al., 2020). Aber umgekehrt kann die Kompostierung das O/C-Verhältnis von Pflanzenkohle verändern, indem sie die Oberflächenoxidation von Pflanzenkohle beschleunigt und somit das O/C-Verhältnis von 0,13 der frischen Pflanzenkohle auf 0,40 der kompostierten Pflanzenkohle ansteigen lässt (Wiedner et al., 2015).

Des Weiteren wurde von Prost et al. (2013) berichtet, dass die untersuchten co-kompostierten Pflanzenkohlen einen Anstieg des mit Wasser extrahierbaren organischen Kohlenstoffs, des wasserlöslichen Stickstoffs, des pflanzenverfügbaren Kaliums und Phosphors sowie der Kationenaustauschkapazität zeigten. Der Gehalt an *black carbon* blieb indes unverändert, d.h. die Pflanzenkohlen blieben stabil und wurden nicht abgebaut. Darüber hinaus verringerte sich die Oberfläche der Pflanzenkohlen während des Kompostierungsprozesses aufgrund der Verstopfung der Mikroporen durch adsorbierte Kompostbestandteile. Prost et al. (2013) kommen zu dem Schluss, dass Wechselwirkungen mit dem Kompostiergut die Nährstofffrachten der Pflanzenkohlen erhöhen, aber auch deren Oberflächeneigenschaften verändern.

Kammann et al. (2015) berichten ebenfalls von einer Erhöhung der Nährstoffbeladung der Oberfläche von co-kompostierter Pflanzenkohle, neben Kalium und Calcium besonders mit den Anionen Nitrat und Phosphat. Vor allem das Nitrat an der co-kompostierten Pflanzenkohle war mit Standardmethoden nur teilweise nachweisbar und weitgehend gegen Auswaschung geschützt. Gleichzeitig war das Nitrat jedoch teilweise pflanzenverfügbar, aber stimulierte keine N₂O-Emissionen. Kammann et al. (2015) vermuten, dass neben der Oberflächenalterung und der damit einhergehenden Erhöhung von funktionellen Gruppen durch die Oxidation der Oberflächen die nicht-konventionelle Wasser-Ionen-Bindung in den Mikro- und Nanoporen die Nitratbindung in den Partikeln der Pflanzenkohle fördert.

Hagemann et al. (2017b) berichten von der Entdeckung einer komplexen, nährstoffreichen organischen Beschichtung (*organic coating*) auf co-kompostierter Pflanzenkohle, die einen Beitrag zur Erklärung der Nährstoffspeicherung in und an Pflanzenkohle leisten kann. Die Autor:innen wiesen mittels einer Vielzahl aufwändiger analytischer Methoden (u.a. NMR, XPS, SEM, EDS, DAPPI FT-ICR MS, STXM, STEM, EELS, EDC/EEC) nach, dass diese organische Schicht die äußeren und inneren (Poren-)Oberflächen der Pflanzenkohlepartikel bedeckt und

somit Hydrophilie, redoxaktive Bestandteile und zusätzliche Mesoporosität mitbringt. Dadurch werden die Wechselwirkungen zwischen Pflanzenkohle und Wasser verstärkt und die Nährstoffretention wird verbessert (Hagemann et al., 2017b).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Kompostierung von Pflanzenkohle zu einer Qualitätssteigerung des Kompostierprozesses führt, d.h. die Pflanzenkohle wirkt sich sowohl positiv auf die Kompostierung wie auch auf das Endprodukt Pflanzenkohlekompost aus. Zum anderen beeinflusst der Kompostierprozess die Pflanzenkohle und führt zu einer beschleunigten Entfaltung ihrer positiven Eigenschaften. Durch die Co-Kompostierung von Pflanzenkohle entsteht bei anforderungsgerechter Prozessführung ein hochwertiges Endprodukt Pflanzenkohlekompost und ein zusätzliches Umweltentlastungspotenzial wird generiert.

2.1.4.2 Anwendung von Pflanzenkohle in Landwirtschaft und Gartenbau

Pflanzenkohle hat dank ihrer besonderen chemisch-physikalischen Eigenschaften, wie z. B. der großen spezifischen Oberfläche, der hohen Porosität und der damit einhergehenden Fähigkeit, Wasser und Nährstoffe zu binden sowie ihrer hohen Abbaustabilität vielfältige Anwendungsmöglichkeiten in Landwirtschaft und Gartenbau.

Die Verwendungsmöglichkeiten von Pflanzenkohle im Bereich der **Landwirtschaft** reichen dabei vom Zuschlagstoff bei der Kompostherstellung (vgl. Kap. 2.1.4.1) über die Kaskadennutzung in der Viehhaltung/-wirtschaft bis hin zur Anwendung als Bodenhilfsstoff im Rahmen der Bodenverbesserung.

Ein Großteil der produzierten Pflanzenkohle wird in Europa in der Viehhaltung eingesetzt (Schmidt, 2012). Als Futtermittelzusatz angewendet, verbessert sich die Tiergesundheit und als Zuschlagstoff bei der Einstreu und der Güllebehandlung reduziert Pflanzenkohle die Geruchsbelastung im Stall (Schmidt, 2012). Des Weiteren verhindert Pflanzenkohle in der Einstreu das Auftreten von Fäulnis und dies vermindert die Emissionen von CH_4 , NH_3 und N_2O (Kammann et al., 2017). Zudem wird die Pflanzenkohle mit Nährstoffen beladen und ein Auswaschen der Nährstoffe in Richtung Grundwasser verhindert (Schmidt & Kammann, 2018).

Bei der Anwendung von Pflanzenkohle auf landwirtschaftliche Böden sollte die Pflanzenkohle nicht pur, sondern aufgeladen ausgebracht werden, um negative Effekte beim Pflanzenwachstum aufgrund von zu starker Nährstofffixierung zu vermeiden. Als vielversprechendste Möglichkeit der Aufladung/Aktivierung von Pflanzenkohle hat sich die Co-Kompostierung herauskristallisiert (vgl. Kap. 2.1.4.1), oder wie oben beschrieben, die Zugabe der Pflanzenkohle in die Einstreu und zur Güllebehandlung.

Eines der ältesten Beispiele für die Anwendung von Pflanzenkohle bzw. Biokohle/Holzkohle ist die Terra Preta selbst. Durch jahrhundertelange Ausbringung einer Kombination von organischen Reststoffen und Holzkohle wurden im Amazonasbecken bis zu zwei Meter mächtige anthropogene Oberbodenhorizonte geschaffen, welche um ein Vielfaches fruchtbarer sind als die sie umgebenden stark verwitterten und ausgewaschenen

Ferralsole/Oxisole. Pflanzenkohle wurde jedoch erst seit einigen Jahren (wieder) Gegenstand intensiver wissenschaftlicher Forschung, angetrieben von dem Bestreben, durch die Potenziale der Pflanzenkohle, den Klimawandel effektiver entgegenzutreten.

Eine Vielzahl von wissenschaftlichen Studien und Projekten beschäftigten sich daran anschließend ab den 2010er Jahren intensiver mit der Erforschung der Eigenschaften von Pflanzenkohle, vor allem bei der Ausbringung und Anwendung in Landwirtschaft und Gartenbau. Zunächst wurde Pflanzenkohle durchaus noch pur ausgebracht, später kamen Mischungen aus Pflanzenkohle und gereiftem Kompost oder co-kompostierter Pflanzenkohle zum Einsatz. Guo et al. (2020) schlussfolgerten im Zuge der Auswertung verschiedener Studien, dass Pflanzenkohle Bodeneigenschaften verbessert, das Pflanzenwachstum steigert, Stress durch Trockenheit und Versalzung mildert und mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen interagiert. Am vielversprechendsten war abermals die kombinierte Anwendung von Pflanzenkohle und Kompost auf Böden. Sowohl die Mischung aus Pflanzenkohle und gealtertem Kompost als auch die co-Kompostierung von Pflanzenkohle führte bspw. zu einem Anstieg der Wasserhaltekapazität (Cao et al., 2018; Kammann et al., 2015), der Kationenaustauschkapazität (Cao et al., 2018; Bass et al., 2016; Agegnehu et al., 2015), des SOC (Naeem et al., 2018; Bass et al., 2016), sowie der Nährstoffgehalte (Naeem et al., 2018; Oldfield et al., 2018; Doan et al., 2015). Hinsichtlich pflanzenbaulicher Parameter wurden Pflanzenkohlen aus unterschiedlichster Biomasse (z. B. Stammholz, Bambus, Weidenholz, Reisspelzen, Weizenstroh) auf Böden mit unterschiedlichen Kulturen (z. B. Mais, Erdnüsse, Weidelgras, Gurken, Äpfel, Bananen, Papaya) eingesetzt (Guo et al., 2020) und dabei eine Zunahme der Biomasse (Kammann et al., 2015; Cao et al., 2018) und des Ertrages (Doan et al., 2015; Oldfield et al., 2018; Agegnehu et al., 2015, Ullum, 2016) festgestellt.

Mittlerweile ist es aufgrund der zunehmenden Anzahl wissenschaftlicher Studien und Veröffentlichungen möglich, Meta-Analysen/-Studien durchzuführen. Dabei werden die Einzelergebnisse inhaltlich homogener Primärstudien zusammengefasst, um zu untersuchen, ob ein Effekt vorliegt und wie groß dieser ist. Erst seit etwa einem Jahrzehnt sind erste Meta-Studien zur Untersuchung eines Effektes von Pflanzenkohle auf verschiedene Parameter veröffentlicht.

Die Ergebnisse einer Meta-Studie von Omondi et al. (2016) zeigen, dass die Zugabe von Pflanzenkohle verschiedenste physikalische Bodeneigenschaften signifikant verbessert. Es kommt zu einer Verringerung der Schüttdichte des Bodens, während sich die Bodenporosität und die Wasserhaltekapazität und somit die Wasserspeicherfähigkeit des Bodens erhöhen. Biederman & Harpole (2013) berichten von einer Verbesserung von Ökosystemfunktionen (z. B. oberirdische und unterirdische Biomasse, Mykorrhiza, mikrobielle Biomasse im Boden (SMB), Ertrag, Nährstoffgehalte in Pflanze und Böden) und Liu et al. (2016) sowie Friede (2021) von einem Anstieg des organischen Kohlenstoffgehaltes (SOC) sowie ebenfalls der mikrobiellen Biomasse (MBC oder SMB) bzw. mikrobiellen Aktivität im Boden. Darüber hinaus beeinflusst Pflanzenkohle THG-Emissionen aus Böden, dabei wurden v.a. signifikante Reduzierungen von N₂O-Emissionen beobachtet (He et al., 2017, Liu et al., 2018, Cayuela et al., 2014). In weiteren Studien berichten u.a. Cao et al. (2019), Liu et al. (2018) und Cai & Akiyama (2017) von signifikant reduzierten Nitrat-Auswaschungen.

Eine der bekanntesten Meta-Analysen stammt von Jeffery et al. (2011) zur Bewertung der Beziehung zwischen Pflanzenkohle in Böden und der Pflanzenproduktivität. Dabei zeigten die Ergebnisse, dass die Ausbringung von Pflanzenkohle auf Böden insgesamt mit einer durchschnittlichen Steigerung von 10 % einen geringen, aber statistisch signifikanten Nutzen für die Pflanzenproduktivität hat. Vor allem bei sauren und pH-neutralen Böden sowie Böden mit einer groben Textur wurden die größten Effekte hinsichtlich einer Zunahme der Pflanzenproduktivität festgestellt. Die Autorenschaft führte dies auf einen Kalkungseffekt und eine verbesserte Wasserspeicherkapazität des Bodens mit Pflanzenkohle zurück.

Thomas und Gale (2015) befassen sich in ihrer Meta-Analyse mit dem Potenzial von Pflanzenkohle im Zusammenhang mit der Wiederherstellung von Wäldern. Die Ergebnisse zeigen eine hohe durchschnittliche Zunahme der Biomasse um 41 % bei einer Zugabe von Pflanzenkohle. Dabei reagieren ihnen zufolge Bäume in den frühen Wachstumsstadien stärker. Darüber hinaus ist die Biomassezunahme von Bäumen in borealen und tropischen Systemen größer als in gemäßigten Systemen und bei Laubbäumen höher als bei Nadelbäumen (Thomas und Gale, 2015). Die Autoren schlussfolgern, dass Pflanzenkohle eine vielversprechende Rolle bei der Vielzahl von Maßnahmen zur Waldrestaurierung spielen und zur Substitution für andere Formen von organischen Materialien und Kalkungsmitteln dienen kann.

Aufgrund der hohen Stabilität von Pflanzenkohlen wird ihre Anwendung in landwirtschaftlichen Böden als Methode zur Kohlenstoff-Sequestrierung diskutiert (u.a. Woolf et al., 2016). Im aktuellen Bericht des Weltklimarates *Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) aus dem Jahre 2021 wurde Pflanzenkohle (engl. *biochar*) sogar mittlerweile als eine *carbon dioxide removal (CDR) method* neben Aufforstung, *direct air capture (DAC)*, Verwitterung und Ozeandüngung etc. aufgeführt und explizit genannt.

Neben der Anwendung von Pflanzenkohle im landwirtschaftlichen Kontext bietet auch die Verwendung im **Gartenbau** einige Vorteile. Das hängt insbesondere mit den positiven Eigenschaften der Kohlen, wie z. B. hohes Wasser- und Nährstoffspeichervermögen, Verringerung der Schüttdichte/Rohdichte, Förderung von Wurzel- und Blütenbildung sowie eine Verringerung von Pflanzenkrankheiten zusammen. Vor allem bei der Herstellung von hochwertigen Torfersatzprodukten, wie z. B. Kultur- und Spezialsubstrate sowie Topferden für Gärtnereien, Baumschulen sowohl für den Erwerbs- als auch Hobbygartenbau kann Pflanzenkohle, am besten in co-kompostierter Form, als Substratkomponente eingesetzt werden (Schmidt, 2012; Haubold-Rosar et al., 2016).

Die Verwendung von Pflanzenkohle führte sowohl im Zierpflanzenbau als auch im Gemüsebau zu positiven Effekten. So erhöhte in Kultursubstraten und Komposten eingemischte Pflanzenkohle das Wachstum von Zierpflanzen und verkürzte die Zeit bis zur Blütenbildung (Zhang et al., 2014; Kadota und Niimi, 2004).

Ullum (2016) berichtet, inwiefern sich Pflanzenkohle als Substratkomponente eignet und sich mit Pflanzenkohlekompost als Torfersatzstoff im Zierpflanzenbau eine Torfreduzierung von 33 % erzielen lässt, ohne Beeinträchtigung des Pflanzenwachstums. Dabei zeigten 55 % der untersuchten Testpflanzen in den Pflanzenkohlesubstraten ein signifikant besseres und die

anderen 45 % ein gleichwertiges Pflanzenwachstum gegenüber den Kontrollsubstraten (Ullum, 2016). Darüber hinaus wurde mit der Verwendung von Pflanzenkohlesubstraten als Mischungskomponente im Vergleich zur Anwendung von Volldüngern ein Düngereinsparpotenzial in Höhe von 30 % berechnet.

Auch im Gemüsebau konnte gezeigt werden, dass die Anwendung von Pflanzenkohle positive Effekte mit sich bringen kann. So erhöhte sich mit der Einmischung von 5 % Pflanzenkohle in ein Kultursubstrat die Pflanzenhöhe von Tomaten (Vaughn et al., 2013). Des Weiteren berichtet Northup (2013) von Versuchen, in welchen Pflanzenkohle erfolgreich als Zuschlagstoff in erdfreien Substraten getestet wurde und diese Substrate für den Anbau von Tomaten und Gurken als mindestens gleichwertig zu betrachten sind.

Bei umfangreichen Untersuchungen der Wirkung von Pflanzenkohle im Gartenbau konnten zudem Tertyze et al. (2015) nachweisen, dass mit Pflanzenkohle hergestellte Komposte und Substrate im Vergleich zu Standardsubstraten (teilw. torfhaltig) mindestens gleichwertige, in einigen Fällen sogar bessere Ergebnisse hinsichtlich Pflanzenwachstum zeigen. Bei Moorbeet-Ersatzsubstraten konnte mittels angesäuerter Pflanzenkohlesubstrate bei der Rhododendron-Art *Rhododendron simsii* ein hohes Torfsubstitutionspotential erzielt werden.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass PK-basierte Produkte vielversprechende Möglichkeiten eröffnen, um erfolgreich in der Landwirtschaft und im Gartenbau eingesetzt zu werden.

2.1.4.3 Anwendung von Pflanzenkohle in der Sanierung von Böden

Neben den bekannten Anwendungsbereichen Kompostierung bzw. Substratherstellung, Landwirtschaft und Gartenbau kommen noch weitere Nutzungsmöglichkeiten zum Einsatz. Bereits 2012 zählt Schmidt (2012) zu den von ihm genannten 55 Anwendungen von Pflanzenkohle vier potenzielle Nutzungen im Bereich der Dekontaminierung auf. Pflanzenkohle kann demnach als Bodenadditiv zur Sanierung belasteter Böden ehemaliger Bergbau- und Militärstandorte, oder als bepflanzbares Substrat zur Reinigung von Abwässern, wie z. B. belastete städtische Abwässer, eingesetzt werden. Des Weiteren eignet sich Pflanzenkohle zur Filtration von Pestiziden zwischen landwirtschaftlich genutzten Flächen und Oberflächengewässern sowie zur Teich- und Seewasserbehandlung in Form eines Adsorptionsmediums für Pestizide und Düngemittel (Schmidt, 2012). Die poröse Struktur und das damit einhergehende große Porenvolumen sowie die sehr hohe spezifische Oberfläche der Pflanzenkohle eignen sich der Studie zufolge hervorragend als Speichermedium für Wasser sowie Nähr- und Schadstoffe. Dies wirkt sich wiederum positiv auf die Verfügbarkeiten von Wasser, Nähr- und Schadstoffen aus.

Diese Effekte sorgen vor allem auf Konversionsflächen, ertragsschwachen Standorten und Industriebrachen für vielversprechende Ergebnisse bei der Anwendung von Pflanzenkohle und Pflanzenkohlesubstraten/-komposten, wie Tertyze et al. (2016) gezeigt haben. So konnten in Feld- und Laborversuchen Pflanzenkohlesubstrate die Kohlenstoffspeicherung und Wasserverfügbarkeit in sandigen und humusarmen Böden verbessern, die Auswaschung von

Nährstoffen vermindern sowie die bodenbiologische Aktivität erhöhen. Die in den Böden der Konversionsflächen vorhandenen leichter umsetzbaren Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) konnten darüber hinaus aufgrund der Erhöhung der bodenbiologischen Aktivität schneller abgebaut werden. Bei den schwerer abbaubaren PAK wurde durch Einbringung von Pflanzenkohle die Bioverfügbarkeit signifikant verringert (Terytze et al., 2016). Die Böden konnten aufgewertet werden, indem die Schadstoffe abgebaut bzw. immobilisiert wurden und die Bodenfruchtbarkeit gesteigert wurde.

Durch die Adsorption von PAK an der Pflanzenkohle wird laut Hilber et al. (2017) und Bucheli et al. (2015) die Bioverfügbarkeit der an Pflanzenkohle gebundenen PAK im Boden reduziert und Pflanzenkohle stellt somit eine PAK-Senke im Boden dar.

Hale et al. (2015) berichten ebenfalls von einer positiven Wirkung von Pflanzenkohle bei der Sanierung von Böden, die mit organischen Schadstoffen belastet sind. Wichtig dabei ist die Beachtung der Sorptionskapazität der jeweiligen Pflanzenkohle sowie die Eigenschaften der Schadstoffe und der Gehalt an PyC im Boden. Aufgrund der hohen Sorptionskapazität von Pflanzenkohle für organische Schadstoffe konkurriert die Verringerung der Bioverfügbarkeit (limitierender Faktor bezüglich des Schadstoffabbaus) mit der Steigerung der mikrobiellen Aktivität im Boden und damit mit der Erhöhung des Abbaupotentials für organische Schadstoffe (Anyika et al., 2015). Pflanzenkohlekomposte/-substrate sollten demnach an die Standorteigenschaften angepasst werden, um eine für die Bodensanierung und Bodeninwertsetzung optimale Wirkung zu erzielen.

Sigmund et al. (2018) berichten von einem Konzept, in welchem Pflanzenkohle zur Immobilisierung von Schadstoffen in leicht- bis mittelgradig kontaminierten Standorten vorgeschlagen wird. Dabei wurden laut den Autoren auch Mischkontaminationen sowie eine großflächige Ausbringung von Pflanzenkohle z. B. auf ehemaligen Betriebsgeländen oder großen Altstandorten einbezogen. Die durchgeführten Untersuchungen ergaben, dass Pflanzenkohle in der Altlastensanierung erfolgreich eingesetzt werden kann. Sie reduziert die Mobilität von Schwermetallen und führt in Kombination mit Kompost neben einer Sorption zu einem beschleunigten Abbau organischer Schadstoffe. Des Weiteren verminderte Pflanzenkohle bei Altstandorten mit Geruchsemissionen die gasförmigen Emissionen aus der Bodenluft (Sigmund et al., 2018). Darüber hinaus verweisen die Autoren auf vergleichbare Untersuchungen auf mit anorganischen Schadstoffen kontaminierten landwirtschaftlichen Flächen in China und Neuseeland sowie auf ehemaligen Erzabbaustätten in Spanien und Großbritannien, in welchen Pflanzenkohle zur Sanierung von Cd-, As-, Cu-, Ni- und Pb-belasteten Böden im Freiland eingesetzt wurde.

Die Anwendung von Pflanzenkohle und Kompost in Weinbergsböden wiederum führt laut Soja et al. (2018) zu einer Reduzierung der Mobilität (Verlagerung), der pflanzlichen Aufnahme sowie der Bioverfügbarkeit von Kupfer.

Um die verschiedenen Aspekte der Wirkung von Pflanzenkohle-Applikationen in mit Schwermetallen belasteten Böden zu demonstrieren, geben Beesley et al. (2015) Einblick in mehrere Fallstudien. Auf industriell verunreinigten Standorten führte die Anwendung von PK zu einer deutlichen Reduzierung der Porenwasserkonzentrationen von Cd und Zn, jedoch

auch zur Steigerung von As- und Cu-Konzentrationen, welche auf einen Anstieg des pH-Wertes sowie des DOC zurückzuführen waren. Des Weiteren wurde durch die Aktivität von letztlich durch Schwermetalle geschädigte Regenwürmern Co, Cu und Ni mobilisiert, Pflanzenkohle jedoch hielt die löslichen Fraktionen dieser Metalle zurück und verringerte somit dennoch deren Toxizität. Beesley et al. (2015) schlussfolgerten, dass bei kontaminierten Industrieflächen für den erfolgreichen Einsatz von Pflanzenkohle die Verteilung und Spezierung der Schwermetalle sowie ein ökotoxikologisches Monitoring mittels Pflanzen und Bodenfauna notwendig ist. Vor allem die teilweise von anderen Schwermetallen abweichenden Interaktionen von Pflanzenkohle mit dem Halbmetall As (Erhöhung des As-Austrages mittels DOC sind möglich) sind noch zu wenig erforscht. Es sollte immer standortspezifisch und einzelfallbezogen entschieden werden, welche Pflanzenkohle mit welcher Menge ausgebracht werden kann, um den bestmöglichen Effekt zu erzielen.

Ein weiteres Beispiel für die Anwendung von Pflanzenkohle zur Bodensanierung liefern O'Connor et al. (2018). Sie werteten in ihrem Review 29 Veröffentlichungen über Feldanwendungen von Pflanzenkohle in 8 verschiedenen Ländern aus. Sie kamen zu dem Ergebnis, dass die Wirksamkeit von Pflanzenkohle auf Böden mit Schwermetallkontaminationen abhängig von verschiedenen Faktoren ist, darunter z. B. Anwendungszeitraum, Ausgangsmaterial, Ausbringungsmenge und -tiefe sowie spezifische Eigenschaften der Pflanzenkohle. Die Ergebnisse des Reviews zeigen, dass der Einsatz von Pflanzenkohle die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen auf dem Feld reduzieren kann. Es wurde beispielsweise ein signifikanter Rückgang der Cd-Anreicherung von Reiskulturen beobachtet. O'Connor et al. (2018) berichten von einer Steigerung der Ernteerträge und einer Verringerung des Mineraldüngers auf mit Schwermetallen kontaminierten Böden.

Aufgrund der großen Oberfläche und der damit einhergehenden hohen Sorptionskapazität nimmt auch hinsichtlich der Intensivierung des Grundwasserschutzes die Chance einer Anwendung von Pflanzenkohle auf devastierten Flächen und Standorten mit kontaminierten Böden zu. Pflanzenkohle kann, wenngleich dazu aktuell auch nur wenige Studien verfügbar sind, die Freisetzung von PAK und MKW aus Böden begrenzen und deren Mobilisierung in der ungesättigten Zone verringern (Zand & Grathwohl, 2016). Laut Hale et al. (2012) stellt Pflanzenkohle eine praktikable Managementstrategie zur Reduzierung von PAK- bzw. MKW-Kontaminationen in Richtung Grundwasser dar.

Neben einer Wiederherstellung oder Verbesserung der Bodenqualität kann nachweislich somit auch ein Beitrag zum Schutz der Grundwasserressourcen durch eine Reduzierung der Schadstofffreisetzung aus der ungesättigten Zone des Bodens geleistet werden.

2.2 Einfluss von Pflanzenkohle auf das Elutionsverhalten von Nähr- und Schadstoffen

Damit Pflanzenkohle in PK-basierten Produkten in den unter Kap. 2.1.4 genannten Anwendungsgebieten eingesetzt werden kann um positive Effekte zu genießen, ist eine Abschätzung der Wirkung der PK unerlässlich. Zentral sind hierbei zwei Aspekte: Zum einen zählt hierzu die Untersuchung des Auswaschungs-/Freisetzungsverhaltens von Nähr- und Schadstoffen aus den einzelnen Pflanzenkohlen und PK-basierten Produkten im Sinne einer Grundcharakterisierung bzw. Qualitätssicherung. Zum anderen ist es notwendig, daran anschließend, in Labor- und Feldversuchen diese PK-basierten Produkte in verschiedenen Anwendungsbereichen hinsichtlich ihrer Einflüsse auf das Freisetzungverhalten von Nähr- und Schadstoffen, z.B. nach Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen oder in kontaminierte Böden sowie als Zuschlagsstoff in Substraten, zu bewerten. In diesem Unterkapitel wird vorhandenes Wissen diesbezüglich vorgestellt und der in der vorliegenden Dissertation geleistete Beitrag zum Forschungsbedarf herausgearbeitet.

2.2.1 Einfluss von Pflanzenkohle auf die für die Freisetzung relevanten Sorptionsprozesse

Im Allgemeinen bezeichnet der Begriff *Sorption* übergreifend alle Vorgänge, bei denen sich ein Stoff innerhalb einer Phase oder auf einer Grenzfläche zwischen zwei Phasen anreichert. Dadurch kann es zu einer Festlegung bzw. Immobilisierung des Stoffes kommen. Bei der Sorption wird zwischen Adsorption und Absorption unterschieden. Unter Adsorption versteht man die Anlagerung bzw. Anreicherung von Stoffen oder Teilchen (Ionen, Atomen, Molekülen und kolloiden Partikeln) an Phasen oder Grenzflächen wie etwa äußere und innere Oberflächen von Poren. Absorption bedeutet die Einlagerung oder Anreicherung eines Stoffes/Moleküls/Teilchens in die Phase oder Matrix (z. B. bei einem Lösungsprozess). Die beteiligte Festphase wird als Sorbent und ein adsorbierender Stoff als Sorbat bezeichnet (Scheffer & Schachtschabel, 2010).

Da sowohl Ab-, Ad- als auch Desorption oft simultan ablaufen und experimentell nicht exakt unterschieden werden können, werden sie in dem Begriff Sorption übergreifend zusammengefasst. Sorptionsprozesse sind entscheidend für die Verfügbarkeit von Stoffen und ausschlaggebend für die Rückhaltefunktion von Böden. Sie sind in der Regel reversibel und führen meistens nur zu einer temporären Sorption von Stoffen an den Oberflächen der Bodenteilchen. In Böden stellt die Adsorption/Desorption von Stoffen an den Grenzflächen zwischen Fest-, Gas- und Lösungsphasen einen der wichtigsten Prozesse dar (Amelung et al. (2018). Dabei spielen eine Vielzahl unterschiedlicher Arten von Bindungen zwischen den zu bindenden Stoffen (Sorbenten) und den Grenz-/Oberflächen des Sorbates eine Rolle, die von den chemisch-physikalischen Eigenschaften des Stoffes (Art, Ladung, Konzentration, Sorptionsneigung etc.) wie auch von den Eigenschaften des Bodens (v.a. Anteil an organischer Substanz bzw. Corg, Art und Anzahl an Tonmineralen) abhängen. Abbildung 2.3 zeigt schematisch die Sorption von Ionen an ein Mineral, wobei mit zunehmender Bindungsstärke sowohl die Mobilität als auch die Bioverfügbarkeit abnimmt (Amelung et al., 2018).

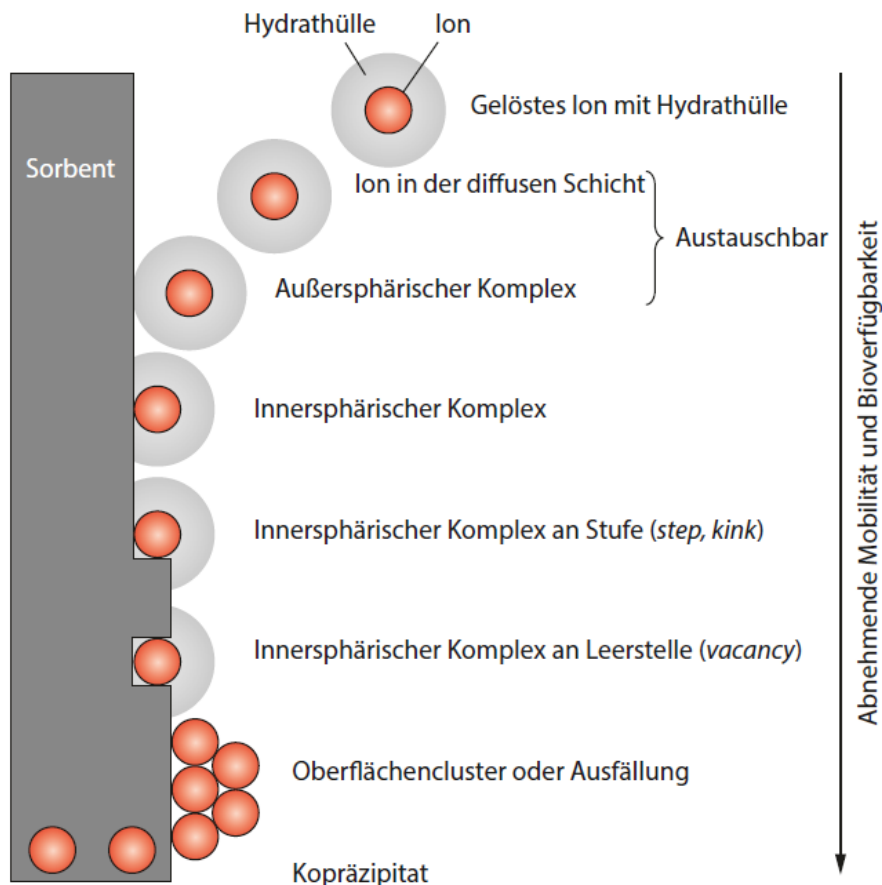


Abbildung 2.3: Schematische Darstellung der Sorption von Ionen (Sorbent) an ein Mineral (Sorbent), Quelle: Amelung et al. (2018), mit freundlicher Genehmigung des Springer Spektrum Verlages)

Wie bereits oben erwähnt, können die Bindungsarten unterschiedlicher Natur sein. Erwähnenswert sind im vorliegenden Zusammenhang vor allem Ionenbindungen, Wasserstoffbrückenbindungen, kovalente Bindungen, Bindungen durch Van-der-Waals-Kräfte, Säure-Base-Reaktionen, Ligandentausch, Ionenbrücken oder hydrophobe Bindungen (Gisi, 1997). Die Art der Bindung bestimmt die Kinetik der Adsorptions- und Desorptionsprozesse (Amelung et al. (2018)).

Eine relativ schwache Bindung mit schnellen Adsorptions- und Desorptionsprozessen stellt die Anlagerung von Ionen an entgegengesetzt geladenen Oberflächen durch elektrostatische Kräfte dar. Diese so gebundenen Ionen sind leicht gegen andere Ionen austauschbar, der Prozess nennt sich Ionenaustausch. Die bei der spezifischen Adsorption oder Chemisorption vorkommenden koordinativen Bindungen (teilw. sogar kovalent) zwischen Sorbat und den reaktiven Oberflächen des Sorbenten sind stärkere Bindungen und besitzen eine deutlich langsamere Kinetik der Ad- und Desorption. Bei der Adsorption von organischen Molekülen an mineralischen Oberflächen oder organischer Substanz in Böden spielen neben elektrostatischen Kräften und koordinativen Bindungen auch hydrophobe Wechselwirkungen und Wasserstoffbrückenbildung eine Rolle (Amelung et al., 2018).

Bei hydrophoben organischen Schadstoffen (wie z. B. PAK) wird die Sorption vor allem durch den Gehalt an organischem Kohlenstoff (Corg) beeinflusst. Die Sorption auf Mineraloberflächen, wie z. B. Tonmineralen, ist lediglich von untergeordneter Bedeutung und nur bei sehr geringen Corg-Gehalten zu beobachten (Henzler 2004). Der Effekt der Oberflächenausfällung, d.h. die Ausfällung einer neuen Festphase auf einer Oberfläche, entsteht bei der Adsorption mancher Metallionen auf Mineraloberflächen, wohingegen die Desorption als Teil von Auflösungsreaktionen von Festphasen wirkt.

Laut Amelung et al. (2018) sind die in Böden beobachtbaren fließenden Grenzen zwischen Ionenaustausch, spezifischer Adsorption und Oberflächenausfällung experimentell nur mithilfe spektroskopischer Methoden unterscheidbar (z. B. EXAFS – *extended X-ray absorption fine structure spectroscopy*).

Zur Beschreibung des Sorptionsverhaltens von Stoffen werden Sorptionsmodelle, auch Sorptionsisotherme genannt, verwendet. Sorptionsisotherme werden u.a. für die Modellierung von Stofftransporten in Böden oder bei Stoffein- und -austrägen und deren Pufferung in der Bodenlösung benötigt. Bei Sorptionsisothermen wird dem sorbierten Gehalt eines Stoffes die jeweilige Gleichgewichtskonzentration im Wasser/Lösung des Stoffes gegenübergestellt, wobei die Bedingungen hinsichtlich anderer Parameter (wie z. B. Temperatur, pH-Wert, Konzentrationen anderer Ionen im Wasser/Lösung) konstant bleiben. Mit Sorptionsisothermen werden zwar Sorptionsgleichgewichte beschrieben, jedoch keine Kinetiken der Adsorptions- oder Desorptionsprozesse (Amelung et al., 2018).

In der Regel ist das Sorptionsverhalten von Stoffen konzentrationsabhängig und aufgrund der Heterogenität des Anteils an mineralischem und organischem Material sowie kohlehaltiger Bodenbestandteile mit hohen Sorptionskapazitäten nichtlinear (Susset, 2004). Von daher werden häufig nichtlineare empirische Sorptionsisothermengleichungen wie die *Freundlich*-Isotherme verwendet.

Bei dem Sorptionsmodell nach *Freundlich* (Gleichung 1) wird von einem konzentrationsabhängigen Verteilungsgleichgewicht zwischen sorbierter Stoffmenge und der Stoffkonzentration in Lösung ausgegangen. Bei diesem Sorptionsmodell wird beachtet, dass bei steigender Sorption an die Sorptionsoberflächen weniger Sorbat angelagert werden kann. Für den Fall, dass $n=1$ ist und somit ein linearer Zusammenhang besteht, entspricht die Sorptionskonstante nach *Freundlich* K_F dem Verteilungskoeffizienten K_d . Wenn $n < 1$, beschreibt die Sorptionsisotherme mit zunehmender Stoff-Konzentration in Lösung eine abnehmende Affinität zur Oberflächenadsorption (konkave Form). Wenn $n > 1$, ist mit zunehmender Stoff-Konzentration in Lösung eine zunehmende Affinität an der Oberfläche des Sorbenten gegeben, die Sorptionsisotherme ist konvex gekrümmt.

$$q = K_F \cdot C_{eq}^n \quad (1)$$

mit	q	Gehalt des an der Bodenmatrix adsorbierten Stoffes bei dynamischem Lösungsgleichgewicht [mg/kg]
	C_{eq}	Gehalt der Substanz in Lösung bei Lösungsgleichgewicht [mg/l]
	K_F	Sorptionskoeffizient nach <i>Freundlich</i> [l/kg]
	n	empirischer <i>Freundlich</i> -Exponent [-]; um Zahlen größer 1 angeben zu können, wird das n in der Gleichung häufig durch 1/n ersetzt

Die Sorptionskonstante nach *Freundlich* K_F ist ein Maß für die Bindungsstärke der Moleküle an die Bodenpartikel und ist sowohl substanz- als auch bodenabhängig, wird aber häufig zum Beschreiben der Adsorption von Schwermetallen und Pestiziden in Böden verwendet. Mit zunehmendem K_F -Wert werden mehr Moleküle sorbiert und weniger befinden sich in der Bodenlösung.

Zur Beschreibung der Ad- und Desorptionsprozesse von **Metallen** in Böden hat sich die *Freundlich*-Adsorptionsisotherme als besonders geeignet erwiesen. Dabei nehmen die K_F -Werte der Schwermetalle wie folgt zu: Cd < Ni < Cu < Zn < Cr < Pb. Gute Korrelationen bestehen zwischen den K_F -Sorptionskoeffizienten von Böden mit dem pH-Wert, der Kationenaustauschkapazität, dem Schwermetall-Gesamtgehalt sowie den Gehalten an organischer Substanz, Ton und Feinschluff (Amelung et al., 2018). Vor allem der pH-Wert hat einen immensen Einfluss auf die Schwermetalladsorption. Mit steigendem pH-Wert nimmt die Löslichkeit der Metalle ab. Die organische Substanz hingegen wirkt in sauren Böden häufig löslichkeitsvermindernd, in neutralen bis alkalischen dagegen löslichkeitserhöhend. Weitere Ausführungen zu Bindungsformen von Metallen in Böden sowie spezifischen/unspezifischen Ad- und Desorptionsprozessen einzelner Metalle sind u.a. Amelung et al. (2018) sowie Gisi (1997) zu entnehmen.

Wie oben bereits erwähnt, besteht eine Korrelation zwischen der Sorption hydrophober, organischer Verbindungen (z. B. PAK, PCB, PCDD/PCDF) an die Feststoffphase und dem organischen Kohlenstoffgehalt (C_{org}) des Bodenmaterials. Der K_F -Wert bzw. der K_d -Wert (falls in der *Freundlich*-Isotherme $n=1$) kann somit in erster Näherung auf die C_{org} -Fraktion des Bodens f_{OC} [-] bezogen werden (K_{OC} -Konzept). Damit können verschiedene Stoffe unter Verwendung des C_{org} -Gehaltes bodenunabhängig verglichen werden, jedoch nur bei Bodenmaterialien mit C_{org} -Gehalten von $\geq 0,1$ % und einem Ton/ C_{org} -Verhältnis von < 40 (Amelung et al. (2018)).

$$K_{OC} = \frac{K_d}{C_{org}} \quad (2)$$

mit K_{OC} auf den Kohlenstoffgehalt bezogener Verteilungskoeffizient

C_{org} organischer Kohlenstoffgehalt

K_d Sorptionskoeffizient

Die aufgeführten Sorptionsmodelle (Sorptionsisotherme) bzw. Konzepte stellen nur eine Auswahl dar und können natürlich nur näherungsweise die komplexen Sorptionsprozesse beschreiben. Die hauptsächlichen Kritikpunkte bei den oben dargestellten Sorptionsisothermen sind für den Verteilungskoeffizient K_d die Annahme einer Linearität für den Sorptionsprozess, bei der Adsorptionskonstante nach *Freundlich* K_F das potenzielle Wachstum des K_F -Wertes (keine Angabe der Sorptionsobergrenze möglich) sowie bei dem n-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient K_{OW} die relativ große Ungenauigkeit. Bei den klassischen Sorptionsmodellen wird von einer schnellen Gleichgewichtseinstellung zwischen Sorbat und Sorbent ausgegangen. Neben dieser schnellen Phase der Sorption, die innerhalb weniger Stunden abläuft und in der ein Großteil der hydrophoben Schadstoffe (z. B. PAK) sorbiert werden können (Semple et al. 2003), gibt es eine Phase langsamer Sorption, die mitunter Monate andauern kann (Xing & Pignatello 1997). Dieser Teil der Sorption kann mit dem Porendiffusionsmodell erklärt werden, welches auf der langsamen Diffusion der Moleküle in die Bodenpartikel hinein basiert. Aufgrund der unregelmäßig geformten Bodenpartikel und ihren unterschiedlich großen Poren kann es zu einer Festlegung von Molekülen in Mikroporen (Innendurchmesser < 2 nm) oder flaschenhalsförmigen Poren kommen (Pignatello, 1996). Die Moleküle sind dadurch nicht mehr verfügbar/bioverfügbar. Bei der Sorption von hydrophoben organischen Schadstoffen stellt sich daher nur selten ein Sorptionsgleichgewicht ein. Dies bedeutet, die Sorptionsprozesse können ratenlimitiert sein, also abhängig von der Geschwindigkeit des vorbeifließenden Bodenwassers.

Es existiert mittlerweile eine Vielzahl verschiedener Adsorptionsisotherme, von denen viele für sehr spezielle Fragestellungen und Systeme entwickelt und angepasst sind. Neben der *Freundlich*-Isotherme werden häufig u.a. die *Langmuir*-Isotherme, die *Frumkin*-Isotherme oder das BET-Modell verwendet.

Welchen Einfluss **Pflanzkohle** auf Sorptionsprozesse hat und haben kann, wird im Folgenden betrachtet. Pflanzkohle hat sich aufgrund von spezifischen Eigenschaften (hohe Porosität, große spezifische Oberfläche, hoher pH-Wert, Vorhandensein von funktionellen Gruppen sowie hocharomatische Struktur und hohe Stabilität gegenüber Abbau) als vielversprechendes Material zur Adsorption von anorganischen und organischen Stoffen erwiesen. Da die Eigenschaften von Pflanzkohle hauptsächlich von der Beschaffenheit und Zusammensetzung des Ausgangsmaterials sowie der Pyrolysetemperatur und -dauer abhängen, entstehen Pflanzkohlen mit einer hohen Variabilität jener o.g. Eigenschaften (vgl. Kap. 2.1.3), welche wiederum die Sorptionseigenschaften der Pflanzkohlen beeinflussen.

In den letzten Jahren ist die Anzahl der publizierten Studien und Reviews zu der Thematik Sorption von Metallen, Organika und anderen Stoffen an Pflanzenkohlen/Biokohlen kontinuierlich angestiegen. So werteten Thomas et al. (2020) in einem Literatur-Review 133 Studien aus den Jahren 2010-2018 mit Daten von 559 individuellen Langmuir-Adsorptionsisothermen hinsichtlich der wichtigsten Faktoren, die die Sorptionskapazität und -affinität von Pflanzenkohlen für 17 verschiedene Metalle bestimmen, aus. Demnach war v.a. das Ausgangsmaterial der Pflanzenkohlen der wichtigste Faktor, wobei nährstoffreiche Ausgangsmaterialien (z. B. tierische Bioabfälle, Klärschlamm und Gülle) die besten Ergebnisse erzielten. Übergreifend wurden die höchsten Sorptionswerte für Pb(II), Cr(IV) und Cd(II) gemessen. Thomas et al. (2020) resümierten, dass eine längere Pyrolysezeit, ein höheres Porenvolumen, ein höheres O/C- und H/C-Verhältnis, ein enges C/N-Verhältnis sowie ein höherer pH-Wert zu Pflanzenkohlen mit höherer Sorptionskapazität und -affinität für Metalle führen.

Auch Qi et al. (2017) führen nach Auswertung wissenschaftlicher Studien aus den Jahren 2011 bis 2017 die Erhöhung von pH-Wert, Kationenaustausch und Oberflächenkomplexierung von Metallen auf das Vorhandensein von funktionellen Gruppen an den Oberflächen von Pflanzenkohlen zurück. Zusätzlich können mineralische Bestandteile von Pflanzenkohlen u.a. durch Ionenaustausch, Oberflächenkomplexierung sowie Ausfällungen an Oberflächen durch freigesetzte lösliche Ionen wie z. B. PO_4^{3-} , CO_3^{2-} und SO_4^{2-} die Sorptionskapazitäten und -affinitäten für Metalle erhöhen.

Li et al. (2017) stellen in ihrem Review für unterschiedliche Metalle verschiedene Sorptionsmechanismen an Pflanzenkohlen heraus. Bei hohen Temperaturen hergestellte Kohlen wiesen neben einer größeren Oberfläche und Porosität auch einen höheren pH-Wert und mineralischen Anteil auf, jedoch einen geringeren Anteil an funktionellen Gruppen. Alle diese Eigenschaften beeinflussen das Sorptionsverhalten von Stoffen sowie die Sorptionskapazität der Feststoffe. So konnten metall-spezifisch dominierende Sorptionsmechanismen festgestellt werden, z. B. bei der Sorption von As die Mechanismen der Komplexierung und elektrostatische Wechselwirkungen, bei Cr elektrostatische Wechselwirkungen, Reduktion und Komplexierung, bei Cd und Pb Komplexierung, Kationenaustausch und Ausfällung und bei Hg die Mechanismen der Komplexierung und Reduktion. Pflanzenkohlen haben somit das Potenzial, Metalle zu adsorbieren. Inwieweit verschiedene Metalle sich kompetitiv hinsichtlich der Sorptionsneigung verhalten, wurde bislang nur wenig untersucht, da sich die meisten Studien auf einzelne Metalle in dotierten Lösungen im Labormaßstab konzentrieren. Es ist aber durchaus realistisch, dass Metalle, Nährstoffe oder andere Ionen sowie organische Schadstoffe um Sorptionsplätze auf den Oberflächen der Pflanzenkohlen konkurrieren, worauf Li et al. (2017) in ihrem Review verweisen. So wurde bei der Untersuchung des Sorptionsverhaltens von Multimetalllösungen (Pb, Cr, Cd, Cu und Zn) in wässrigen Medien festgestellt, dass aufgrund der Konkurrenz vor allem die Sorption von Cd am stärksten von anderen Metallen reduziert wurde (Park et al., 2016; Li et al., 2017). Des Weiteren wurde festgestellt, dass sich Hg und Atrazin sowie Hg und Phenanthren gegenseitig in ihrer Sorption an Pflanzenkohle aus Maisstroh hemmen (Tan et al., 2016; Kong et al., 2011; Li et al., 2017) und Huminsäuren mit Schadstoffen in wässriger

Umgebung koexistieren und möglicherweise die Sorption von Metallen an Pflanzenkohle beeinflussen, indem sorbierte Huminsäuren mit ihren funktionellen Gruppen zusätzliche Sorptionsplätze für Metalle wie z. B. Pb und Cr(VI) bieten (Zhou et al., 2015; Li et al., 2017).

Für die Sorption von Metallen an Pflanzenkohlen lassen sich nach einer Synthese von Thomas et al. (2020) die folgenden vier Hauptmechanismen zusammenfassen:

- (1) elektrostatische Wechselwirkungen zwischen Metallionen und der geladenen Pflanzenkohleoberfläche,
- (2) Komplexierung oder Ionenaustausch zwischen ionisierbaren Protonen auf der Pflanzenkohleoberfläche und Metallionen,
- (3) sorptive Wechselwirkungen, an denen die delokalisierten π -Elektronen der Pflanzenkohle beteiligt sind, und
- (4) die poröse Natur der Pflanzenkohle, die die Sorption von Metallen begünstigen kann (Borchard et al. 2012; Dong et al. 2014; Vithanage et al. 2017).

Die Sorptionseigenschaften von Pflanzenkohlen für Metalle hängen zusammenfassend vor allem von ihren Eigenschaften einschließlich ihrer Zusammensetzung und Stabilität sowie von den Wechselwirkungen der Metalle mit den Oberflächen der Pflanzenkohlen ab. Darüber hinaus beeinflussen die chemisch-physikalischen Eigenschaften der mit Metallen kontaminierten/verunreinigten Böden die Affinität wie auch die Adsorption von Metallen.

Weiteren Forschungsbedarf bei der Produktion und Verwendung von Pflanzenkohle sehen Li et al. (2017) vor allem hinsichtlich der Untersuchung konkurrierender Sorptionsmechanismen von koexistierenden Metallen sowie der Wiederverwendung von Pflanzenkohle und die damit einhergehende Kostensenkung.

Bei der Betrachtung der Sorptionsmechanismen von Nährstoffen an Pflanzenkohlen wurden beispielsweise für Stickstoff bereits vielversprechende praktische Anwendungen untersucht. Dennoch sind nach Rasse et al. (2022) die Mechanismen, die hinter einer langsamen N-Abgabe bei Düngemittel auf Pflanzenkohlebasis weiterhin relativ unklar. Laut der Autorenschaft sollten Düngemittel auf Pflanzenkohle-Basis hergestellt werden, die eine ausreichend hohe Ausgangskonzentration an Stickstoff langsam freisetzen. Dabei könnten wesentliche Effekte der langsamen N-Freisetzung die Entwicklung von Technologien zur Beschichtung von Pflanzenkohle erfordern. Rasse et al. (2022) stellten aus der Vielzahl an aktuellen Forschungen und F&E-Aktivitäten zum Thema langsame N-Freisetzungen die folgenden Technologien heraus: 1) Sorption von NH_3 -Gas an spezifisch aktivierter PK, 2) Synergien zwischen der Porosität von PK und Ton, die eine wirtschaftliche Sorptionsverbesserung ermöglichen könnten und 3) physikalischer Schutz fester N-Formen an PK. Auf das Sorptions- und Elutionsverhalten weiterer Nährstoffe wird im folgenden Kapitel 2.2.2 detaillierter eingegangen.

Ren et al. (2018) fanden heraus, dass sich bei ausgebrachter Pflanzenkohle durch biogeochemische Reaktionen im Boden das hohe Sorptionspotenzial für organische Schadstoffe durchaus auch verringern kann. Dabei hängen Veränderungen von den

Eigenschaften sowohl des Bodens, der Pflanzenkohle als auch der organischen Chemikalien ab. Ren et al. (2018) benennen in ihrer Studie einen vollständigen Verlust der Vorteilswirkung hinsichtlich der Sorptionskapazität von Pflanzenkohle gegenüber dem Boden für die organischen Stoffe Atrazin und Phenanthren nach 2,5 Jahren Alterung im Boden. Eine Verkleinerung der Oberfläche (Porenblockierung; engl. *pore blocking*) und eine Erhöhung der Oberflächenpolarität der gealterten PK werden als Gründe für die starke Verringerung der Sorptionskapazität angeführt. Ren et al. (2018) verweisen jedoch auch auf Studien, wo ein gegenteiliger Effekt bei der Alterung von Pflanzenkohle im Boden festgestellt wurde und ihre Sorptionskapazität sich nicht verringerte. Diese widersprüchlichen Ergebnisse machen deutlich, dass zum einen weiterer Forschungsbedarf besteht und zum anderen bei der Anwendung neben den Eigenschaften der Pflanzenkohle auch ihre Alterungseffekte in Betracht gezogen werden sollten.

2.2.2 Einfluss von Pflanzenkohle auf die Auswaschung von Nährstoffen

Aus Böden und Substraten sowie Komposten werden aufgrund von komplexen chemischen, physikalischen und biologischen Prozessen Nährstoffe freigesetzt. Pflanzenkohle angewendet in Böden, Komposten und Substraten kann physikalische Eigenschaften (Dichte, Porosität, Wasserhaltekapazität), chemische Eigenschaften (pH-Wert, KAK, AAK, Sorptionskapazität) sowie biologische Parameter (mikrobiologische Populationsdichte im Boden, (mikro)biologische Aktivität, Pflanzenwachstum) verändern und somit die Auswaschung/Freisetzung von Nährstoffen beeinflussen (Glaser et al., 2002; Laird et al., 2015). Pflanzenkohle kann demnach sowohl die in umliegenden Matrices beinhalteten Nährstoffe adsorbieren und mobilisieren als auch die selbst mit eingebrachten Nährstoffe freisetzen und somit verfügbar und bioverfügbar machen.

Im Folgenden wird ein weitestgehend chronologischer Überblick über die wichtigsten Studien, Reviews und Meta-Analysen zum Thema Pflanzenkohle und Nährstoffauswaschung gegeben. Am Ende dieses Unterkapitels fasst die Tabelle 2.2 die in den Studien beobachteten Effekte der Zugabe von Pflanzenkohle nochmals zusammen.

Bereits vor rund 20 Jahren begannen Lehmann et al. (2003) mit der vergleichenden Untersuchung der Bodenfruchtbarkeit und der Auswaschung von Nährstoffen aus einem Anthrosol und einem Ferralsol aus Zentralamazonien, wobei der Anthrosol ein Reliktboden aus präkolumbianischen Siedlungen mit hohen Gehalten an organischem Kohlenstoff und *black carbon* ist. Neben Pflanzversuche in Töpfen wurden in einem zweiten Versuch Lysimeter verwendet, um die Wasser- und Nährstoffauswaschung aus mit Reis (*Oryza sativa* L.) bepflanzten Böden zu quantifizieren. Die Autor:innen führten an, dass trotz der allgemein hohen Nährstoffverfügbarkeit die Nährstoffauswaschung im Anthrosol minimal war, was die nachhaltige Fruchtbarkeit erklären könnte. Die Zugabe von Pflanzenkohle erhöhte das Pflanzenwachstum und die Nährstoffversorgung deutlich. Zudem wurde in beiden Böden die Auswaschung des ausgebrachten N-Düngers deutlich verringert, wohingegen die Auswaschung von K erhöht und die von Ca und Mg verzögert wurde.

Laird et al. (2010) untersuchten, ob sich die Erkenntnisse hinsichtlich einer Reduzierung der Nährstofffreisetzung durch Pflanzenkohle aus tropischen Böden auch auf Böden der gemäßigten Zone übertragen lassen. Dazu wurde ein typischer landwirtschaftlicher Boden (*Clarion; fine-loamy, mesic Typic Hapludolls*) aus dem Mittleren Westen der USA mit 5 g/kg Schweinegülle und 0, 5, 10 und 20 g/kg Pflanzenkohle beaufschlagt und mittels Säulenperkolationsversuchen 45 Wochen lang wöchentlich die Nährstofffreisetzung untersucht. Die Ergebnisse zeigten, dass mit zunehmendem Pflanzenkohle-Anteil die Nährstofffreisetzungen abnahmen, bspw. verringerte die 20 g/kg Pflanzenkohle-Variante die Auswaschung von Gesamt-N und gelöstem Gesamt-P um 11 % bzw. 69 %. Auch Mg und Si wurden reduzierter freigesetzt. Laird et al. (2010) resümierten, dass die Zugabe von Pflanzenkohle zu einem typischen landwirtschaftlichen Boden des Mittleren Westens die Nährstoffauswaschung beträchtlich reduzieren kann und somit eine wirksame Managementoption zur Reduzierung der Nährstoffauswaschung in der landwirtschaftlichen Produktion sein könnte.

Auch Ding et al. (2010) kommen zu dem Schluss, dass auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebrachte Pflanzenkohle durchaus eine Schlüsselrolle im Nährstoffkreislauf spielen könnte, indem sie die Stickstoffbindung beeinflusst. Anhand von mehrschichtigen Bodensäulen aus sandigem Schluff wurde während eines 70-tägigen Laborversuchs der Einfluss von einer bei 600 °C aus Bambus hergestellten PK auf den Rückhalt von Ammonium-N untersucht. Dabei zeigte die Zugabe von 0,5 % PK in die oberste Bodenschicht eine verzögerte Verlagerung von Ammonium-N von oben nach unten. Die kumulativen Gesamtverluste von NH₄-N durch Auswaschung reduzierten sich in 20 cm Bodentiefe um 15,2 %, was auf PK als Matrix zum Nährstoffrückhalt und als Möglichkeit zu einer effizienteren Verwertung von Düngemitteln hindeutet.

Für die Untersuchung der Wirkung von PK auf die Sorption und Auswaschung von Nitrat, Ammonium und Phosphat in einem sandigen Boden wurden von Yao et al. (2012) zunächst 13 Pflanzenkohlen in Sorptionsversuchen getestet, wobei anschließend die zwei vielversprechendsten Kohlen aus brasilianischem Pfefferholz und Erdnussschalen (beide bei 600 °C produziert) in einem Säulenperkolationsversuch verwendet wurden. Die PK aus Erdnussschalen verringerte die Gesamtmenge an Nitrat, Ammonium und Phosphat in den Eluatn um 34,0 %, 34,7 % bzw. 20,6 % im Vergleich zum Boden ohne PK. Diejenige aus Pfefferholz verringerte ebenfalls die Freisetzung von Nitrat und Ammonium um 34 % bzw. 14 %, verursachte aber eine zusätzliche Phosphatfreisetzung. Laut Yao et al. (2012), die sich auf Studien von Lehmann et al. (2003), Ding et al. (2010) und Laird et al. (2010) beziehen, zeigen die Ergebnisse, dass die Wirkung von PK auf die Auswaschung von Nährstoffen in Böden nicht einheitlich ist und je nach Pflanzenkohle und Nährstofftyp variiert. Eine Auswahl der jeweils geeigneten PK vor deren Anwendung auf landwirtschaftlichen Flächen ist folglich zu empfehlen.

Es gab jedoch speziell in den Anfangsjahren der Pflanzenkohleforschung relativ wenige Studien, die als wissenschaftliche Langzeit-Feldversuche im Freiland angelegt waren. Major et al. (2012) untersuchten bspw. in einem Feldversuch den Effekt einer einmaligen Ausbringung von 20 t/ha Pflanzenkohle aus holziger Biomasse auf die Bodenhydrologie und die Nährstofffreisetzung in einem sauren Savannen-Oxisol in Kolumbien. Die Daten wurden

im dritten und vierten Jahr nach Ausbringung der PK genommen, unter einer mit Mineraldünger versehenen Mais- und Sojakultur. Die PK führte bis 0,6 m Bodentiefe zu einem Anstieg der Konzentrationen von anorg. N, Ca, Mg und K ($p < 0,05$) in der Bodenlösung, jedoch zu einer Abnahme der P-Konzentration. Mit zunehmender Bodentiefe veränderten sich die Nährstoffkonzentrationen in der Bodenlösung. Messungen in einer Tiefe von 1,2 m ergaben nun deutliche Reduzierungen der Nährstoffauswaschung für $\text{NO}_3\text{-N}$ (8 %), Ca (23 %), Mg (28 %) und K (36 %) im Vergleich zur Kontrolle. In 2,0 m Tiefe waren die Unterschiede zwischen PK und Kontrolle nur noch gering, bis auf eine deutliche Reduzierung der P-Auswaschung durch PK. Diese Veränderungen traten ohne relevante Änderungen der Nettowasserflüsse auf, d.h. es wurde kein signifikanter Unterschied in der oberflächengesättigten hydraulischen Leitfähigkeit oder in den Wasserrückhaltekurven des Bodens festgestellt, was wiederum zu keinen relevanten Veränderungen in der Wasserversickerung nach der Anwendung von PK in den untersuchten Böden führte (Major et al., 2012). Den Autor:innen der Studie zufolge war die Verringerung der Ca- und Mg-Auswaschung in 1,2 m Tiefe größer als die Ca- und Mg-Aufnahme durch die Pflanzen und ging mit einem gleichzeitigen Anstieg der Ca- und Mg-Verfügbarkeit im Boden einher, was darauf hindeutet, dass der Nährstoffrückhalt wohlmöglich in der Wurzelzone stattfand. Major et al. (2012) schlussfolgerten, dass Pflanzenkohle die Nährstoffkonzentrationen in der Bodenlösung und den vertikalen Transport in die Wurzelzone zwar erhöhen könnte, aber aufgrund der Kombination aus Retention und Nährstoffaufnahme durch die Pflanzen eine Auswaschung in tiefere Bodenschichten reduziert. Weiterhin sollte der Autor:innen zufolge die Wirkung von PK auf die hydrologischen Eigenschaften des Bodens in Gebieten mit Wasserknappheit bzw. geringer Wasserverfügbarkeit und einhergehender Einschränkung für die Pflanzenproduktivität getestet werden.

Im Laufe der 2010er Jahre wurde Pflanzenkohle zunehmend im Zusammenhang mit bodenkundlichem und nährstoffeffizientem Düngen untersucht, um Erkenntnisse zur Verbesserung der Wasser- und Düngemittelhaltekapazität landwirtschaftlicher Böden zu erlangen.

Ziel der Untersuchungen von Kameyama et al. (2012) war es bspw., die Effekte von Pflanzenkohle aus Bargasse (800 °C Pyrolysetemperatur) auf die Auswaschung von Nitrat aus einem kalkreichen Tonboden (Lehmboden) zu bestimmen. In Vorversuchen (Schüttelversuchen) zur Bestimmung der Nitratadsorption an der Bagasse-PK (< 2 mm Korngröße) wurde festgestellt, dass sich auch 20 Stunden nach der Zugabe von 20 mg N L⁻¹ KNO_3 -Lösung kein Gleichgewichtszustand einstellte, was wiederum die Komplexität des Systems aus Meso- und Mikroporen aufzeigt. In Perkolationsversuchen mit Bodensäulen wurde mit unterschiedlichen Holzkohlegehalten (0-10 % [w/w]) eine Reduzierung der Nitratfreisetzung um 5 % gegenüber den Kontrollböden ohne PK-Zugabe bestimmt (Kameyama et al., 2012). Die Autor:innen schlussfolgerten, dass die Anwendung von Bagasse-Pflanzenkohle PK (800 °C) im Boden die Verweilzeit von NO_3^- in der Wurzelzone von Pflanzen erhöht und somit den Pflanzen eine größere Möglichkeit zur Adsorption von Nitrat bieten kann.

Die Wirkung von zwei bei verschiedenen Temperaturen (250 °C und 500 °C) hergestellten Pflanzenkohlen aus Rutenhirse (Switchgrass; *Panicum virgatum* L.) auf das

Nährstoffauswaschungspotenzial in zwei kalkhaltigen Aridisolen (grob-lehmig und grobschluffig) untersuchten Ippolito et al. (2012). Die bei 500 °C pyrolysierte Pflanzenkohle wies im Vergleich zur 250 °C-PK eine größere Oberfläche, einen höheren pH-Wert, einen höheren Aschegehalt sowie eine minimal niedrigere Gesamtoberflächenladung auf. In Topfversuchen wurden jeweils 2 % (w/w) der zwei Pflanzenkohlen den beiden Böden zugesetzt und bei einem Feuchtigkeitsgehalt von 15 % 127 Tage lang inkubiert. Die Böden wurden an den Tagen 34, 62, 92 und 127 mit 1,2 bis 1,3 Porenvolumina entionisiertem Wasser eluiert und die kumulativen Konzentrationen von diversen Kationen/Nährstoffen, darunter Ca, K, Mg, P, Cu und NO₃-N im Sickerwasser wurden bestimmt. Die 250 °C-PK reduzierte in beiden Böden die Ca- und Mg-Konzentrationen im Sickerwasser, was Ippolito et al. (2012) auf die funktionellen Gruppen der PK zurückführen. Sowohl die bei 250 °C, als auch die bei 500 °C hergestellten PK erhöhten zwar die Kalium-Konzentration im Sickerwasser, reduzierten jedoch die Nitrat-Auswaschungen (250 °C-PK > 500 °C-PK). Wahrscheinlich stimulierte der leicht abbaubare Kohlenstoff der 250 °C-PK das mikrobielle Wachstum und eine damit einhergehende NO₃-Immobilisierung. Bei der 500 °C-PK wurde darüber hinaus ein Anstieg der P-Konzentration im Sickerwasser festgestellt. Ippolito et al. (2012) schlussfolgerten, dass die Anwendung der 250 °C- Pflanzenkohle aus Rutenhirse die Umweltqualität in kalkhaltigen Bodensystemen verbessern könnte, indem sie das Nährstoffauswaschungspotenzial reduziert.

Borchard et al. (2012) berichten von unterschiedlichen Effekten bei der Anwendung von Pflanzenkohle (Buchenholz, 475 °C) mit und ohne physikalische (Dampf)-Aktivierung in Topfversuchen mit sandigen und schluffigen Böden der gemäßigten Klimazone. Beide PKs erhöhten den Anteil an verfügbaren Nährstoffen in den Böden. Die nicht aktivierte PK zeigte in Topfversuchen eingemischt in den Sandboden eine verstärkte Nitratauswaschung von 41 %, wohingegen im schluffigen Boden die Nitratauswaschung um 17 % reduziert wurde. Die Aktivierung mit Heißdampf verstärkte die positiven Auswirkungen der Pflanzenkohle auf die Nährstoffverfügbarkeit, die Rückhaltung und die Pflanzenaufnahme um bis zu einem Faktor 2. Die Nitrat- und Phosphat-Konzentrationen im Sickerwasser konnten um 5 bzw. 14 % gegenüber der nicht aktivierten PK reduziert werden. Dennoch konnte aber auch die mit der Aktivierung einhergehende größere spezifische Oberfläche die Nitratauswaschung aus dem sandigen Boden nicht verringern. Dennoch schlussfolgerten Borchard et al. (2012), dass die physikalische (Dampf)-Aktivierung eine mögliche Option für die Verbesserung der Eigenschaften von PK sein könnte, sowohl in Hinblick auf die Verwendung als Bodenverbesserungsmittel, als auch für den Einsatz zu Umweltschutzzwecken, wie z. B. der Reduzierung der Nitrat- und Phosphatauswaschung in die Gewässer.

Dempster et al. (2012) verglichen auf einem grobkörnigen landwirtschaftlichen Boden die Anwendung von Pflanzenkohle (Jarrah-Holz) als Alternative zum Bodenverbesserungsmittel Ton, um das Wasserabstoßungsvermögen und die Nährstoffauswaschung zu reduzieren und darüber hinaus noch Kohlenstoff zu speichern. Die beiden Materialien wurden mit einer Ausbringungsmenge von 25 t/ha sowohl flächig als auch homogen eingemischt angewendet. Dempster et al. (2012) beobachteten, dass PK und Ton die NH₄⁺- und NO₃⁻-Auswaschung signifikant um 20 bzw. 25 % reduzierten. PK verringerte die NO₃⁻-Auswaschung sogar stärker als die Ton-Zugabe. Der gelöste organische Stickstoff (DON) blieb unbeeinflusst, ebenso

wurde kein Effekt der Ausbringungsmethode (flächlich, eingemischt) auf die N-Auswaschung festgestellt. Die Autor:innen empfehlen die Anwendung der am leichtesten verfügbaren Materialien in der jeweils vor Ort geeignetsten Art und Weise.

Nachdem die Zugabe von Pflanzenkohle vor allem bei tropischen Böden positive Effekte zeigte (etwa die Verringerung der N-Auswaschung und die Erhöhung der N-Nutzungseffizienz), unternahmen Guerena et al. (2013) bis dahin wenig durchgeführte Feldexperimente (gekoppelt mit Lysimeterversuche) mit Pflanzenkohle auf landwirtschaftlichen Böden der gemäßigten Zonen. Dabei wurden verschiedene Mengen (0/1/3/12 und 30 Mg/ha) einer bei 600 °C aus Maisstroh hergestellten Pflanzenkohle einem Maisanbausystem im Zentrum des US-Bundesstaates New York zusammen mit sekundärem N-Dünger (100, 90, 70 und 50 % der empfohlenen Menge (108 kg N/ha; teilweise ¹⁵N markiert)) zugesetzt. Sowohl der Maisertrag als auch die N-Aufnahme in die Pflanze änderten sich nicht mit der PK-Zugabe. Auch hinsichtlich der Stickstoffauswaschung gab es bei der Variante mit 50 % der empfohlenen N-Düngung keine signifikanten Unterschiede zwischen PK und Kontrolle. Lediglich bei der Variante mit 100 % der empfohlenen N-Düngung reduzierte sich die N-Auswaschung um 82 %. Neben dem Effekt der PK führten Guerena et al. (2013) als Grund für die um 140 % erhöhte N-Retention im Oberboden die Einbindung von Stickstoff in die mikrobielle Biomasse an, worauf die Ergebnisse des ¹⁵N markierten Stickstoffs zusammen mit einer Steigerung der Gesamt-N-Retention durch geringere gasförmige oder erosive N-Verluste mit der Anwendung von Pflanzenkohle im Oberboden hindeuteten.

Deutlich ausgeprägtere Effekte der Pflanzenkohle auf die N-Auswaschung von Böden unter gemäßigten klimatischen Bedingungen präsentierten im gleichen Jahr Ventura et al. (2013). In einem subbalkanischen Boden einer Apfelplantage in Italien (Po-Ebene) wurden 10 Mg/ha Pflanzenkohle (Obstbaumschnitt: Pfirsich/Weinreben; 500 °C Pyrolysetemperatur; < 1mm Korngröße) in die oberen 20 cm des schluffig-tonigen und kalkreichen Lehmbodens (Haplic Calcisol) durch Unterpflügen eingebracht. Mittels Lysimeter auf Basis von Ionenaustauscherharz, welche unter dem Pflughorizont installiert waren, wurden die kumulativen NO₃⁻- und NH₄⁺-Auswaschungen nach 4 und 13 Monaten nach der PK-Zugabe bestimmt. Die Wissenschaftler:innen ermittelten nach 4 Monaten Pflanzenkohle-Ausbringung noch keine Beeinflussung der kumulativen NO₃⁻-Auswaschung, wohingegen nach 13 Monaten eine signifikante Reduzierung der NO₃⁻-Auswaschung um 75 % gegenüber der Kontrolle auftrat. Der sehr geringe Austrag an NH₄⁺ wurde im Gegensatz dazu nicht beeinflusst. Die Ergebnisse zeigen, dass die Nitratauswaschung aus einem Pflughorizont eines subbalkanischen Bodens in der gemäßigten Klimazone durchaus mit der Anwendung von Pflanzenkohle reduziert werden kann.

Zu ähnlichen Ergebnissen hinsichtlich der Reduzierung der Stickstoff-Auswaschung und Steigerung der mikrobiologischen Leistung kamen Xu et al. (2016). In Säulenversuchen mit Bodenmaterial aus dem Pflughorizont eines landwirtschaftlichen Bodens in China wurden die Effekte von Pflanzenkohle aus Maisstroh, beladen mit organischem N-Dünger (Harnstoff), auf die N-Auswaschung sowie die Veränderung der mikrobiologischen Vielfalt und die Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft untersucht. Die ausgebrachte PK erhöhte das Wasserhaltevermögen, den pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit, die mikrobielle Biomasse,

die Netto-N-Mineralisierung und die Atmungsrate des Bodens. Darüber hinaus wurde mit der Anwendung von 2, 4 und 8 % PK (w/w) die kumulative Menge des gesamten ausgewaschenen Stickstoffs um 18,8, 19,5 bzw. 20,2 % signifikant gegenüber der Kontrolle ohne PK reduziert. Dabei lag der ausgewaschene Stickstoff zu mehr als 90 % als Nitrat vor, da die biologische Umwandlung von Harnstoff in Ammonium und dann in Nitrat erfolgte und aufgrund der starken Sorption von Ammonium im Boden letztlich das mobilere Nitrat der Auswaschung zur Verfügung stand. Mit zunehmendem PK-Anteil im Boden verringerte sich die Menge des ausgewaschenen Stickstoffs und die bakterielle Vielfalt sowie die mikrobielle Biomasse nahm zu, was zu der Umwandlung des organischen N-Düngers und letztlich zu einer Verringerung der Stickstoffauswaschung geführt haben könnte.

In den ersten Jahren seit Beginn des Forschungsinteresses an Biokohle bzw. Pflanzenkohle wurden die meisten Studien mit der Anwendung von purer Pflanzenkohle in/auf Böden durchgeführt. In Böden der gemäßigten Klimazone hat die Verwendung von purer Pflanzenkohle jedoch meist mäßig negative bis mäßig positive Auswirkungen auf den Ertrag (Kammann et al., 2015). Im Zuge dessen wurden vermehrt Möglichkeiten der „Aufladung“ von Pflanzenkohlen mit Nährstoffen und deren Retentions- und/oder Auswaschungsverhalten untersucht, wie zum Beispiel die Co-Kompostierung (vgl. Kap. 2.1.4.1).

So zeigen bspw. Kammann et al. (2015) welche positiven Auswirkungen die Co-Kompostierung von Pflanzenkohle hat und welche ihrer Eigenschaften damit gefördert werden können, wie z. B. die Aufnahme und Abgabe von Nitrat sowie weitere Nährstoffe. In der Studie wurden einem nährstoffarmen sandigen Boden jeweils 2 % (w/w) co-kompostierte oder unbehandelte (pure) PK aus Holzhackschnitzeln zugegeben und mit einer niedrigen (28 kg N/ha) oder hohen (140 kg N/ha) Stickstoffrate in neun Dosen gedüngt. Im Ergebnis stieg der Biomasseertrag von *Chenopodium quinoa* in den Varianten mit der co-kompostierten PK um bis zu 305 %. Im Gegensatz dazu verringerte jedoch die Zugabe von unbehandelter (purer) PK die Biomasse auf nur noch 60 % des Biomasseertrages der Kontrollvariante. Darüber hinaus war laut den Autor:innen bei geringerer Nährstoffzufuhr sowohl die wachstumsfördernde (bei co-kompostierter PK), als auch die wachstumsmindernde (bei purer PK) Wirkung stärker ausgeprägt. Als Grund für den positiven Effekt der co-kompostierten Pflanzenkohle wurde die Anreicherung von Nährstoffen (v.a. Nitrat und Phosphat) an den PK-Partikeln angeführt, welche erst durch Elektro-Ultrafiltration und sequentielles Waschen der PK-Partikel entdeckt wurde. Die kompostierte PK fungierte als Nährstoffträger und insbesondere das Nitrat war mit Standardmethoden nur teilweise nachweisbar, weitgehend gegen Auswaschung geschützt, aber dennoch teilweise pflanzenverfügbar und es stimulierte keine N₂O-Emissionen (Kammann et al., 2015). Erklärt wurde dies dadurch, dass die Oberflächenalterung und die nicht-konventionelle Ionen-Wasser-Bindung in den Mikro- und Nanoporen die Nitratbindung in den Pflanzenkohlepartikeln fördert.

Später wurde diese Interpretation um die Entdeckung einer komplexen, nährstoffreichen organischen Beschichtung (*organic coating*) auf kompostierter Pflanzenkohle ergänzt, welche für den außerordentlich erhöhten Nährstoffrückhalt von co-kompostierter Pflanzenkohle verantwortlich ist. So wurde bei einer über 60 Tage kompostierten und anschließend 6 Monate gelagerten Pflanzenkohle $2,0 \pm 0,1 \text{ g NO}_3^- \text{-N kg}^{-1}$ gemessen, wobei lediglich 43 % mit

konventionellen Extraktionsmethoden bestimmt werden konnten, was aufzeigt, welches Potenzial co-kompostierte Pflanzenkohle als Langzeitdünger besitzt (Hagemann et al., 2017; vgl. Kap. 2.1.4.1).

Iqbal et al. (2015) untersuchten den Einsatz von Pflanzenkohle und co-kompostierter Pflanzenkohle in Regenrückhaltebecken. Diese sind für einen besseren Schadstoffrückhalt und Wasserinfiltration sowie Steigerung der Bodenqualität oftmals mit Kompost verbaut. Der Kompost kann jedoch Nährstoffe und C_{org} Richtung Grund- und Oberflächenwässer freisetzen. Die Autor:innen der Studie versprachen sich von der PK eine Reduzierung der Auswaschung von organischem Kohlenstoff (C_{org}) sowie Stickstoff und Phosphor aus dem Kompost. Die Ergebnisse der Simulation eines Regenrückhaltebeckens mittels ungesättigter Bodensäulen zeigten jedoch, dass weder PK noch co-kompostierte PK einen signifikanten Effekt auf die Freisetzung von C_{org} , N und P gegenüber der reinen Kompostanwendung hatte. Iqbal et al. (2015) führen als Erklärung die hohe Pyrolysetemperatur an, wonach die PK zwar eine große Oberfläche, jedoch wohlmöglich eine vergleichsweise geringere Anzahl an funktionellen Gruppen, welche für die Adsorption von Nährstoffen eine große Rolle spielen, aufweist. Jede PK ist demnach dringend anwendungsspezifisch nach ihren Eigenschaften auszuwählen.

Borchard et al. (2019) bewerteten in einer umfassenden Meta-Analyse die Auswirkungen von Pflanzenkohle auf N_2O -Emissionen, NO_3^- -Auswaschung und endgültige NO_3^- -Konzentration im Boden. In dieser Meta-Analyse wurden 608 Erhebungen/Beobachtungen aus 88 *peer-reviewed* Veröffentlichungen zusammengestellt und die Effektstärke für alle Versuche bzw. Parameter berechnet. Dabei wurden sowohl die Dauer der Versuche als auch die Boden- und Landnutzungseigenschaften sowie verschiedene Klimazonen berücksichtigt. Die Gesamtverringerung der N_2O -Emissionen betrug 38 % und war unmittelbar nach der Ausbringung am größten. Im Ergebnis hatte Pflanzenkohle den stärksten Effekt in Reisböden (Anthrosole) und Sandböden (Arenosole). Die NO_3^- -Gehalte im Boden blieben i.d.R. unverändert, während die NO_3^- -Auswaschung durch PK jedoch um 13 % reduziert wurde. Dabei trat laut Borchard et al. (2019) bei einer längeren Versuchszeit (> 30 d) eine stärkere Reduzierung der Auswaschung (> 26 %) auf. Hinsichtlich des Parameters Landnutzung zeigte PK vor allem im Acker- und Gartenbau einen deutlichen Einfluss anhand der Reduzierung der N_2O -Emissionen und NO_3^- -Auswaschungen. Sowohl im Grünland als auch bei mehrjährigen Kulturen wurde hingegen kein Einfluss auf diese Reduzierungen festgestellt. Bei der Auswertung der Bodenart reduzierten sich vor allem bei sandigen und grob strukturierten Böden (z. B. Arenosolen/Sandböden) die N_2O -Emissionen und NO_3^- -Auswaschungen deutlich, wodurch sich zum einen die N-Verluste der Böden vermindern und zum anderen die Stickstoff-Effizienz verbessern ließen, was wiederum zur Abschwächung des Klimawandels beitragen kann (Borchard et al., 2019).

Neben Stickstoff ist vor allem Phosphor ein essentieller Nährstoff für Pflanzen. Auch Phosphor in Böden kann durch die Anwendung von Pflanzenkohle in seiner Verfügbarkeit und seinem Auswaschungsverhalten beeinflusst werden, wenngleich hierzu im Vergleich zum Stickstoff weitaus weniger Studien und Daten vorliegen. In einem Review identifizierten und analysierten Yang et al. (2020) die bekannten und potenziellen Mechanismen, welche das Verhalten von P im Boden durch die Anwendung von Pflanzenkohle beeinflusst. Zum einen kann aus

Klärschlamm und Mist hergestellte Pflanzenkohle als langsam freisetzender P-Dünger wirken, da die PK selbst lösliches und leicht verfügbares P in den Boden freisetzt. Zum anderen kann PK die Verfügbarkeit von dem bereits im Boden befindlichen Phosphor durch Komplexbildung beeinflussen. Der für die vorliegende Dissertation wichtigste Aspekt ist jedoch, dass PK durch elektrostatische Anziehung von den positiv geladenen Stellen auf ihrer Oberfläche und durch den sog. *pore-filling*-Mechanismus Phosphor adsorbieren kann. Darüber hinaus kann die AAK/AEC der PK erhöht werden und Fe/Al/Ca/Mg-Ionen der Pflanzenkohle Phosphor durch Ausfällung oder Kationenbrücken binden. In Kombination mit einer Erhöhung des Wasserhaltevermögens des Bodens kann somit eine P-Aufnahme durch Pflanzen um bis zu 76 % gesteigert werden, was letztendlich in Summe die P-Auswaschung reduziert und somit zu einem effizienteren Düngemiteleinsetz in der Landwirtschaft und zu einer Reduzierung der Gefahr der Eutrophierung von Gewässern beiträgt (Yang et al., 2020).

Der Makronährstoff Phosphor stand auch im Mittelpunkt einer Studie von Lv et al. (2021). In Säulenperkolationsversuchen wurde der Einfluss von drei verschiedenen Pflanzenkohlen aus Kiefernholz, Maisstängeln und Reishülsen mit unterschiedlichen Anwendungsraten (0 %, 0,6 %, 1,2 %, 3,6 % und 6 %) auf die Auswaschung und den Transport von Phosphor aus Schwarzerden untersucht. Ein Ergebnis der Studie war, dass mit steigendem PK-Anteil die Menge an Sickerwasser absinkt, wobei die PK aus Kiefernholz am stärksten reduzierend wirkt. Des Weiteren wurde von Lv et al. (2021) festgestellt, dass hinsichtlich der Reduzierung der P-Auswaschung und der Durchführbarkeit der landwirtschaftlichen Produktion auf den Schwarzerden die optimale Zugabe von PK bei 1,2 % liegt. Dabei zeigte abermals die Pflanzenkohle aus Kiefernholz die besten Ergebnisse, gefolgt von der PK aus Maisstängel und jener aus Reishülsen. Die Auswirkungen der PK-Anwendungen auf die Verringerung der vertikalen Verlagerung von Phosphor waren wie folgt: Kiefer-PK > Mais-Stängel-PK > Reishülsen-PK und 1,2 % > 0,6 % > 3,6 % > 6 % Lv et al. (2021). Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass eine geeignete Pflanzenkohle die vertikale Verlagerung von Phosphor wirksam reduzieren und die Auswaschungsverluste aus Schwarzerden signifikant verringern kann.

Dass die Zugabe von Pflanzenkohle jedoch durchaus auch gegensätzliche Auswirkungen auf die Nährstoffauswaschung haben kann, zeigen Nguyen et al. (2020), die sowohl sandige als auch lehmige, für den Reisanbau genutzte Böden mit verschiedenen Anteilen an zwei Pflanzenkohlen aus Reisstroh und Reishülsen versetzten. So kam es laut den Autor:innen zu gegensätzlichen Effekten (reduzierter/erhöhte Nährstofffreisetzung) innerhalb einer Bodenart, welche bei dem sandigen Boden stärker ausgeprägt waren als beim lehmigen. Die Zugabe von Pflanzenkohle führte beim sandigen Boden zu einer signifikanten Verringerung der Ca-Auswaschung (38 %), gleichzeitig jedoch zu einer Erhöhung der Auswaschung von Na (92 %), K (292 %) und P (411 %) im Vergleich zur Kontrolle (Boden ohne PK-Zugabe). Der lehmige Boden zeigte hingegen keinerlei Effekte der PK auf die Auswaschung von Na, K und P (Nguyen et al., 2020). Auch wurde keine signifikante Auswirkung auf die NO₃⁻-Auswaschung festgestellt, weder bei dem sandigen noch bei dem lehmigen Boden. Aufgrund des pH-Wert-Effektes der basischen Pflanzenkohle (Kalkungseffekt) sowie der Adsorptionskapazität der PK verringerte sich die Auswaschung von Al, Fe, Mn, Ca und NH₄⁺ erheblich. Da Pflanzenkohle

selbst gewisse Gehalte an Na, K und vor allem P mitbringt, könnte dies zur Erklärung der erhöhten Freisetzung dieser Nährstoffe beitragen. Dennoch waren in dieser Studie auf Böden mit Reisanbau die Auswirkungen auf die Reduzierung bzw. Erhöhung der Nährstoffauswaschung im Sandboden ausgeprägter als im Lehmboden. So könnte laut Nguyen et al. (2020) die Zugabe von Pflanzenkohle die Auswaschung einiger Nährstoffe verringern und die Auswaschung einiger anderer Nährstoffe erhöhen, wobei im Falle von Böden mit Reisanbau (*paddy soils*) die Nährstoffauswaschung signifikant von der Bodentextur abhängig war.

Die Auswaschung von Nährstoffen und organischem Kohlenstoff aus landwirtschaftlich genutzten Böden kann die Bodenstabilität z. B. durch Erosion und auch die Gewässerqualität z. B. durch Eutrophierung immens verschlechtern. Pflanzenkohle kann dem effektiv entgegenwirken. Zur Bewertung des Effekts von Pflanzenkohle auf die Nährstoffbindung und -auswaschung sowie des Verlustes an C_{org} führten Kuo et al. (2020) ein 42-tägiges Säulenperkolationsexperiment durch. Dazu wurden einem sandig-lehmigen Ackerboden inkl. NPK-Dünger jeweils 2 % zweier Pflanzenkohlen, welche aus Sägespänen von Mahagoniholz bei 300 °C und 600 °C hergestellt wurden, zugemischt. Die Pflanzenkohlen erhöhten den pH-Wert und die Gehalte an C_{org} , Ammonium und Nitrat sowie den verfügbaren Phosphor (nicht jedoch Kalium) in den Böden, jedoch verringerten sich das Gesamtvolumen des Sickerwassers und die ausgewaschenen Mengen an DOC, anorganischem N, P und K, erheblich. Die bei 300 °C hergestellte PK reduzierte am effektivsten die Auswaschung von NH_4^+ und K um 30 %, wohingegen die 600 °C-PK Phosphor um 68 % am deutlichsten reduzierte. Kuo et al. (2020) vermuten hinter dem unterschiedlichen Verhalten der PKs die aufgrund der ungleichen Pyrolysetemperatur ausgebildeten Eigenschaften, vor allem aber die unterschiedliche Oberflächenladung. Beide Pflanzenkohlen zeigten einen erhöhten Wasser- und Nährstoffrückhalt im Boden, was zu einer erhöhten Nährstoffaufnahme durch Pflanzenwurzeln führte und damit das Risiko der Auswaschung in Flüsse oder Grundwasserreservoirs verringerte.

Neben der Aktivierung von Pflanzenkohle mittels Co-Kompostierung oder dem Aufladen mit Nähstofflösungen hat sich laut einer Studie von Huang et al. (2021) das gemeinsame Ausbringen von PK und chemischen Düngemitteln oder Gesteinsmehl als vorteilhaft zur Verbesserung der Bodenqualität und des Pflanzenwachstums erwiesen, wobei die Auswirkungen auf die Nährstoffauswaschung wenig erforscht sind. Huang et al. (2021) beaufschlagten einen sandigen Boden aus West-Australien mit Pflanzenkohle aus Weizenstroh sowie chemischen Dünger und auch Gesteinsmehl. Die Zumischung beider Dünger zeigten in Kombination mit der PK eine vergleichbare Auswaschung von Ammonium (Gesteinsmehl reduzierte NH_4^+ leicht), wohingegen die Auswaschung von Nitrat lediglich von der Kombination PK und chemischer Dünger reduziert wurde. Das Gesteinsmehl beeinflusste die NO_3^- -Auswaschung nicht. Phosphor und Kalium zeigten mit und ohne PK-Zugabe erhöhte Freisetzungen, mit PK stieg jedoch die P- und K-Aufnahme der Pflanzen an, was sich ebenfalls im Sprosswachstum zeigte. Huang et al. (2021) schlussfolgerten, dass eine sinnvolle Kombination von Pflanzenkohle und Düngemitteltyp die Nährstoffspeicherung erhöhen und das Pflanzenwachstum verbessern kann. Dazu sollten jedoch die Sorptionseigenschaften der

PK für Nährstoffe vor der Anwendung im Boden bekannt sein.

Dass Pflanzenkohle das Potenzial zur Reduzierung von Nährstoffauswaschung und Erhöhung der Nährstoffretention aus bzw. in landwirtschaftlichen Systemen hat, stellen auch Alkharabsheh et al. (2021) in ihrem Review-Artikel über die Auswirkungen von PK auf die Bodenqualität und -fruchtbarkeit, die Nährstoffauswaschung und die Pflanzenproduktivität klar heraus. Pflanzenkohle kann u.a. durch die Erhöhung der Adsorptionskapazität, des C-Gehaltes, der Wasseraufnahmekapazität sowie der mikrobiellen Aktivität im Boden die Nährstoffauswaschung aus landwirtschaftlichen Böden erheblich reduzieren. Es werden mit der Zugabe von PK verringerte NO_3^- - und NH_4^+ -Auswaschungen beobachtet und damit einhergehend eine Steigerung der Retention von Nährstoffen und organischen Molekülen in Böden. Entscheidend dafür sind die Eigenschaften von PK, wie z. B. eine große spezifische Oberfläche, Porosität, Rohdichte, KAK, pH-Wert und Elementzusammensetzung, welche wiederum sehr stark von dem jeweiligen Ausgangsmaterial der PK abhängen. Kohlen aus typischen Ausgangsstoffen, z. B. holziger Biomasse (Wald- und Ernterückstände), aber auch aus anderen Materialien wie Algen, Gülle sowie kommunalen und industriellen Klärschlämmen, verhalten sich bedingt durch ihre Eigenschaften durchaus unterschiedlich und beeinflussen den Nährstoffrückhalt bzw. -auswaschung sehr spezifisch. Alkharabsheh et al. (2021) benennen dahingehend Forschungsdesiderate, vor allem in Bezug auf die Kombination der Effekte von großflächigem und langfristigem Einsatz von PK auf die Nährstoffdynamik und Bodenmikrobiologie sowie THG-Emissionen in landwirtschaftlichen Systemen in Hinblick auf den Klimawandel.

Ein relativ neues Forschungsfeld entwickelt sich aktuell aus der Dringlichkeit im Bereich PK-basierter Düngemittel nährstoffeffizientere Produkte zu kreieren. Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen führt die Anwendung von chemischen Düngemitteln oft zu großen Nährstoffverlusten aufgrund zu schneller Auswaschung/Freisetzung, Oberflächenabfluss und Verdunstung und damit einhergehend zu einer verringerten Nutzungseffizienz von ausgebrachten Nährstoffen, was wiederum zu einem Anstieg der Düngerausgaben und Umweltschäden sowie zu einem Rückgang der Ernteerträge führt (Chen et al., 2023). Pflanzenkohle kann jedoch als Trägermaterial/-matrix dienen, um die Aufnahme von Nährstoffen sowie die Effizienz des Düngereinsatzes zu verbessern. So kann Pflanzenkohle mit verschiedenen Vor- und Nachbehandlungstechniken, wie z. B. Co-Pyrolyse mit Gesteinsmehl, Mischgranulierung mit anderen nährstoffreichen Materialien oder Beschichtung (*Coating*) der PK mit Urea und einem wasserbasiertem Co-Polymer versehen werden. Diese sogenannten BSRFs (*Biochar-Based Slow-Release Fertilizers*) sind PK-basierte Düngemittel, welche die beinhalteten Nährstoffe langsam freigeben und der Pflanze bedarfsgerecht zur Verfügung stellen. BSRFs können über eine Steigerung der Nährstoffaufnahmeeffizienz hinaus zur C-Speicherung in Böden beitragen. Zurzeit befinden sich die noch kostenintensiven BSRFs in der Erforschung (Laborstadium), könnten aber durch Standardisierung und Erhöhung der Umweltfreundlichkeit eine nachhaltige Möglichkeit darstellen, als pflanzenkohlebasierte Langzeitdünger die Auswaschung von Nährstoffen im Vergleich zu herkömmlichen Düngemitteln erheblich zu reduzieren und somit die Umwelt zu entlasten.

Pflanzkohle kann eine effektive Möglichkeit darstellen, um Nährstoffe in Komposten, Böden und anderen Substraten zurückzuhalten und somit gegen eine schnelle Auswaschung in Richtung Grundwasser zu schützen. Gegenwärtig gibt es relativ wenige Studien, die sich mit dem Freisetzungverhalten von Nährstoffen aus PK-basierten Produkten, wie z.B. Komposte mit Co-kompostierter PK, beschäftigen. Ein Großteil der publizierten Daten bezieht sich auf Versuche, in welchen oft nur pure PK in die Böden ausgebracht wurde, oder PK den Substraten im Nachhinein zugegeben wurde. Darüber hinaus wurden nur marginal Untersuchungen sowohl im Labor- als auch im Feld mit ähnlichen PK-basierten Materialien durchgeführt. Es bestehen zudem kaum Erkenntnisse über Langzeit-Elutionsversuche im Labor- oder Feldmaßstab, wie z.B. Säulenperkolationsversuche über mehrere Tage bzw. Lysimeter im Freiland. An diese Punkte wird die vorliegende Dissertation anknüpfen und ihren Beitrag zur Schließung der o.g. Forschungsdesiderate leisten.

Tabelle 2.2: Effekt von Pflanzenkohle auf die Auswaschung von Nährstoffen

Eigenschaften der Pflanzenkohle/Biokohle	Eigenschaften des Bodens/Substrates	Art des Experimentes/Studie	Nährstoff	Effekt von PK auf Auswaschung	Quelle/Referenz
Weizenstroh (550 °C)	sandiger Boden; West-Australien	Säulenperkulationsversuche; Topfversuche (Pflanzenwachstum); Zugabe von chemischem Dünger und Gesteinsmehl	NO ₃ , NH ₄ , P, K	Kombination aus PK und Dünger reduziert NO ₃ - und NH ₄ -Auswaschung (abhängig vom Düngertyp); Erhöhung der P- und K-Auswaschung und P- und K-Aufnahme in Pflanzen bei PK-Zugabe	Huang et al., 2021
3 Kohlen aus Kiefernholz, Reishülsen, Maisstängel (350-550 °C)	Schwarzerde (black soil); China	Säulenperkulationsversuche	P	Die Anwendung von 1,2 % PK aus Kiefernholz zeigte die besten Ergebnisse hinsichtlich Reduzierung der P-Auswaschung und vertikaler Verlagerung von P im Bodenprofil	Lv et al., 2021
2 Kohlen aus Mahagoniholz (300°C und 600 °C)	sandig-lehmiger Ackerboden; Taiwan	Säulenperkulationsversuche	NO ₃ , NH ₄ , P, K	beide PK reduzieren die Menge an Sickerwasser und Nährstoff-/Corg-Auswaschung; 300 °C-PK reduziert NH ₄ ⁺ -N und K um 30 %, 600 °C-PK Phosphor um 68 %	Kuo et al., 2020
2 Kohlen aus Reisstroh und Reishülsen (beide bei 400-450 °C produziert)	2 Reisanbauböden (paddy soils): Lehmiger Boden (Dystric Fluvisol) und sandiger Boden (Haplic Acrisol); Vietnam	Säulenperkulationsversuche (Simulation Reisanbau mit Überflutung der Böden)	Ca, Na, K, P, NO ₃ -N, NH ₄ -N, Al, Mg, Mn, Fe	Nährstoffauswaschung ist signifikant von der Bodentextur abhängig. Reduzierung der Ca/Al/Fe/Mn und NH ₄ -Auswaschung. Erhöhung der Na/K/P-Auswaschung. Kein Effekt auf NO ₃ -Auswaschung. Sandiger Boden zeigt ausgeprägteres Verhalten des gegensätzlichen Effektes der Reduzierung/Erhöhung der Nährstoffauswaschungen als der Lehmboden.	Nguyen et al., 2020
diverse Pflanzenkohlen unterschiedlicher Herstellungstemperatur	diverse Böden	Review	P	Die P-Auswaschung aus dem Boden kann durch den Einsatz von PK verringert werden. Die Verfügbarkeit von endogenem P im Boden sowie die P-Aufnahme von Pflanzen wird durch die Ausbringung von PK verbessert. Der Transport von partikulärem P in	Yang et al., 2020

				mit PK angereicherten Böden muss noch erforscht werden.	
diverse Pflanzenkohlen unterschiedlicher Herstellungstemperatur	diverse Böden	Meta-Analyse	NO ₃ ; (N ₂ O)	120 Beobachtungen für NO ₃ -Auswaschung; 146 Datensätze für NO ₃ -Gehalte im Boden; 435 Beobachtungen für kumulative N ₂ O-Emissionen; Gesamtreduzierung NO ₃ -Auswaschung: 13 %; Gesamtverringerng N ₂ O-Emissionen: 38 %	Borchard et al., 2019
Maisstroh (500 °C)	Pflughorizont landwirtschaftlicher Boden (kalkhaltig); China	Säulenperkolationsversuche	NO ₃ und NH ₄	90 % des ausgewaschenem N war NO ₃ ; 2 %, 4 % und 8 % PK (w/w) reduzierte die kumulative Menge des ausgewaschenen N _t um 18,8 %, 19,5 % bzw. 20,2 % signifikant gegenüber der Kontrolle ohne PK	Xu et al., 2016
Holz hackschnitzel (80 % Nadelholz, 20 % Laubholz); 700 °C (HTT: 850 °C) PK co-kompostiert und pur	nährstoffarmer sandiger Boden (Mix aus sandigem Lehm, Sand (0-2 mm) und Quarzkies (2-8 mm) im Verhältnis 30:50:20 %); Deutschland	Topfversuche (Wachstumsstudie)	NO ₃ (hauptsächlich)	co-kompostierte PK: Biomasseertrag stieg auf 305 % gegenüber der Kontrolle. Es wurde 162-fach mehr NO ₃ gespeichert als in purer PK. <u>pure PK</u> : Reduzierung der NO ₃ -Auswaschung um 58 und 70 % gegenüber den Kontrollen mit bzw. ohne Kompost.	Kammann et al., 2015
100 % Waldrestholz (Douglasie) bei ca. 650 °C	Mix aus Sand mit Kompost, PK, co-kompostierter PK; USA	Säulenperkolationsversuch (ungesättigt)	N, P, C _{org}	PK und co-kompostierte PK zeigen keinen signifikanten Effekt auf die N-, P-, C _{org} -Freisetzungen gegenüber purer Kompostanwendung	Iqbal et al., 2015
Maisstroh (600°C)	Schluffig-lehmiger landwirtschaftlicher Boden; USA	Feldversuch (4 Jahre), Lysimeterversuch	N	keine signifikanten Unterschiede zwischen PK und Kontrolle bei 50 % der empfohlenen N-Düngung. Reduzierung der N-Auswaschung um 82 % bei 100 % der empfohlenen N-Düngung Erhöhung der N-Retention im Oberboden um 140 %	Guerena et al., 2013
Obstbaumschnitt (Pfirsich/Weinreben; 500 °C)	schluffig-toniger und kalkreiche Lehmboden (Haplic Calcisol); Italien	Feldversuch, On-Site Lysimeterversuch	NO ₃ ; NH ₄	Kein PK-Einfluss auf NO ₃ -/NH ₄ -Auswaschung nach 4 Monaten; Reduzierung der NO ₃ -Auswaschung um 75 % nach 13 Monaten	Ventura et al., 2013

Buchenholz (475 °C); mit/ohne Dampfaktivierung (900- 1000 °C)	Sandiger und schluffiger Boden; Deutschland	Topfversuch	N, P	Nicht aktivierte PK: in den Sandboden verstärkte NO ₃ -Auswaschung von 41 %, im schluffigen Boden reduzierte NO ₃ -Auswaschung von 17 %, P immobilisiert Aktivierte PK: Reduzierungen der Nitrat- und Phosphat-Auswaschung im um 5 % bzw. 14 %; Sandboden dennoch NO ₃ -Verluste	Borchard et al., 2012
Jarrah-Holz (<i>Eucalyptus marginata</i>); 600 °C	grobkörniger landwirtschaftlicher Boden; West-Australien	Topfversuch	NH ₄ , NO ₃ , DON	Signifikante Reduzierung der NH ₄ ⁺ - und NO ₃ -Auswaschung um 20 % bzw. 25 % durch PK und Ton; PK verringerte die NO ₃ -Auswaschung stärker als Ton; DON-Auswaschung blieb unbeeinflusst; Ausbringungsmethode (flächig, eingemischt) zeigte kein Effekt auf N- Auswaschung	Dempster et al., 2012
Rutenhirse (250 °C)	kalkreiche Aridisole (grob-lehmig und grob-schluffig); USA	Topfversuch	Ca, K, Mg, P, Cu und NO ₃ -N	<u>grob-lehmiger Boden</u> : Reduzierung des kumulativen Austrags von Ca, Mg und NO ₃ um 27, 27 und 88 %. 47 % Anstieg der K-Konzentration im Sickerwasser. Kein Effekt auf P- Austrag. <u>grob-schluffiger Boden</u> : Reduzierung des kumulativen Austrags von Ca, Mg und NO ₃ um 32, 28 und 72 %. Kein Effekt auf den K- und P-Austrag.	Ippolito et al., 2012
Rutenhirse (500 °C)	kalkreiche Aridisole (grob-lehmig und grob-schluffig); USA	Topfversuche	Ca, K, Mg, P, Cu und NO ₃ -N	<u>grob-lehmiger Boden</u> : Reduzierung des kumulativen Austrags von NO ₃ um 67 %. 267 % und 172 % Anstieg der K- und P-Konzentration im Sickerwasser. Kein Effekt auf Ca- und Mg-Austrag. <u>grob-schluffiger Boden</u> : Reduzierung des kumulativen Austrags von NO ₃ um 37 %. Anstieg des Mg-, K- und P- Austrages um 10, 11 und 152 %.	Ippolito et al., 2012

Bagasse v. Zuckerrohr (800 °C)	Kalkreicher Tonboden (Lehmboden); Japan	Schüttelversuche, Säulenperkolationsversuche	NO ₃	Reduzierung der NO ₃ Auswaschung um 5 %	Kameyama et al., 2012
Lokale holzige Biomasse (500-700 °C)	Typic Haplustox Tonboden; Kolumbien	Feldversuch	Ca, Mg, K, NO ₃ ; Sr; NH ₄ ; P	Effekt der PK auf Auswaschung variiert mit zunehmender Bodentiefe. In einer Tiefe von 1,2 m wurde die Auswaschung von Ca, Mg, K, NO ₃ und Sr um 14, 22, 31, 2 bzw. 14 % reduziert; indifferent Verhalten von P	Major et al., 2012
2 Kohlen (Erdnussschalen, Brasilianisches Pfefferholz) (600 °C)	sandiger Boden; USA	Säulenperkolationsversuche	NO ₃ ; NH ₄ ; P	Im Vergleich zu den Säulen ohne PK setzten die mit PH600 und BP600 angereicherten Bodensäulen nach 6 Tagen etwa 34,3 % bzw. 34,0 % weniger Gesamtnitrat und 14,4 % bzw. 34,7 % weniger Ammonium frei. Die Wirkung der beiden PK auf die P-Auswaschung war unterschiedlich. BP600 verringerte die Gesamtmenge an Phosphat in den Sickerwässern um etwa 20,6 %, während PH600 die Menge an Phosphat, die aus den Bodensäulen ausgewaschen wurde, um etwa 39,1 % erhöhte.	Yao et al., 2012
Bambus (600 °C)	sandiger Schluff; China	Säulenperkolationsversuche	NH ₄ ⁺	Reduzierung der NH ₄ ⁺ -Freisetzung um 15 % aus den oberen 10-20 cm	Ding et al., 2010
gemischtes Laubholz [hauptsächlich Eiche (Quercus spp.) und Hickory (Carya spp.)] und langsame Pyrolyse; (Temp.: k.A.)	<i>Clarion (fine-loamy, mixed, superactive, mesic Typic Hapludolls)</i> ; landwirtschaftlicher Boden+ Schweinegülle; USA	Säulenperkolationsversuche	N, P	Reduzierung der N- und P-Freisetzung um 11 % bzw. 69 %	Laird et al., 2010
holzige Biomasse; (Temp.: k.A.)	<i>Fimic Anthrosol</i> und <i>Xanthic Ferralsol</i> ; Brasilien	Topfversuche; Lysimeter	N, P, K, Mg, Ca	Die Auslaugung des ausgebrachten Stickstoffdüngers wurde durch die Holzkohle deutlich verringert, und die Auslaugung von Ca und Mg wurde verzögert. Sowohl im Ferralsol mit Holzkohlezusatz als auch im Anthrosol war die	Lehmann et al., 2003

				Nährstoffverfügbarkeit mit Ausnahme von N erhöht, während die Nährstoffauswaschung vergleichsweise gering war. Die Zugabe von Holzkohle erhöhte Auslaugung von K, aber nicht von Ca und Mg.	
--	--	--	--	---	--

2.2.3 Einfluss von Pflanzenkohle auf die Auswaschung von anorganischen und organischen Schadstoffen

Neben der Verwendung in Landwirtschaft und Gartenbau kam Pflanzenkohle sukzessive in den Blickpunkt der Anwendung auf kontaminierte Böden, da Pflanzenkohle kohlenstoffreich ist, über ein hohes Sorptionsvermögen verfügt und i.d.R. keine zusätzliche Schadstoffanreicherung zu erwarten ist. Ebenso ist aufgrund der Abbaustabilität der PK mit einer weniger häufigen Ausbringung im Vergleich zu Kompost oder Klärschlamm für die Erreichung positiver Effekte auf die Bodenqualität zu rechnen.

Aufgrund ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften ist Pflanzenkohle in der Lage nicht nur mit Wasser und Nährstoffen, sondern auch mit anorganischen und organischen Schadstoffen zu interagieren und deren Freisetzung zu beeinflussen. Organik-reiche Materialien, wie z. B. Kompost oder auch Pflanzenkohle, neigen dazu organische Schadstoffe zu binden. Zudem können Schwermetalle an der äußeren Oberfläche und den inneren Poren von PK adsorbieren (Alkharabsheh et al., 2021) und sind so gegen Auswaschung geschützt.

Im Folgenden wird, wie bereits für die Nährstoffe (vgl. Kap. 2.2.2) geschehen, ein weitestgehend chronologischer Überblick über die wichtigsten Studien, Reviews und Meta-Analysen zum Thema Pflanzenkohle und Schadstoffauswaschung gegeben. Am Ende dieses Unterkapitels fasst die Tabelle 2.3 die in den Studien beobachteten Effekte der Zugabe von Pflanzenkohle übersichtlich zusammen.

Beesley et al. (2010) untersuchten die Mobilität und Bioverfügbarkeit von As, Cd, Cu, Zn und PAK in einem mit Pflanzenkohle (Hartholz) und Grünschnittkompost beaufschlagten kontaminierten Sedimentboden in Großbritannien. In einem über eine Zeitdauer von 60 Tagen durchgeführten Topfversuch im Freiland stiegen die Konzentrationen von As und Cu im Porenwasser sowohl bei der PK- als auch der Kompostzugabe um mehr als das 30-fache an. Als Erklärung dafür nennen Beesley et al. (2010) den starken Anstieg des DOC (Cu folgt Trend des DOC im Porenwasser) und des pH-Wertes. Die Konzentrationen an Cd und Zn, und damit einhergehend die phytotoxische Wirkung, nahmen hingegen deutlich ab. Am effektivsten reduzierte hierbei die Variante mit Pflanzenkohle (10-fache Abnahme der Cd-Konzentration), wahrscheinlich durch die Steigerung des pH-Wertes (Cd und Zn sind im Allgemeinen bei einem pH-Wert von > 7 relativ unlöslich). Hinsichtlich des Effektes von PAK und Kompost auf die PAK-Konzentrationen zeigte sich eine deutliche Verringerung der PAK (Gesamtgehalt und bioverfügbarer Anteil) im Porenwasser durch die Anwendung von PK. Die Autor:innen stellten hier vor allem die Reduzierung der schwereren, toxikologisch relevanten PAK um 50 % heraus. Die Ergebnisse von Beesley et al. (2010) unterstrichen schon zu Beginn der PK-Forschung das Potenzial von Pflanzenkohle für die Sanierung von mit anorganischen und organischen Schadstoffen kontaminierten Böden.

Ein Jahr später veröffentlichten Beesley & Marmiroli (2011) Ergebnisse von Säulenperkolationsversuchen und anschließender Rasterelektronenmikroskop-Analyse, die an den o.g. Topfversuchen anknüpften und den Effekt von Pflanzenkohle auf die Auswaschung von As, Cd und Zn aus einem mit mehreren Elementen kontaminierten Sedimentboden untersuchten. Die Anwendung von PK führte zu einer 300-fachen

Reduzierung der Cd-Konzentrationen im Sickerwasser, bei Zn zu einer 45-fachen Verringerung. Durch Sorption an der PK-Oberfläche (mittels REM nachgewiesen) wurde Cd, Zn und im geringeren Maße auch As gebunden, dies konnte auch eine anschließende Elution mit Wasser (pH=5,5) nicht rückgängig machen. Der Rückhalt oder die Immobilisierung dieser Schadstoffe war demnach nicht sofort reversibel und die Mobilität, vor allem von Cd, konnte effektiv verringert werden Beesley & Marmiroli (2011).

Beesley et al. (2011) geben in ihrem Review über die mögliche Rolle von Pflanzenkohle bei der Sanierung, Begrünung und Wiederherstellung kontaminierter Böden auch einen Überblick über die bis 2011 vorhandenen Studien zum Effekt von PK auf die Auswaschung anorganischer und organischer Kontaminanten. So haben beispielweise Uchimiya et al. (2010) beobachtet, dass unabhängig vom Inputmaterial Biomasse und den Pyrolysebedingungen die Zugabe von Pflanzenkohle die Cu-Konzentrationen im Sickerwasser am deutlichsten reduzierte, wohingegen die als Vergleich verwendete Aktivkohle eher Ni und Cd am stärksten immobilisierte.

Von ähnlichen Ergebnissen hinsichtlich der Wirkung von PK aus Laubholz auf die Cu-Auswaschung berichten Karami et al. (2011). Ein stark kontaminierter Boden (Cu: 600 mg/kg; Pb: 21.000 mg/kg) aus einer ehemaligen Kupfermine in Großbritannien wurde in bepflanzten Topfversuchen (4 Monate Laufzeit, 3 Probenahmen) im Gewächshaus mit Grünschnittkompost und Pflanzenkohle aus Laubholz beaufschlagt. Auch in dieser Studie zeigte PK von allen Zuschlagstoffen die stärkste Reduzierung (69 %) der Cu-Konzentrationen im Bodenporenwasser gegenüber der unbehandelten Kontrolle. Kompost und PK zusammen verringerten die Cu-Konzentrationen um 63 %, Kompost allein dagegen nur um 57 %. Beim Schwermetall Pb erzielte die Anwendung von purem Kompost die größte Wirkung (97 % Reduzierung der Konzentration im Porenwasser) im Vergleich zum unbehandelten Boden. Die Kombination von Kompost und PK zeigte mit 96 % jedoch eine vergleichbare Verringerung der Pb-Konzentration, wohingegen pure PK die Pb-Konzentration auf < 50 % reduzierte.

Fellet et al. (2011) untersuchten den Effekt von Pflanzenkohle auf die Verbesserung der Eigenschaften von mit Schwermetallen verunreinigten Abraumhalden im Nordosten Italiens hinsichtlich einer Phytostabilisierung. Die mit einem Anteil von bis zu 10 % eingebrachte PK führte zu einer Erhöhung des pH-Wertes, der WHK und der KAK sowie zu einer Verringerung der bioverfügbaren Gehalte von Cd, Pb und Zn. Des Weiteren zeigten Schüttelversuche zur Untersuchung der Auswaschung der Schwermetalle eine Reduzierung der auswaschbaren Gehalte von Cd, Cr und Pb bei der Variante mit dem höchsten PK-Anteil. Die Anwendung von Pflanzenkohle könnte somit laut Fellet et al. (2011) einen Phytostabilisierungsprozess bei Abraumhalten unterstützen.

Auch Bashir et al. (2019) berichten von einer reduzierenden Wirkung von PK auf die Löslichkeit und Auswaschung von Cd aus einem kontaminierten Boden. Neben Pflanzenkohle aus Reisstroh wurden auch Zeolith sowie Stahlschlacke einem landwirtschaftlich genutzten Boden (Reisanbau) zugemischt und in einem 50-Tage dauernden Säulenperkolationsversuch untersucht. Die Cd-Konzentration im Säuleneluat reduzierte sich um 44,8 %, 30 % und 31,3 % nach der Zugabe von PK, Zeolith und Stahlschlacke mit einer Anwendungsrate von 3 % im

Vergleich zum Kontrollboden. Auch die NH_4NO_3 -extrahierbaren sowie bioverfügbaren Anteile von Cd wurden durch Pflanzenkohle am effektivsten verringert.

Die Effekte dreier verschiedener Pflanzenkohlen (Sojabohnenresten, Erdnussschalen und Kiefernadeln; bei 300 °C und 700 °C pyrolysiert) auf die Immobilisierung bzw. Reduzierung der Auswaschung von Cu, Pb und Sb aus einem Schießplatzboden sowie As, Pb, und Zn aus einem landwirtschaftlich genutzten Boden in Korea wurden von Ahmad et al. (2017) untersucht. Dabei war nach 24-stündigen Schüttelversuchen (S4, WF 10) im alkalischen Schießplatzboden die 300 °C-PK am effektivsten bei Cu und Pb hinsichtlich einer Reduzierung der Auswaschung. Erklärt wurde dies durch Oberflächenkomplexierung mit Carboxylgruppen und Fe-/Al-Mineralien der Pflanzenkohlen sowie durch Ausfällung von Metallphosphaten. Die 700 °C-PK zeigte indes bei Pb und Zn im sauren landwirtschaftlichen Boden die höchsten Reduzierungsraten durch die Ausfällung von Metallhydroxiden aufgrund des Anstieges des pH-Wertes. Des Weiteren berichten Ahmad et al. (2017), dass in beiden Böden die Anwendung von PK zu einem Anstieg der Auswaschung von As und Sb, möglicherweise durch verstärkte elektrostatische Abstoßung und die Konkurrenz mit Phosphat, führte. Für die Anwendung auf multimetallbelasteten Böden sollten die entsprechenden Pflanzenkohlen demnach individuell anhand ihrer Eigenschaften ausgewählt werden, um den optimalen Effekt zu erreichen, ohne nachteilige Auswirkungen auf das Bodenökosystem auszuüben.

Zu ähnlichen Schlussfolgerungen gelangen auch Riedel et al. (2015), nachdem sie in Säulenperkolations- und Schüttelversuchen die Wirkung von Pflanzenkohle (aus Altholz) auf die Auswaschung von Schwermetallen aus einem multielementbelasteten Auenboden in Deutschland untersuchten. Die PK reduzierte die Auswaschung von Spurenmetallen, einschließlich der Übergangsmetalle, Metalle der Seltenen Erden und Schwermetalle wie z. B. Cd und Pb. Darüber hinaus führte der Rückhalt von gelösten organischen Stoffen (DOM) im mit PK beaufschlagten Boden zu einem Rückhalt von DOM-assoziierten Elementen wie Cu, Zn und Ni. Analysen mittels Flüssigchromatographie und anschließender ICP-MS wiesen auf eine Verbindung mit UV-aktivem DOM hin. Riedel et al. (2015) schlussfolgerten, dass die verringerte Mobilität von Metallen nicht nur die Folge eines Anstieges der KAK durch die Anwendung von PK ist, sondern zumindest teilweise auf eine erhöhte Retention von metallbindender DOM zurückzuführen sei.

Rizwan et al. (2016) erklärten die von ihnen beobachteten Immobilisierungen und reduzierten Auswaschungen von Pb und Cu aus einem landwirtschaftlich genutzten Boden in China durch die Anwendung von Pflanzenkohle v.a. mit dem ansteigenden pH-Wert sowie der Zunahme der Oberflächensorption an PK und der Ausfällung von Pb und Cu mit OH^- -Ionen. Im Vergleich zur Kontrolle wurden das auswaschbare Pb und Cu durch die Anwendung von aus Rizinusblättern gewonnener Pflanzenkohle auf 29,2 - 41,4 % bzw. 5,7 - 22,8 % des unbehandelten Bodens reduziert. Auch Houben et al. (2013) kamen aufgrund verschiedener Testverfahren zur Bestimmung der Bioverfügbarkeit und Mobilität sowie Auswaschung (*pH-dependent leaching test*) zu dem Schluss, dass die Einbringung von 5 % und 10 % PK (Miscanthusstroh, 600 °C) mit einem pH >10 sowohl die Extrahierbarkeit und Bioverfügbarkeit als auch die Auswaschung von Cd, Pb und Zn aus einem sandigen Lehmboden einer benachbarten Zink- und Bleiverhüttungsanlage durch pH-Wert-Effekte verringert.

Dass neben den bereits genannten Parametern wie z. B. pH-Wert oder C-Gehalt auch die Korngröße von Pflanzenkohle einen Einfluss auf die auswaschbaren Gehalte von Schwermetallen haben kann, zeigen Fahmi et al. (2018). In ihrer Studie wurde PK aus leeren Fruchtständen der Ölpalme in 2 Korngrößenfraktionen ($< 50 \mu\text{m}$ und $> 2 \text{mm}$) aufbereitet und einem mit Cd und Pb belasteten landwirtschaftlich genutzten Boden in Säulenperkolationsversuchen (mit synthetischem Regenwasser) in Malaysia zugemischt. Die Ergebnisse zeigten, dass beide PK-Fractionen den pH-Wert, die elektr. LF sowie die KAK des Bodens erhöhten. Des Weiteren reduzierten beide PK-Fractionen die mittels synthetischen Regenwassers auswaschbaren Cd- und Pb-Mengen, wobei die PK mit der feineren Korngröße am effektivsten reduzierte. Die Anwendung von feinerer PK auf Cd- und Pb-kontaminierte Böden kann somit zu einer stärkeren Immobilisierung der genannten Schwermetalle beitragen.

Puga et al. (2016) haben Versuche zum Effekt von Pflanzenkohle auf die Verminderung der Bodenversauerung und Reduzierung der Mobilität von Cd, Pb und Zn in Bergbauböden Brasiliens vorgenommen, die besonders unter sauren Bedingungen eine Gefahr für das Grundwasser darstellen. In Säulenversuchen wurden die mit 3 Ma.-% PK (Zuckerrohrstroh, $700 \text{ }^\circ\text{C}$) versetzten Bergbauböden (teilw. mit HNO_3 angesäuert) bis zum 10-fachen Porenvolumen eluiert. In den Kontrollböden zeigte sich eine geringe Metallmobilität, welche nach der Ansäuerung der Böden stark zunahm. Durch die Verwendung von PK reduzierten sich die Konzentrationen im Eluat laut Puga et al. (2016) wie folgt: Cd (57 - 73 %), Pb (45 - 55 %) und Zn (46 %). Dabei war laut Autorenschaft die Sorption der Metalle an der PK und nicht der pH-Wert des Bodens der kontrollierende Faktor. Die aus Zuckerrohrstroh hergestellte Pflanzenkohle führte zu einer Verringerung der Mobilität von Cd, Pb und Zn in den kontaminierten Bergbauböden, insbesondere nach Ansäuerung der Böden.

Eine Reduzierung der Auswaschung von Ni und Zn konnten Shen et al. (2016) durch die langfristige Anwendung von PK aus Laubholz in einem mit Schwermetallen belasteten Boden eines Industriegeländes in Großbritanniens nachweisen. Drei Jahre nach der Ausbringung von PK wurde mittels Schüttelversuchen eine Verringerung der Auswaschung von Ni (von 0,35 % auf 0,12-0,15 %) und Zn (von 0,12 % auf 0,01 %) in den Parzellen mit PK im Vergleich zu jenen ohne PK festgestellt. Als Grund nennen sie eine Erhöhung der kompetitiven Sorption und die daraus resultierende verringerte Mobilität. Die Keimung von Gras auf den Versuchspartellen hatte keinen Erfolg. Jedoch zeigten im Nachgang angelegte Topfversuche, dass größere Mengen an PK ($> 5 \%$) und Kompost ($> 5 \%$) für den Erfolg der Begrünung an diesem Standort erforderlich sind. Nichtsdestotrotz hat laut Shen et al. (2016) die PK das Potenzial, Schwermetalle in kontaminierten Gebieten langfristig zu immobilisieren.

O'Connor et al. (2018) bewerteten in ihrem bereits im Kap. 2.1.4.3 erwähnten Review die ersten wenigen veröffentlichten Studien über die In-situ-Anwendung von Pflanzenkohle im Feldmaßstab bei Bodensanierungen. Von den 29 Veröffentlichungen beschäftigten sich 19 Studien mit der Auswaschung von Schadstoffen aus belasteten Böden. Die Ergebnisse des Reviews deuten darauf hin, dass der Einsatz von PK die Bioverfügbarkeit sowie die Auswaschung von Schadstoffen verringern kann. Da Cd in den einbezogenen Veröffentlichungen der am häufigsten vorkommende Schadstoff war, wurde nur dieser Schadstoff statistisch ausgewertet. Pflanzenkohlen aus Reisstroh und Weizenstroh

verringerten am effektivsten die Schadstoffauswaschung, mit zunehmender PK-Menge nahm zudem das Auswaschungspotenzial deutlich ab. Des Weiteren zeigte die Pearson-Korrelationsanalyse, dass der Anstieg des pH-Wertes im Boden durch die Zugabe von PK direkt mit einer Reduzierung des Cd-Auswaschungspotenzials korreliert. Die Wissenschaftler:innen der Studie geben jedoch zu bedenken, dass die Wirksamkeit der PK mit der Zeit aufgrund der Auslaugung von Alkalinität und einer damit verbundenen Senkung des pH-Werts im Boden abnehmen kann.

Wang et al. (2021) griffen diesen Aspekt einer abgeschwächten Wirkung der PK hinsichtlich Schwermetall-Immobilisierung und -Rückhalt durch Änderungen der abiotischen (pH-Wert, Redoxpotenzial, DOM etc.) und biotischen (Pflanzenwurzeln, Regenwürmer, Mikroorganismen etc.) Faktoren in ihrem Review ebenfalls auf. Prinzipiell reduziert die Anwendung von PK den Autor:innen zufolge die Auswaschung von Schwermetallen, v.a. Cd, Pb und Zn sind bereits relativ gut untersucht. Jedoch könne die Auslaugung der alkalischen Mineralien die Alkalität der PK verringern und infolgedessen vermutlich die Immobilisierungsleistung der PK gegenüber Schwermetallen vermindern. Unter Feldbedingungen wirken verschiedenste Umweltfaktoren ständig auf die mit PK versetzten Böden ein und verändern somit auch erheblich die Bedingungen für den Transfer und die Freisetzung von Schwermetallen. Ein weiterer Aspekt ist laut Wang et al. (2021) die potenzielle Gefahr der Auswaschung von PK-bürtiger DOM, wodurch sich der Gehalt und die Eigenschaften der organischen Substanz im Boden erheblich verändern könnte. Die an der PK adsorbierten Schwermetalle könnten mit der Auswaschung von DOM aus der PK wieder in den Boden freigesetzt werden. Des Weiteren spielen die Eigenschaften des Niederschlagwassers, v.a. der Säuregehalt bzw. pH-Wert, eine nicht zu vernachlässigende Rolle auf die langfristige Sorptionsleistung der PK. Wang et al. (2021) wiesen außerdem darauf hin, dass auch biotische Prozesse wie Regenwurmaktivitäten zum einen die Bodenporosität und zum anderen die Verlagerung von PK-gebundenen Schwermetallen beeinflussen kann und somit die Auswaschung von Schwermetallen begünstigen könnte.

Schmidt et al. (2021) schätzen jedoch das Risiko als außerordentlich gering ein, dass durch sich ändernde Umweltbedingungen (pH-Änderungen von Böden sind eher langfristige Prozesse) die von PK adsorbierten Schwermetalle in landwirtschaftlichen Böden plötzlich wieder stark bioverfügbar und auswaschbar werden, auch wenn es auf Basis der vorliegenden wissenschaftlichen Literatur nicht komplett ausgeschlossen werden kann. Vielmehr heben Schmidt et al. (2021) die Vorteile der PK-Anwendung in landwirtschaftlichen Böden hinsichtlich der Reduzierung der Auswaschung und Bioverfügbarkeit von Schwermetallen (v.a. Cu und Zn) aus Gülle, Mist, Kompost hervor.

Neben anorganischen Schadstoffen wie Schwermetalle können auch **organische Kontaminanten** wie z. B. PAK und MKW in ihrem Freisetzungs- und Auswaschungsverhalten durch die Anwendung von PK beeinflusst werden. Bislang ist jedoch diesbezüglich der Umfang an durchgeführten Studien und publizierten Artikeln weitaus geringer als bei Schwermetallen. Im Folgenden werden wichtige Ergebnisse einschlägiger Studien zum Einfluss von PK auf das Freisetzungsverhalten von organischen Schadstoffen vorgestellt.

Durch die hohe Sorptionskapazität an der PK-Oberfläche werden anorganische und organische Schadstoffe in ihrer Bioverfügbarkeit limitiert und nicht pflanzenverfügbar gebunden (Chen, 2011; Smernik 2009), was wiederum auch deren Mobilisierung und Auswaschung aus der ungesättigten Bodenzone Richtung Grundwasser verringert (Zand & Grathwohl, 2016; Hale et al., 2012).

Zand & Grathwohl (2016) untersuchten in ihrer sehr umfangreichen Studie zum ersten Mal den Einfluss der Partikelgröße von Pflanzenkohle auf das Auswaschungsverhalten der 16 EPA-PAK aus einem mit PAK belasteten Referenzboden (< 2 mm). Dabei wurden zwei Formen von PK aus Forstholz (zerkleinert und pulverisiert) sowie eine körnige Aktivkohle mittels Säulenperkolationsverfahren miteinander verglichen. Die pulverisierte PK und die körnige Aktivkohle verringerte die Mobilisierung und Auswaschung der untersuchten PAK i.d.R. deutlich, die zerkleinerte PK hingegen mobilisierte PAK mit höherem Molekulargewicht. Des Weiteren stellten Zand & Grathwohl (2016) einen Effekt der PK-Partikelgröße bei der Mobilisierung und Freisetzung von PAK im Boden fest. Eine interessante Beobachtung ist, dass sowohl die pulverisierte PK als auch die Aktivkohle den Kolloidgehalt der Eluate erhöhte, während jedoch der Gehalt an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) reduziert wurde. Dies deutet laut den Autor:innen auf eine bedeutendere Rolle des kolloidgebundenen Transports als des DOC-assoziierten Transports von PAK bei ihrer Auswaschung aus mit PK angereicherten Böden hin, insbesondere für PAK mit höherem Molekulargewicht. Zusammenfassend zeigte sich die pulverisierte Pflanzenkohle und die körnige Aktivkohle aufgrund einer vergleichbaren positiven Leistung bei der Verringerung der PAK-Auswaschung aus dem Boden durch verbesserte Sorption von PAK-Verbindungen vorteilhaft bei der Bodensanierung. Auch Anyika et al. (2015) kommen in ihrem Review zu dem Schluss, dass PK neben anderen Effekten vor allem eine schnelle Sorption von PAK leisten kann und somit deren Aufnahme in Pflanzen sowie deren Abfluss in Oberflächengewässer und Auswaschung in das Grundwasser verringert.

Hilber et al. (2017) untersuchten 43 PK-Proben auf ihren Gesamtgehalt (0,4 bis 1987 mg/kg TS) sowie frei gelösten (d.h. bioverfügbaren) Gehalt (< 12 bis 85±11 ng/L) an 16 EPA-PAK. Die Mehrzahl der PK-Proben wies nur geringe bioverfügbare PAK-Gehalte auf, d. h. die PAK sind sehr desorptionsbeständig und somit auch als gering auswaschbar interpretierbar. Nichtsdestotrotz sind hohe Gesamtgehalte an PAK in den Pflanzenkohlen mittels einer guten Prozessführung der Pyrolyse zu vermeiden, da dennoch die Gefahr ansteigender Bioverfügbarkeit und Freisetzung besteht.

Neben PAK spielen vor allem Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) eine große Rolle in der Bodensanierung. Aufgrund der sehr geringen Datenlage gestaltet es sich bislang als äußerst schwierig, den Einfluss von PK und PK-Substraten auf das Elutionsverhalten von MKW C₁₀-C₄₀ abzuschätzen. Es gibt de facto aktuell keine Studien dazu. Klar ist, dass auch MKW, abhängig vom Gehalt, sowohl an Bodenpartikeln adsorbiert sowie zwischen Bodenpartikeln verteilt werden und als Phase vorliegen (Warrelmann et al., 2006) und somit ein kompliziertes Freisetzungsverhalten aufweisen können. Darüber hinaus kann es bei der Anwendung von PK und PK-Substraten/Komposten zu einem beschleunigten mikrobiellen Abbau kommen (Terytze et al., 2016; Haubold-Rosar et al., 2016, Terytze et al., 2016), was wiederum

Auswirkungen auf die Freisetzung der MKW nach sich ziehen kann.

Auch wenn die Betrachtung von Pestiziden nicht Gegenstand dieser Dissertation ist, sollte nicht unerwähnt bleiben, dass Pflanzenkohle neben PAK die Auswaschung auch anderer organischer Schadstoffe wie Pestizide, reduzieren kann (Cederlund et al., 2017; Jones et al., 2011; Tatarková et al., 2013). Cederlund et al. (2017) berichten von der Wirkung von PK aus Holz auf die Auswaschung der Pestizide Chlorpyrifos, Diuron, Glyphosat und 2-Methyl-4-chlorphenoxyessigsäure (MCPA). Mittels Säulenversuchen wurde die zeitabhängige Adsorption der Pestizide an die PK und an den in den Säulen verwendeten Sand bestimmt. Es zeigte sich, dass die Sorptionskinetik durch die $\log K_{ow}$ -Werte der Pestizide gesteuert wird. Glyphosat sorbierte sehr schwach an die PK, aber stark an den Sand. Am wirksamsten hinsichtlich des Rückhaltes an Pestiziden war die schichtweise Anwendung von PK und nicht die Vermischung mit dem Sand. Pflanzenkohle führte zu einer Reduzierung der Auswaschung von Diuron und MCPA (es bestand ein linearer Zusammenhang mit der Mächtigkeit der PK-Schicht), jedoch beobachteten Cederlund et al. (2017) keine Beeinflussung der Auswaschung von Chlorpyrifos und Glyphosat durch den Zusatz von PK. Bei direktem Zusetzen der Pestizide auf die PK war die Auslaugung bei allen Pestiziden gering. Die Autor:innen empfehlen aufgrund ihrer Ergebnisse, Pflanzenkohle als Adsorptionsschicht direkt auf oder nahe der Bodenoberfläche zu verwenden, um die Auswaschung von Pestiziden zu verringern. Vor allem in Gebieten, in denen Pestizide routinemäßig gehandhabt und möglicherweise verschüttet werden können, wäre diese praktikable Strategie besonders nützlich.

Die Anwendung von Pflanzenkohle auf die Auswaschung von mit Schwermetallen sowie organischen Schadstoffen belasteten Böden zeigt eine positive Wirkung. Potenziell toxische Schwermetalle können durch pH-Wert-Effekt und Sorption zurückgehalten werden, was sich wiederum positiv auf den Grundwasserschutz auswirkt. Die meisten der bislang veröffentlichten Studien beschäftigen sich vorrangig mit der Untersuchung des Sorptionsverhaltens. Ein Großteil von ihnen konzentrierten sich dabei bisher nur auf ausgewählte Metalle wie Cu, Pb und Zn. Die unterschiedlichen Verhaltensweisen der einzelnen Metalle oder Metallgruppen machen jedoch die Untersuchung eines breiteren Spektrums notwendig, um die Risiken einer Grundwasserkontamination und eines Transfers in Pflanzen und andere Organismen bewerten zu können.

Bei organischen Schadstoffen wie z. B. PAK, hat Pflanzenkohle eine reduzierende Wirkung hinsichtlich der Auswaschung, wenngleich hierzu weitaus weniger Studien vorliegen. Die Gründe für den positiven Effekt der PK liegen darin, dass vor allem durch Sorptionsprozesse die Verfügbarkeit/Bioverfügbarkeit absinkt und eine Gefahr der Verlagerung mit dem Sickerwasser in Richtung Grundwasser deutlich abnimmt. Insgesamt wurden bislang wenige Studien mit co-kompostierter Pflanzenkohle durchgeführt. Des Weiteren sind kaum Langzeitstudien wie etwa Lysimeterversuche durchgeführt worden, welche mit den im Labormaßstab anwendbaren Elutionsversuchen (Schüttel- und Säulenperkolationsstest) verglichen werden können.

Tabelle 2.3: Effekt von Pflanzenkohle auf die Auswaschung von anorganischen und organischen Schadstoffen

Eigenschaften der Pflanzenkohle/Biokohle	Eigenschaften des Bodens/Substrates	Art des Experimentes/Studie	Schadstoff	Effekt von PK auf Auswaschung	Quelle/Referenz
Laubholz (Eiche, Birke, Kirsche), (400 °C)	Sedimentboden eines Kanaldamms; UK	Topfversuch (Freiland)	As, Cd, Cu, Zn, PAK	As, Cu, DOC: Anstieg der Auswaschung Cd, Zn, PAK: Reduzierung der Auswaschung	Beesley et al. (2010)
Laubholz (Eiche, Birke, Kirsche), (400 °C)	Sedimentboden eines Kanaldamms; UK	Säulenperkolationsversuche und Rasterelektronenmikroskop	As, Cd, Zn	Cd: 300-fache Reduzierung der Konzentrationen im Eluat, Zn: 45-fache Verringerung; As: geringe Reduzierung der Auswaschung	Beesley & Marmiroli (2011)
Miscanthusstroh (600 °C)	Sandiger Lehmboden; Belgien	<i>pH-dependent leaching test</i>	Cd, Pb, Zn	hoher pH-Wert reduziert Schwermetalle mit steigender PK-Menge	Houben et al., 2013
Reste aus Obstbaumschnitt (500 °C)	Boden ehemaliger Abraumhalden; Italien	Schüttelversuche	Cd, Cr, Pb, Zn	Verringerung der bioverfügbaren Gehalte von Cd, Pb und Zn; Reduzierung der auswaschbaren Gehalte von Cd, Cr und Pb bei der Variante mit höchsten PK-Anteil	Fellet et al., 2011
Laubholz (Eiche, Esche, Platane und Birke), (Temp.: k.A.)	Kupferminenboden (stark kontaminiert); UK	Topfversuche (bepflanzt)	Cu, Pb	Reduzierung der Cu-Konzentrationen im Bodenporenwasser gegenüber der unbehandelten Kontrolle: PK (69 %) > Kompost+PK zusammen (57 %). Reduzierung Pb: purer Kompost (97 %) > Kompost+PK (96 %) > PK (< 50 %)	Karami, et al., 2011
3 Pflanzenkohlen (Sojabohnenresten, Erdnussschalen und Kiefernnadeln; (300 °C und 700 °C)	Schießplatzboden; Ackerboden; Korea	Schüttelversuche (S4, WF 10, 24 h)	As, Cu, Pb, Sb, Zn	300°C-PK am effektivsten bei Cu und Pb im alkalischen Schießplatzboden; 700°C-PK höchste Reduzierungsraten bei Pb und Zn im sauren landwirtschaftlichen Boden; Anstieg der Auswaschung von As und Sb, in beiden Böden mit beiden PK	Ahmad et al., 2017
Reisstroh (500 °C)	landwirtschaftlicher Boden (Reisanbau); China	Säulenperkolationsversuche	Cd	PK reduziert Cd-Auswaschung um 44,8 %	Bashir et al., 2019

Altholz (Temp.: k.A.)	multielementbelasteter Auenboden; Deutschland	Säulenperkolations- und Schüttelversuchen	Spurenmitteln, Übergangsmetalle, Metalle der Seltenen Erden und Schwermetalle	PK reduzierte die Auswaschung von Spurenmitteln, einschließlich der Übergangsmetalle, Metalle der Seltenen Erden und Schwermetalle wie z. B. Cd und Pb sowie von DOM-assoziierten Elementen wie Cu, Zn und Ni.	Riedel et al., 2015
Rizinusblättern (500 °C)	Ackerboden; China	Schüttelversuche	Cu, Pb	Reduzierung der Pb- und Cu-Auswaschung auf 29,2-41,4 % bzw. 5,7-22,8 % des unbehandelten Bodens	Rizwan et al., 2016
Zuckerrohrstroh (700 °C)	Bergbauböden (Brasilien)	Säulenversuche (teilw. mit HNO ₃ eluiert)	Cd, Pb, Zn	Reduzierung der Eluat-Konzentrationen von Cd (57-73 %), Pb (45-55 %) und Zn (46 %)	Puga et al., 2016
Laubholz (600 °C)	Stadtboden (Industriegelände); UK	Schüttelversuche	Ni, Zn	Verringerung der Auswaschung von Ni (von 0,35 % auf 0,12-0,15 %) und Zn (von 0,12 % auf 0,01 %)	Shen et al., 2016
diverse PK	div. Böden	Review von 29 Veröffentlichungen	v.a. Cd	PK aus Reisstroh und Weizenstroh verringerten am effektivsten die Schadstoffauswaschung, mit zunehmender PK-Menge nahm zudem das Auswaschungspotenzial deutlich ab. pH-Anstieg korreliert mit Verringerung des Cd-Auswaschungspotenzials	O'Connor et al., 2018
div. PK	div. Böden	Review	Schwermetalle (v.a. Cd, Pb, Zn)	Reduzierung der Auswaschung von Schwermetallen, v.a. Cd, Pb und Zn. Immobilisierungsleistung der PK gegenüber Schwermetallen kann verringert werden. Die an der PK adsorbierten Schwermetalle könnten mit der Auswaschung von DOM aus der PK auch wieder in den Boden freigesetzt werden.	Wang et al., 2021
div. PK	div. Böden	Review (allg. zu Sorption von PAK)	PAK	PK verringert durch schnelle Sorption den Abfluss von PAK in Oberflächengewässer und PAK-Auswaschung in das Grundwasser	Anyika et al., 2015

<p>PK aus Forstholz in 2 Formen (zerkleinert und pulverisiert), (612-741 °C); Zusätzlich körnige Aktivkohle</p>	<p>PAK belasteter Referenzboden (< 2 mm); Deutschland</p>	<p>Säulenperkolationsversuche</p>	<p>PAK</p>	<p>pulverisierter PK und körnige Aktivkohle verringerten die PAK-Mobilisierung und -Auswaschung deutlich; zerkleinerte PK hingegen mobilisierte PAK mit höherem Molekulargewicht; Effekt der PK-Partikelgröße bei der Mobilisierung und Freisetzung von PAK im Boden festgestellt; kolloidgebundenen Transports hat bedeutendere Rolle als der DOC-assoziierte Transports von PAK bei ihrer Auswaschung</p>	<p>Zand & Grathwohl, 2016</p>
<p>Mix aus 80% Laubholz (Birke und 20% Fichte (380-430 °C)</p>	<p>Sand (Prüfsand für Laborversuche)</p>	<p>Säulenversuche</p>	<p>Chlorpyrifos, Diuron, Glyphosat und MCPA</p>	<p>schichtweise Anwendung von PK am wirksamsten hinsichtlich des Rückhaltes an Pestiziden; PK führte zu einer Reduzierung der Auswaschung von Diuron und MCPA; keine Beeinflussung der Auswaschung von Chlorpyrifos und Glyphosat durch PK; PK-Anwendung direkt auf oder nahe der Bodenoberfläche verringerte die Auswaschung von Pestiziden</p>	<p>Cederlund et al., 2017</p>

2.3 Elutionsverfahren zur Bestimmung der Stofffreisetzung

Zur Abschätzung der Auswaschung und Freisetzung von anorganischen und organischen Stoffen aus Feststoffen wie z. B. Böden, Bodenmaterialien, RC-Materialien, Ersatzbaustoffen, Bauprodukte, Pflanzsubstraten haben sich Elutionsverfahren mit verschiedensten Herangehensweisen als geeignet erwiesen. Sowohl in der Wissenschaft als auch in der Praxis wurden und werden dynamische Perkolationsverfahren (z. B. Säulenperkolationsverfahren und Lysimeter) sowie statische Batchtests (z. B. Schütteltests, Trogverfahren, Sättigungsextrakte) entwickelt und stetig optimiert, um das Verhalten von Stoffen bei der Freisetzung aus Materialien zu untersuchen. Zudem eignen sich diese Verfahren auch dort, wo eine direkte Sickerwasserbeprobung vor Ort sehr aufwändig und nicht so einfach möglich ist. In den letzten Jahren wurden eine Reihe von Handlungsanleitungen und Richtlinien zur Durchführung von Elutionsversuchen (v.a. Säulenversuchen mit anschließender Sickerwasserprognose) für die Anwendbarkeit im Labor erarbeitet. Zudem bestehen Normungsaktivitäten auf ISO- und CEN-Ebene sowie im DIN-Unterausschuss „Elutionsverfahren“ (NA 119-01-02-05 UA) und seinen Arbeitskreisen, sodass die bestehenden Normen im Bereich der Elutionsverfahren inhaltlich fortlaufend angepasst und überarbeitet werden.

Alle Elutionsverfahren haben gemein, dass der zu untersuchende Feststoff mit einem Eluenten (i.d.R. Wasser) versetzt wird, um die auswaschbaren Konzentrationen/Gehalte an anorganischen und organischen Stoffen möglichst realitätsnah abzuschätzen. Dabei ist die Kontaktzeit zwischen Eluent und Feststoff entscheidend, damit sich im Optimalfall ein Lösungsgleichgewicht oder auch eine Gleichgewichtskonzentration zwischen der Konzentration im Feststoff und der Konzentration im Eluenten einstellen kann. Weitere Parameter, die eine Gleichgewichtseinstellung beeinflussen können, sind bei Schwermetallen u.a. der pH-Wert und das Redoxmilieu/-potenzial und bei organischen Schadstoffen u.a. die gelösten organischen Substanzen sowie Kolloide (Susset et al., 2017).

Die Durchführung von **Schüttelversuchen** ist, wie oben ausgeführt, eine Möglichkeit zur Ermittlung des Freisetzungsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen aus Feststoffen. Sie haben im Labor eine längere Tradition als die Durchführung von Säulenperkolationsversuchen, welche darauffolgend erläutert werden. Beim Schüttelversuch ergeben sich eine Vielzahl von unterschiedlichen Modifikationen mit variierenden W/F-Verhältnissen. Weit verbreitet war der Schüttelversuch nach der mittlerweile zurückgezogenen DIN 38414-S4 mit einem W/F-Verhältnis von 10 l/kg TS, ersetzt durch die DIN EN 12457-1 bis -4. Auf ISO-Ebene ist der Schüttelversuch in den beiden ISO-Richtlinien ISO/TS 21268-1 (mit einem W/F-Verhältnis von 2 l/kg TS) und ISO/TS 21268-2 (mit einem W/F-Verhältnis von 10 l/kg TS) genormt. Ein W/F-Verhältnis von 2 l/kg TS hat gegenüber einem W/F-Verhältnis von 10 l/kg TS den Vorteil, dass es zu keiner Abnahme der Gleichgewichtskonzentration aufgrund von Verdünnungseffekten kommen kann. Susset & Leuchs (2008) zeigten zudem, dass bei Schüttelversuchen erhöhte DOC- und Trübungswerte in Bodeneluatn auftreten können.

In der deutschen DIN 19529 wird die Elution von Feststoffen mittels Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen bei einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2 l/kg geregelt. Bei einer Überkopfschütteldauer von 24 Stunden wird angenommen, dass sich während des Versuches ein Gleichgewicht zwischen dem Feststoff (z. B. Bodenmaterial) und dem Elutionsmittel (Wasser; CaCl₂) einstellt. Einen entscheidenden Einfluss auf die Konzentration eines Stoffes im Eluat hat jedoch der Zentrifugations- und Filtrationsschritt, da es infolge von trübereduzierender Zentrifugation und Sorption am Filtermaterial (Eigenfiltration) zu einer Reduzierung der Schadstoffkonzentration im Eluat kommen kann. Eine Erhöhung der Eluatkonzentrationen hingegen kann auf die größere Kontaktfläche von Elutionsmittel und Boden aufgrund der Vereinzelung der Körner sowie auf die Suspensionsbildung zurückgeführt werden.

Die bei den Schüttelversuchen gewonnenen Eluate können physikalisch, chemisch und ökotoxikologisch nach bestehenden Standardverfahren analysiert werden. Die Versuchsbedingungen während der Elution sowie die Begleitparameter (z. B. Trübung, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und TOC/DOC) müssen zur Interpretation der Eluatkonzentrationen dokumentiert werden (DIN 19529). Da der Schüttelversuch ein statischer Elutionsversuch ist, d.h. das Elutionsmittel (hier: deionisiertes Wasser) wird im Vergleich zum Säulenversuch nicht erneuert, wird die dabei maximal eluierbare Konzentration an anorganischen und organischen Stoffen demnach meist als *worst-case*-Szenario angesehen.

Neben dem Schüttelverfahren ist vor allem das **Säulenperkolationsverfahren** sehr gut geeignet, um das dynamische Freisetzungverhalten von anorganischen und organischen Stoffen aus Feststoffen realitätsnah zu bestimmen, v.a. wenn Bestimmungen vor Ort (z. B. Feldlysimeter) zu aufwändig sind (Susset, et al., 2017).

Ausgehend von der mittlerweile zurückgezogenen DIN V 19736:1998 sowie dem BMBF-Förderschwerpunkt „Sickerwasserprognose“ (2000 - 2006) wurde der Säulenperkolationsversuch fortwährend optimiert und an Erkenntnisse aus Wissenschaft und Praxis angepasst. Auch in der Normungsarbeit auf ISO-, CEN- und DIN-Ebene wurde der Säulenversuch vorangetrieben und es bestehen mittlerweile nationale sowie internationale Normen mit validierten Methoden, darunter DIN 19528 (Elution von Feststoffen – Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen), DIN EN ISO 21268-3 (Säulenperkolationsverfahren für die anschließende chemische und ökotoxikologische Untersuchung von Boden und von Bodenmaterialien) oder DIN CEN/TS 16637-3 (Bauprodukte – Horizontale Perkolationsprüfung im Aufwärtsstrom zur Bewertung der Freisetzung von gefährlichen Stoffen).

Für die im Rahmen dieser Dissertation durchgeführten Säulenperkolationsversuche bildete die Norm DIN 19528: 2009-01 die Grundlage (siehe Kap. 3.3.2). Der darin beschriebene Säulenversuch eignet sich zur Ermittlung des Elutionsverhaltens organischer und anorganischer Stoffe aus Feststoffen, z. B. Böden, Bodenmaterialien und auch Komposten.

Dabei durchfließt ein kontinuierlicher vertikaler Aufwärtsstrom aus destilliertem Wasser (Elutionsmittel) mit einer bestimmten Fließgeschwindigkeit die wassergesättigte Bodenprobe in der Säule bis zu den in der Norm festgelegten Wasser-Feststoff-Verhältnissen (W/F) 0,3; 1; 2 und 4 l/kg TS. Die Fließgeschwindigkeit ist einerseits abhängig von den Eigenschaften des eingebauten Feststoffes und muss andererseits eine Kontaktzeit von Elutionsmittel und Feststoff von 5 Stunden gewährleisten (DIN 19528).

Das Ergebnis dieses Verfahrens sind wässrige Eluate, die in verschiedenen Fraktionen gesammelt und anschließend physikalisch, chemisch und ökotoxikologisch nach bestehenden Standardverfahren analysiert werden können. Durch die Auswertung der Ergebnisse ergibt sich die Möglichkeit zwischen den verschiedenen Freisetzungverhalten von Schadstoffen zu unterscheiden – beispielsweise ob die Freisetzung sehr rasch wie bei einem Auswaschen löslicher Verbindungen oder als langsamere diffusionslimitierte Desorption von Schadstoffen erfolgt.

Für eine grundlegende Charakterisierung des Freisetzungsverhaltens der Schadstoffe sind daher Erkenntnisse über das kurz- und langfristige Elutionsverhalten der Bodenmaterialien nötig. Dazu werden Eluate bei unterschiedlichen W/F-Verhältnissen (z. B. 0,3; 1; 2 und 4 l/kg TS) entnommen und sowohl die Schadstoffkonzentration im Eluat als auch die Elution von Feststoffen beeinflussende Faktoren wie pH-Wert, DOC, Trübung, elektrische Leitfähigkeit und Temperatur bestimmt.

Durch die Beprobung mehrerer Eluatfraktionen zu verschiedenen W/F-Verhältnissen ist eine zeitliche Aussage hinsichtlich der Freisetzung von Schadstoffen möglich. Zum einen lassen sich für jede Eluatfraktion die freigesetzte und verfügbare Menge des Schadstoffes berechnen, zum anderen ergeben die kumulierten, also aus allen Eluatfraktionen aufsummierten Freisetzungen die bis zu diesem Zeitpunkt maximal mobilisierte (verfügbare) Schadstoffmenge vom Gesamtgehalt des zu untersuchenden Feststoffs.

Bei einer Übereinstimmungsuntersuchung wird das Eluat bis zu einem W/F-Verhältnis von 2 l/kg TS gesammelt und auf die somit zeitlich gemittelte Schadstoffkonzentration im Eluat sowie die oben genannten Parameter hin einmalig untersucht. Gemittelte Schadstoffkonzentration bedeutet hier, dass die bei Elutionsbeginn oft erhöhten Konzentrationen mit höheren Anteilen vertreten sind und die niedriger liegenden Langzeitkonzentrationen miterfasst werden (Susset & Leuchs 2008; Susset et al., 2017).

Die Bestimmung der freigesetzten Menge der Schadstoffe mittels Säulenversuchen ist von einer Vielzahl von Parametern abhängig. Eine nicht zu vernachlässigende Rolle spielen neben den bereits erwähnten Sorptionsprozessen und chemisch-physikalischen Eigenschaften der anorganischen und organischen Stoffe die methodischen Bedingungen im Säulentest. So muss bspw. die Kontaktzeit von 5 Stunden eingehalten werden, um möglichst eine Gleichgewichtseinstellung zwischen der Bodenmatrix und des Elutionsmittels zu erreichen. Außerdem ist ein gleichmäßiger Einbau des Bodenmaterials wichtig, um ein homogenes Fließen des Elutionsmittels durch den gesamten Porenraum zu gewährleisten und präferentielle Fließwege zu vermeiden.

In einem von der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) durchgeführten Ringversuch zur Validierung des Norm-Entwurfes E DIN 19528: 2007-07 wurden Säulenversuche mit verschiedenen (als Referenzmaterialien aufbereiteten) Materialien, u.a. auch Bodenmaterial, durchgeführt. Dabei wurden für den Säulenversuch akzeptable Reproduzierbarkeiten für die Freisetzung organischer Schadstoffe erreicht, sowohl unter Berücksichtigung des weiten Korngrößenspektrums der Referenzmaterialien als auch der relativ großen vorgegebenen Toleranzen für das W/F-Verhältnis (Kalbe et. al. 2008).

Zur Abschätzung von Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser empfiehlt die bis zum 31.07.2023 gültige BBodSchV (1999) in Anhang 1 verschiedene Verfahren zur Herstellung von Eluaten mit Wasser (siehe BBodSchV, 1999, Anhang 1, Nr. 3.1.2). Für anorganische Stoffe wurde der Bodensättigungsextrakt sowie die Elution mit Wasser nach DIN 38414-4 (2015 zurückgezogen) vorgeschrieben. Für organische Stoffe wird die Durchführung von Säulen- oder Lysimeterversuche vorgeschlagen, jedoch ohne eine Konkretisierung dieser Methoden, da zu diesem Zeitpunkt noch keine valide Methode für einen Säulenversuch vorlag.

In die novellierte BBodSchV, die im Rahmen der neuen Mantelverordnung am 01.08.2023 in Kraft tritt, wurden die Methoden wie der Bodensättigungsextrakt oder der Schüttelversuch S4 nach DIN 38414-4 nicht übernommen. Stattdessen finden sich in der Anlage 3, Tabelle 2, unter Verfahren zur Herstellung von Eluaten mit Wasser sowohl für anorganische als auch organische Stoffe die Elution mit Wasser durch Schüttelverfahren oder Säulenschnellverfahren nach DIN 19529:2015-12 bzw. DIN 19528:2009-01 bei einem Flüssigkeits-Feststoffverhältnis von 2:1 (Mantelverordnung, Anlage 3, Tabelle 2). Beide Verfahren unterliegen hinsichtlich des Anwendungsspektrums einer dynamischen Entwicklung und sind nach aktuellem Stand validiert für Anorganik und Organik (Phenole, PAK, PCB, MKW) mit ausreichender Robustheit (DIN 19528 und DIN 19529). In den Validierungsringversuchen wurden Böden und Bodenmaterialien, Bauschutt, Hausmüllverbrennungsasche sowie Stahlwerksschlacke verwendet. Beide Verfahren sind für flüchtige oder biologisch sehr leicht abbaubare Stoffe nur bedingt geeignet.

Laut den o.g. Schüttel- und Säulenperkolationsverfahren nach DIN 19529 bzw. DIN 19528 sind Materialien mit einem Wassergehalt von über 65 % nicht Gegenstand dieser Normen. Diese Einschränkung könnte für Komposte, Pflanzenkohle und pflanzenkohle-basierte Produkte bedeutend sein, da die Wasserhaltekapazität von PK so hoch und die Rohdichte von PK so niedrig sein kann, dass die für ein W/F 2 zulässige berechnete Menge an Elutionsmittel nicht zur vollständigen Durchmischung des Materials ausreichend ist. In der vorliegenden Dissertation wird deshalb u.a. geprüft, ob und inwieweit im Falle eines Nichteinstellens der Durchmischung bei einem WF2 von den Normen (betrifft v.a. das Schüttelverfahren) abgewichen werden kann bzw. welches WF eine optimale Durchführung des Schüttelverfahrens gewährleistet, ohne eine zu starke Verdünnung (z. B. WF10) der eluierbaren Stoffe hervorzurufen. Diese Abweichung von der Methode könnte ein wichtiger Schritt Richtung Adaption der bestehenden Normen an die **neue Matrix Pflanzenkohle** sein, da hierfür zurzeit explizite Arbeitsanweisungen noch nicht vorliegen und somit erst

erarbeitet werden mussten.

Methodisch anspruchsvoll für Schüttel- und Säulenperkolationsversuche ist die neue Matrix Pflanzkohle vor allem aus zwei Gründen: Zum einen können aus PK, PK-Komposten sowie -substraten wasserlösliche Nähr- und ggf. Schadstoffanteile sowie Kohlenstoff (TOC/DOC) mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden und diese besitzen somit u.U. ein Gefährdungspotenzial für die Umwelt (Grundwasser). Das bedeutet, die Beurteilung des Freisetzungsverhaltens und letztendlich der Verfügbarkeit von Inhaltsstoffen wäre durch die Anwendung von Elutionsversuchen notwendig. Zum anderen wird Pflanzkohle aufgrund ihrer großen Sorptionskapazität dazu verwendet, um die Freisetzung von anorganischen und organischen Kontaminanten vorwiegend aus Böden zu reduzieren (vgl. Kap. 2.1 und 2.2). Diese Mischungen aus Böden und PK sollten demnach auch unbedingt Elutionsversuchen unterzogen werden, um den Einfluss von PK und PK-Substraten auf das Elutionsverhalten von Nähr- und Schadstoffen (vor allem Schwermetalle und PAK), auch in Hinblick auf die Möglichkeit eines kolloidalen partikelgebundenen und DOC-beeinflussten Austrages zu bewerten.

Wie bereits erwähnt, ist es dabei überaus wichtig, bereits standardisierte und etablierte Untersuchungsmethoden für Böden auf deren Anwendbarkeit sowie Vergleichbarkeit hinsichtlich der relativ neuen Matrix Pflanzkohle zu überprüfen und ggf. Methodenanpassungen zu erarbeiten. Es besteht daher erheblicher Bedarf an wissenschaftlichen Daten und Erkenntnissen bezüglich des Freisetzungsverhaltens von Nähr- und Schadstoffen aus frisch hergestellten sowie gealterten/gelagerten Pflanzkohlen und deren Produkten, wie z. B. PK-basierte Komposte und Pflanzsubstrate, mittels Elutionsverfahren, um somit den Beitrag zu einer nachhaltigen Umwelt- und Düngewirkung abzuschätzen.

3 Material und Methoden

3.1 Herkunft, Herstellung und Charakterisierung der Materialien

In der vorliegenden Dissertation wurden verschiedene Materialien für Elutionsuntersuchungen herangezogen. Zum einen wurde im Bereich Gartenbau die Anwendung von Pflanzenkohle bei der Kompostierung und der Herstellung pflanzenspezifischer Substrate (Pflanzsubstrate) untersucht (Projekt TerraBoGa⁴). Zum anderen wurde der Einsatz von Pflanzenkohle und Pflanzenkohlesubstraten (PKS) im landwirtschaftlichen Bereich bei der Anwendung auf PAK-kontaminierte Böden mit Bepflanzung (Projekt LaTerra⁵) beleuchtet. Die Beprobung der Materialien für die Elutionsversuche erfolgte entweder direkt nach deren Herstellung oder periodisch nach deren Anwendung in Topf- und Parzellenversuchen (vgl. Abbildung 3.1). In den nachfolgenden Kapiteln 3.1.1 bis 3.1.4 werden die verschiedenen Materialien detailliert beschrieben. Ergänzend zu den Elutionsversuchen im Labor wurden im Rahmen des Projektes CarboTIP⁶ Lysimeterversuche im Freiland (Tierpark Berlin) installiert, um den Effekt von PK und PK-Kompost auf das Freisetzungverhalten von Nährstoffen sowie Kupfer und Zink aus einem typischen urbanen Stadtboden zu untersuchen.

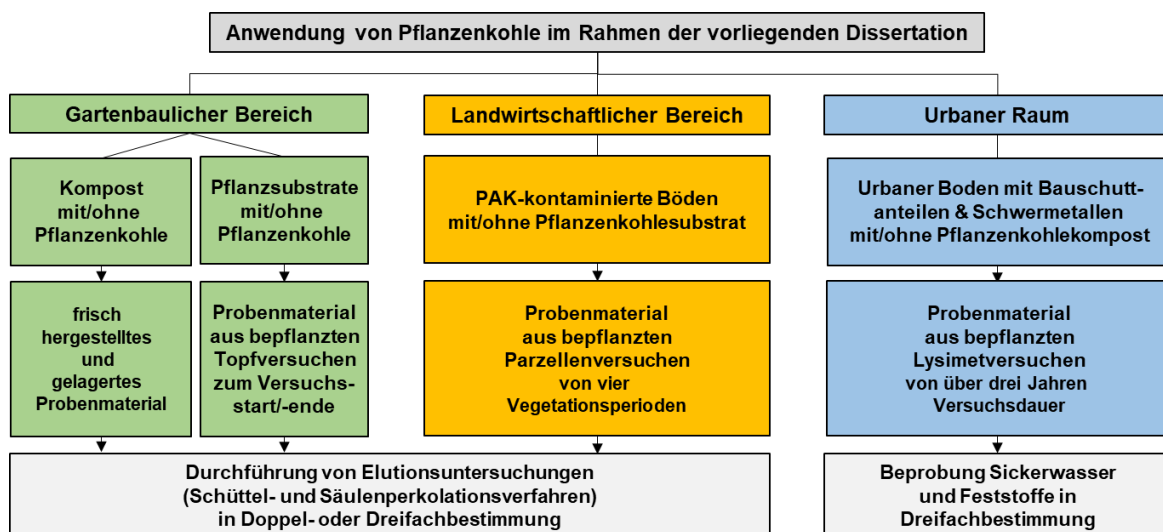


Abbildung 3.1: Schematischer Überblick über die für Elutionsuntersuchungen verwendeten Materialien

⁴ „Schließung von Kreisläufen durch Energie- und Stoffstrommanagement bei der Nutzung der Terra-Preta-Technologie im Botanischen Garten im Hinblick auf Ressourceneffizienz und Klimaschutz“ – TerraBoGa (Förderung: UEPII/EFRE)

⁵ „Nachhaltige Landnutzung durch regionales Energie- und Stoffstrommanagement bei der Nutzung der Terra-Preta-Technologie auf militärischen Konversionsflächen und ertragsschwachen Standorten“ – LaTerra (Förderung: BMBF)

⁶ „Entwicklung und Etablierung eines emissionsmindernden Stoffstrom-/Abfallmanagements im Tierpark Berlin-Friedrichsfelde bei Nutzung des CO₂-Sequestrierungspotenzials von Pflanzenkohle“ - CarboTIP (Förderung: BENE/EFRE)

3.1.1 Komposte mit und ohne Pflanzenkohle

3.1.1.1 Herkunft und Herstellung

Die untersuchten Komposte mit und ohne Pflanzenkohle wurden im Rahmen des Forschungsvorhabens TerraBoGa (2010-2015) im Botanischen Garten Berlin-Dahlem (BG) hergestellt. Dabei wurden zur Verwertung der Grünschnittreststoffe, zur Optimierung des Kompostierverfahrens sowie zur Untersuchung der Anwendung von Pflanzenkohle im Kompostierprozess (Co-Kompostierung) verschiedene Kompostierungsansätze durchgeführt. Dabei kamen zum Teil unterschiedliche, von speziellen Fragestellungen abhängige Inputmaterialien in der Mietenkompostierung zum Einsatz (siehe Tabelle 3.1), die nach abgeschlossener Herstellung einer Grundcharakterisierung und im Zuge dessen auch Elutionsuntersuchungen unterzogen wurden.

Tabelle 3.1: Elutionsversuchen unterzogene Komposte mit und ohne Pflanzenkohle (PKK)

Kompostbezeichnung	Varianten	Inputmaterialien
PKK1	frisch hergestellt: PKK1 _f oPK PKK1 _f mPK gealtert/gelagert: PKK1 _g oPK PKK1 _g mPK	Grünschnitt mit geringem Erdanteil, Rasenschnitt, Pflanzenkohle Berücksichtigung der Alterung/Lagerung der PKK2-Varianten
PKK2	PKK2 oPK PKK2 mPK	Grünschnitt mit geringem Erdanteil, Rasenschnitt, Pflanzenkohle
PKK3	PKK3 oPK PKK3 mPK	Grünschnitt mit geringem Erdanteil, fermentierter+frischer Rasenschnitt, fermentierter Grünschnitt, unreife Komposterde, Pflanzenkohle, Gesteinsmehl, Tonmehl (Bentonit)
PKK4	PKK4 oPK PKK4 mPK	Grünschnitt mit geringem Erdanteil, Pflanzenkohle, Gesteinsmehl, Tonmehl (Bentonit), Urin-aktivierte Pflanzenkohle
PKK5	PKK5 oPK oS PKK5 mPK oS PKK5 oPK mS PKK5 mPK mS	Grünschnitt mit geringem Erdanteil, Gehölzschnitt, Laub, Pflanzenkohle, Gesteinsmehl, Tonmehl (Bentonit), Schwefelbentonit (Schwefelblüte)
PKK6	PKK6 oPK oU PKK6 mPK oU PKK6 oPK mU PKK6 mPK mU	Grünschnitt mit geringem Erdanteil (angerottet+frisch), Siebreste, Pflanzenkohle, Gesteinsmehl, Tonmehl (Bentonit), Urin (nach Intensivrotte)

Der PKK1 hatte zum Ziel, für den BG eine optimale Variante hinsichtlich des Herstellungsprozesses zu finden, da erste Versuche gezeigt haben, dass der angedachte Herstellungsprozess (Fermentation vor Intensivrotte) mit den im BG vorhandenen Grünschnittmaterialien problematisch ist und es zu einer Verzögerung der Herstellung

kommt. Da die Fermentation weiterhin zu keiner ausreichenden Hygienisierung sowie zu einem verzögerten Prozessablauf führte und sie daraufhin im Herstellungsprozess im BG nicht weiterverfolgt wurde, erfolgte auch in der vorliegenden Arbeit die Schwerpunktsetzung auf die zwei Kompostvarianten des PKK1. Darüber hinaus wurde der Einfluss der Lagerung des PKK1 auf die Wirkung der Pflanzenkohle hinsichtlich des Freisetzungsverhaltens von Nährstoffen untersucht.

Ab PKK2 wurde nur noch die Kompostierung als Herstellungsprozess im BG fortgeführt, sodass zwei Kompostmieten, bestehend aus Grünschnitt mit geringem Erdanteil, Rasenschnitt sowie jeweils mit/ohne Pflanzenkohle (15 Vol.-%) den PKK2 bildeten.

Der PKK3, bestehend aus zwei Mieten, wurde aus Grünschnitt mit geringem Erdanteil, fermentiertem und frischem Rasenschnitt, fermentiertem Grünschnitt, unreifer Komposterde sowie Pflanzenkohle (15 Vol.-% in der PK-Miete) hergestellt. Außerdem wurde erstmals Gesteins- und Tonmehl (Bentonit) verwendet, um die Kompostqualität (Bildung von Ton-Humus-Komplexe; verbesserte Krümelstruktur des Kompostes) zu steigern.

Im PKK4 (siehe Abbildung 3.2) kam neben Grünschnitt mit geringem Erdanteil, Rasenschnitt sowie Gesteins- und Tonmehl (Bentonit) zusätzlich Urin-aktivierte Pflanzenkohle (10 Vol.-%) zum Einsatz, um den Stickstoffgehalt zu erhöhen. Von den ursprünglich sieben Mieten werden lediglich die zwei aus Sicht der Elutionsuntersuchungen wichtigsten Mieten (mit/ohne PK) betrachtet.



Abbildung 3.2: Aufsetzen und Verdichten von Pflanzenkohlekompostmieten (links); Fertig aufgesetzte und mit Vlies abgedeckte Kompostmieten auf dem Kompostplatz des Botanischen Gartens Berlin-Dahlem (rechts), Foto: R. Wagner

Der PKK5 zeichnete sich neben der Verwertung der üblichen Inputmaterialien wie Grünschnitt mit geringem Erdanteil, Gehölzschnitt, Laub, Pflanzenkohle (10 Vol.-%) sowie Gesteins- und Tonmehl (Bentonit) durch die Anwendung von Schwefelbentonit (Schwefelblüte) zur Herstellung von sauren Komposten hinsichtlich der Herstellung eines Torfersatzsubstrates aus. Es wurden 3 kg Schwefelbentonit pro m³ Inputmaterialien zugegeben, um einen pH-Wert von 4 zu erreichen. Aus der Kombination von Pflanzenkohle und Schwefelbentonit ergaben sich vier Kompostmieten.

Zur Herstellung von PKK6 wurden Grünschnitt mit geringem Erdanteil (angerottet und frisch) sowie Siebreste, Pflanzenkohle (10 Vol.-%), Gesteinsmehl und Tonmehl (Bentonit) verwendet. Um die Auswirkung von einer Stickstoffzugabe auf die NH_3 -Emission zu untersuchen, wurden zwei der vier Kompostmieten nach der Intensivrotte jeweils 200 L Urin zugegeben.

3.1.1.2 Physikalische, physikalisch-chemische und chemische Charakterisierung der Komposte mit und ohne Pflanzenkohle

In Tabelle 3.2 sind die für die Elutionsuntersuchungen relevanten physikalischen, physikalisch-chemischen und chemischen Parameter der im Botanischen Garten Berlin-Dahlem hergestellten und im Rahmen der Charakterisierung auch eluierten Komposte mit und ohne Pflanzenkohle dargestellt.

Der Einfluss der Pflanzenkohle zeigt sich vor allem bei den Parametern pH-Wert, WHK_{max} , Rohdichte, Salzgehalt und organische Substanz bzw. Kohlenstoffgehalt sowie bei einigen Nährstoffgesamtgehalten. Der pH-Wert, die WHK_{max} sowie der Kohlenstoff-, Kalium- und Calciumgehalt werden durch die Mitkompostierung von Pflanzenkohle tendenziell erhöht. Feuchtrohdichte und Salzgehalt sowie Phosphor- und Schwefelgehalt werden tendenziell reduziert. Die Gehalte an löslichen Nährstoffen liegen bis auf die Phosphorgehalte auf vergleichbarem Niveau.

Trotz tendenziellem Einfluss der Pflanzenkohle auf die Nährstoffgehalte unterscheiden sich bei den jeweiligen Kompostansätzen (PKK) die Varianten mit und ohne Pflanzenkohle weder in den Gesamtgehalten noch in den verfügbaren Anteilen der Nährstoffe signifikant voneinander. Die hohen Standardabweichungen der Nährstoffe zwischen den verschiedenen Kompostansätzen sind auf die unterschiedlichen Zusammensetzungen der Ausgangsmaterialien zurückzuführen, vor allem bei den Kompostvarianten mit speziellen Fragestellungen (PKK6 mit Schwefelzugabe; PKK7 mit Urinzugabe).

Die Parameter der hergestellten Komposte mit und ohne Pflanzenkohle liegen innerhalb der Wertebereiche der BGK e.V. und halten weitestgehend die Qualitätskriterien für Substratkompost nach BGK e.V. ein. Die Schwermetallgehalte sind in Terytze et al. (2015) detailliert beschrieben, auch hier werden alle Grenzwerte nach BBodSchV, BioAbfV sowie DüMV eingehalten.

Tabelle 3.2: Ausgewählte physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter der untersuchten Komposte ohne und mit PK (o/m PK)

Kompost	WG	WHK	RD	OS	C	C/N	pH	SG	N	P	K	Mg	Ca	S
	%	%	g/l FS	%	%	-	-	g/l FS	%	mg/kg TS				
PKK1_f oPK	21,7	71,5	881	18,0	9,3	16	7,73	1,5	0,6	1.299	6.837	2.900	n.b.	990
PKK1_f mPK	26,3	71,0	846	29,1	20,4	34	7,77	1,3	0,6	1.280	6.951	2.702	n.b.	901
PKK1_g oPK	29,6	67,8	957	14,5	7,6	13	6,78	1,9	0,6	1.385	4.635	3.218	18.115	880
PKK1_g mPK	38,4	72,8	908	30,1	22,1	37	6,81	0,9	0,6	1.237	4.268	2.721	22.380	795
PKK2 oPK	15,0	65,4	808	19,1	12,5	16	7,53	2,2	0,8	1.523	8.863	2.953	n.b.	1.138
PKK2 mPK	39,5	69,7	684	41,3	30,3	34	7,82	2,0	0,9	1.557	10.142	3.351	n.b.	1.184
PKK3 oPK	26,9	67,7	1026	17,9	10,3	11	7,22	1,8	1,0	1.408	6.108	4.440	18.274	1.166
PKK3 mPK	38,5	69,8	879	24,9	16,0	17	7,23	1,4	0,9	1.376	6.073	4.559	20.671	1.142
PKK4 oPK	35,7	67,4	867	20,9	10,7	17	7,80	1,9	0,6	1.362	5.743	3.103	24.280	1.319
PKK4 mPK	40,9	69,3	855	25,1	15,1	23	7,80	2,1	0,7	1.294	6.177	3.845	26.640	1.384
PKK5 oPK, mS	40,4	50,0	761	28,6	14,7	16	4,04	8,5	0,9	1.103	3.823	1.754	17.880	9.490
PKK5 oPK, oS	37,8	42,5	712	29,9	15,2	17	7,19	1,3	0,9	1.270	2.914	2.464	19.910	1.178
PKK5 mPK, oS	37,1	45,0	712	35,7	20,6	21	7,36	1,5	1,0	1.196	2.836	2.022	19.290	969
PKK5 mPK, mS	33,4	39,5	653	35,4	19,8	20	4,45	7,5	1,0	1.008	2.580	1.317	13.990	5.769
PKK6 oPK, oU	35,9	66,3	870	19,8	11,2	12	7,12	4,2	0,9	1.451	5.966	2.888	15.770	1.126
PKK6 oPK, mU	40,5	64,4	872	19,3	10,9	14	6,92	4,2	0,8	1.487	6.089	3.042	14.670	1.229
PKK6 mPK, oU	39,6	60,3	832	24,7	15,5	17	7,49	3,7	0,9	1.428	5.317	2.774	16.890	1.040
PKK6 mPK, mU	34,9	66,2	837	24,2	14,8	16	7,10	4,3	0,9	1.485	6.716	3.195	17.650	1.168

3.1.2 Pflanzenspezifische Substrate ohne und mit Pflanzenkohle

3.1.2.1 Herkunft und Herstellung

Mit den im Rahmen des TerraBoGa-Projektes im Botanischen Garten Berlin-Dahlem hergestellten Komposten mit und ohne Pflanzenkohle wurden sowohl Topf- als auch Freilandversuche durchgeführt, um ihre pflanzenbauliche Wirkung zu untersuchen. Für die Durchführung von Topfversuchen wurden pflanzenspezifische Substrate (Pflanzsubstrate) hergestellt, in welchen die Komposte jeweils mit und ohne Pflanzenkohle den Hauptbestandteil bildeten und um weitere pflanzenspezifische Zuschlagstoffe ergänzt wurden.

Die im Rahmen der vorliegenden Dissertation betrachteten pflanzenspezifischen Substrate entstammen der Topfversuchsserie mit dem Kompostansatz PKK1 (vgl. Tab. 3.1). Dabei wurden für acht Pflanzenarten aus drei unterschiedlichen Klimazonen fünf unterschiedliche pflanzenspezifische Substrate hergestellt, wobei für einige Pflanzenarten aus derselben Klimazone das gleiche Substrat verwendet wurde. Diese fünf Pflanzsubstrate orientierten sich an den herkömmlich im BG verwendeten Substraten, welche in der Topfversuchsserie als Kontrollen mitgeführt wurden. Für jedes pflanzenspezifische Substrat wurden darüber hinaus zwei Testsubstrate angemischt, welche die Kompostvarianten PKK1 ohne und mit Pflanzenkohle, d.h. PKK1 0% bzw. PKK1 15%, enthielten (siehe Abbildung 3.3).

Die Zusammensetzungen der Substrate sowie deren Kompost- und Pflanzenkohleanteile sind der Tabelle 3.3 zu entnehmen. In den Testsubstraten wurde im Gegensatz zur Kontrolle der zugekaufte Kompost durch die im BG hergestellten o.g. Kompostvarianten des PKK1 ersetzt und zudem der Torfanteil reduziert. Darüber hinaus wurde die Düngung den Substratmischungen angepasst, sodass alle Testsubstrate lediglich mit stickstoffreichen Hornspänen, die Kontrollen jedoch weiterhin mit einem Volldünger gedüngt wurden.

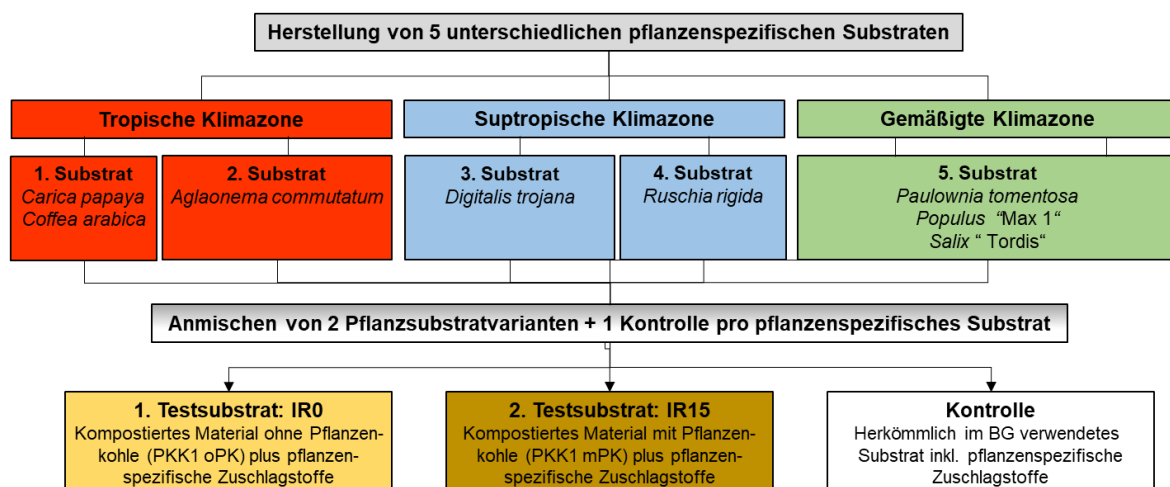


Abbildung 3.3: Schematischer Überblick über die pflanzenspezifischen Substrate

Tabelle 3.3: Prozentuale Zusammensetzung der pflanzenspezifischen Substrate

	zK	PKK1	To	Sa	Pe	TM	CP	LG	Bi	Le	PR	GG	La	X	PK*
<u>Tropische Klimazone:</u>															
1. Substrat für <i>Carica papaya</i> und <i>Coffea arabica</i>															
Testsubstrat	-	35,3	23,5	-	-	-	-	-	23,5	-	17,6	-	-	-	6,7
Kontrolle	-	-	30,0	-	-	15,0	-	-	20,0	-	15,0	-	-	20,0	-
2. Substrat für <i>Aglaonema commutatum</i>															
Testsubstrat	-	56,4	5,1	15,4	15,4	-	7,7	-	-	-	-	-	-	-	10,7
Kontrolle	53,8	-	7,7	15,4	15,4	-	7,7	-	-	-	-	-	-	-	-
<u>Subtropische Klimazone:</u>															
3. Substrat für <i>Digitalis trojana</i>															
Testsubstrat	-	47,1	23,5	11,8	-	-	-	11,8	5,9	-	-	-	-	-	8,9
Kontrolle	35,3	-	35,3	11,8	-	-	-	11,8	5,9	-	-	-	-	-	-
4. Substrat für <i>Ruschia rigida</i>															
Testsubstrat	-	32,1	-	21,4	-	-	-	-	-	14,3	-	21,4	10,7	-	6,1
Kontrolle	21,4	-	-	21,4	-	-	-	-	-	14,3	-	21,4	21,4	-	-
<u>Gemäßigte Klimazone:</u>															
5. Substrat für <i>Paulownia tomentosa</i>, <i>Populus</i> „Max 1“ und <i>Salix</i> „Tordis“															
Testsubstrat	-	40	60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,6
Kontrolle	40	-	60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

zK=zugekaufter Kompost, PKK1=im Botanischen Garten Berlin-Dahlem hergestellte Kompost mit und ohne Pflanzenkohle; To=Torf; Sa=Sand; Pe=Perlite; TM=Tonmehl; CP=Cocopur; LG=Lavagrug; Bi=Bims; Le=Lehm; PR=Pinienrinde; GG=Granitgrug; La=Lauberde; X=Xylit; PK*=berechneter Pflanzenkohleanteil im Substrat (nur wenn PKK1-Variante mit PK enthalten ist; d.h. PK-Anteil ist im PKK1-Anteil bereits enthalten)

3.1.2.2 Physikalische, physikalisch-chemische und chemische Charakterisierung der pflanzenspezifischen Substrate

Die Probennahme zur Grundcharakterisierung und zur Elution der pflanzenspezifischen Substrate erfolgte sowohl unmittelbar zu Beginn als auch nach Beendigung der Topfversuche. Da die Pflanzen während der Versuchsdauer je nach Pflanzenart ein- bis dreimal umgetopft wurden, wurden die Substrate erneuert. Es wurden die gleichen Ausgangsmaterialien (PKK1-Komposte plus pflanzenspezifische Zuschlagstoffe) verwendet, sodass die PKK1-Varianten einer gewissen Alterung/Lagerung unterlagen, deren Einfluss auf das Elutionsverhalten nach Beendigung der Topfversuche untersucht wurde.

In den Tabellen 3.4 und 3.5 sind die für die Elutionsuntersuchungen relevanten physikalischen, physikalisch-chemischen und chemischen Parameter der spezifischen Pflanzsubstrate zum Topfversuchsbeginn bzw. -ende dargestellt. Analog zu den Komposten zeigte sich der Einfluss der Pflanzenkohle vor allem bei den Parametern pH-Wert, Salzgehalt und organische Substanz bzw. Kohlenstoffgehalt sowie bei einigen Nährstoffgesamtgehalten. Bedingt durch die Substitution von Torf und eingekauftem Kompost wiesen die Pflanzsubstrate mit/ohne PK (mPK bzw. oPK) teilweise erhebliche Unterschiede (bspw. Organische Substanz, pH-Wert, Phosphor- und Kaliumgehalt) im Vergleich zur Kontrolle auf.

Tabelle 3.4: Ausgewählte physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter der Pflanzsubstrate mit/ohne PK zum Topfversuchsstart

Substrat	WG	RD	OS	C	C/N	pH	SG	N	P	K	Mg	S
	%	g/l FS	%	%	-	-	g/l FS	%	mg/kg TS			
Tropen: Substrat für <i>Carica papaya</i> (Cp) und <i>Coffea arabica</i> (Car)												
Cp/Car PKK1 oPK	18,6	671	17,6	9,1	15	6,28	0,8	0,6	928	11.891	4.436	669
Cp/Car PKK1 mPK	23,9	610	27,8	18,6	32	6,45	0,6	0,6	772	13.271	3.310	692
Cp/Car Kontrolle	27,2	560	41,3	26,3	61	5,18	0,3	0,4	330	11.653	4.314	1.881
Tropen: Substrat für <i>Aglaonema commutatum</i> (Ac)												
Ac PKK1 oPK	17,3	900	10,8	6,0	11	6,17	7,0	0,6	824	3.603	2.281	1.056
Ac PKK1mPK	17,7	819	17,3	11,3	22	6,82	4,8	0,5	734	3.527	2.302	1.075
Ac Kontrolle	16,8	752	15,7	8,0	13	7,39	5,3	0,6	1.054	3.842	1.810	1.567
Subtropen: Substrat für <i>Digitalis trojana</i> (Dt)												
Dt PKK1oPK	12,4	1082	9,3	4,7	18	6,69	1,3	0,3	1.111	9.907	8.184	451
Dt PKK1 mPK	18,0	1098	11,6	7,2	37	6,93	1,0	0,2	1.197	10.181	10.565	352
Dt Kontrolle	16,1	896	13,5	6,9	20	6,01	0,7	0,3	1.167	9.709	7.830	536
Subtropen: Substrat für <i>Ruschia rigida</i> (Rr)												
Rr PKK1 oPK	5,7	1409	5,8	2,7	10	6,11	7,0	0,3	529	2.681	1.737	682
Rr PKK1 mPK	3,4	1329	7,0	4,1	18	6,58	4,8	0,2	383	2.500	1.512	523
Rr Kontrolle	5,1	1410	6,1	3,2	12	7,05	5,3	0,3	512	2.406	1.195	643
Gemäßigte Zone: Substrat für <i>Paulownia tomentosa</i> (Pt), <i>Populus "Max 1"</i> (Pm) und <i>Salix "Tordis"</i> (St)												
Pt/Pm/St PKK1 oPK	14,1	541	34,9	20,6	23	5,10	0,9	0,9	1.052	5.091	2.451	1.004
Pt/Pm/St PKK1 mPK	29,4	505	45,0	31,3	35	5,15	0,5	0,9	973	4.694	2.336	899
Pt/Pm/St Kontrolle	16,3	491	26,8	22,7	19	5,58	0,7	1,2	1.430	5.033	2.130	1.243

WG = Wassergehalt, RD = Rohdichte (feucht), OS = Organische Substanz, C/N = C/N-Verhältnis, pH = pH-Wert, SG = Salzgehalt

Tabelle 3.5: Ausgewählte physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter der Pflanzsubstrate mit/ohne PK zum Topfversuchsende

Substrat	WG	RD	OS	C	C/N	pH	SG	N	P	K	Mg	S
	%	g/l FS	%	%	-	-	g/l FS	%	mg/kg TS			
Tropen: Substrat für <i>Carica papaya</i> (Cp) und <i>Coffea arabica</i> (Car)												
Cp PKK1 oPK	8,3	657	19,8	9,9	20	5,13	0,76	0,49	847	11.626	2.896	945
Cp PKK1 mPK	8,5	527	22,7	12,8	32	4,77	0,56	0,40	636	10.977	3.191	752
Cp Kontrolle	25,8	434	46,4	28,2	26	4,50	3,25	1,10	521	12.510	2.279	2.627
Car PKK1 oPK	40,9	695	23,3	12,1	19	5,35	0,49	0,62	823	8.371	2.967	1.008
Car PKK1 mPK	45,6	682	35,4	22,7	39	5,37	0,68	0,58	716	8.361	2.099	938
Car Kontrolle	42,6	669	32,8	17,3	25	4,47	0,36	0,69	450	13.375	2.578	1.404
Tropen: Substrat für <i>Aglaonema commutatum</i> (Ac)												
Ac PKK1oPK	32,6	1056	9,8	5,4	13	6,50	0,20	0,43	887	1.585	1.631	631
Ac PKK1mPK	34,5	1006	15,5	11,3	31	6,54	0,18	0,37	440	1.364	1.378	509
Ac Kontrolle	38,4	1007	13,8	7,9	13	6,89	0,15	0,59	592	1.030	1.244	755
Subtropen: Substrat für <i>Digitalis trojana</i> (Dt)												
Dt PKK1oPK	20,2	997	13,2	6,9	12	6,24	1,41	0,60	1.047	4.683	3.866	779
Dt PKK1mPK	23,0	963	16,0	11,2	21	6,03	1,33	0,54	1.134	10.951	10.640	638
Dt Kontrolle	25,9	848	15,6	8,1	15	5,36	1,80	0,54	1.499	17.284	14.780	744
Subtropen: Substrat für <i>Ruschia rigida</i> (Rr)												
Rr PKK1 oPK	6,6	1400	6,1	3,2	17	6,54	3,32	0,19	395	1.549	1.057	471
Rr PKK1 mPK	7,2	1379	8,1	5,6	36	6,74	3,03	0,16	321	1.446	1.043	398
Rr Kontrolle	7,6	1274	8,2	4,7	22	6,54	3,00	0,21	404	1.294	877	526
Gemäßigte Zone: Substrat für <i>Paulownia tomentosa</i> (Pt), <i>Populus "Max 1"</i> (Pm) und <i>Salix "Tordis"</i> (St)												
Pt PKK1 oPK	35,9	581	24,3	13,2	21	6,79	0,47	0,64	752	1.906	2.337	937
Pt PKK1 mPK	55,7	638	40,1	26,3	36	6,92	0,25	0,72	805	2.047	2.331	935
Pt Kontrolle	55,5	587	41,5	23,8	22	6,83	0,34	1,09	1.045	1.506	2.013	1.514
Pm PKK1 oPK	48,6	650	30,7	16,9	22	6,17	0,31	0,76	830	2.530	2.621	1.139
Pm PKK1 mPK	50,1	611	40,1	25,9	35	6,25	0,36	0,73	908	2.890	2.781	1.139
Pm Kontrolle	52,4	654	39,5	22,5	21	6,29	0,29	1,09	1.172	2.283	2.370	1.437
St PKK1 oPK	49,8	633	27,6	15,9	23	6,64	0,09	0,70	743	2.622	2.864	968
St PKK1 mPK	57,6	610	40,4	27,7	38	6,62	0,12	0,73	802	2.960	2.682	921
St Kontrolle	57,4	604	40,0	22,8	22	6,69	0,13	1,03	912	1.688	2.249	1.269

3.1.3 PAK-kontaminierter Boden mit und ohne Pflanzenkohlesubstrate

3.1.3.1 Herkunft und Charakterisierung

Aufbauend auf den umfangreichen Kenntnissen hinsichtlich Konversionsliegenschaften aus dem BMBF-Projekt „BioRefine“ (2006-2010) wurden im Rahmen des Regionalprojektes „Wiederherstellung der Bodenqualität auf militärischen Konversionsflächen unter besonderer Berücksichtigung der Nutzung von Bodenverbesserungsmitteln auf der Basis von Terra Preta“ im BMBF-Forschungsvorhaben LaTerra eine geeignete Liegenschaft zur Beschaffung des PAK-kontaminierten Bodenmaterials ausgewählt.

Das mit PAK verunreinigte Bodenmaterial ist ein gealterter Standortboden und stammt von einer südlich von Berlin gelegenen Industriebrache, auf der bis in die 1970er Jahre eine Teerpappenfabrik angesiedelt war und die anschließend von der lokalen Landwirtschaftlichen Produktionsgenossenschaft (LPG) als Melasselager genutzt wurde.

Die Schadstoffverteilung auf der Liegenschaft lag heterogen vor. Die Probennahmen von Bodenmaterial für die Parzellenversuche fand im Frühjahr 2012 statt. Das Bodenmaterial wurde aus einer Tiefe von 0,5 - 2,0 m entnommen.

Bevor die o.g. Bodenmaterialien für die Parzellenversuche verwendet wurden, erfolgte eine Charakterisierung anhand physikalischer, physikalisch-chemischer und chemischer Parameter. Der Gesamtgehalt an 16 EPA-PAK beträgt 133 mg/kg TS. Der pH-Wert des schwach schluffigen Sandes (Su2) liegt bei 7,30 und der C- und N-Gehalt wurde mit 1,2 % bzw. 0,01 % bestimmt.

3.1.3.2 Parzellenversuche

Die Parzellenversuche mit dem PAK-kontaminierten Bodenmaterial wurden auf dem Gelände des Julius-Kühn-Institutes in Berlin-Dahlem angelegt (siehe Abbildung 3.4). Die Testparzellen hatten ein Volumen von 4 m x 4 m x 0,3 m. Nach Aushub der Parzellen erfolgte die Befüllung mit dem kontaminierten Boden sowie Mischungen dieser Böden mit den Pflanzenkohlesubstratvarianten (PKS) PKS30 und Pflanzenkohle (PK). Die Mischungsverhältnisse sind in der Tabelle 3.6 dargestellt.

Tabelle 3.6: Übersicht über die Parzellenversuche mit PAK-kontaminiertem Bodenmaterial

1	2	3
PAK (100%)	PAK + PKS 30 (50%:50%)	PAK + PK (85%:15%)
Σ 16 EPA-PAK: 133 mg/kg TS	Σ 16 EPA-PAK: 69 mg/kg TS	Σ 16 EPA-PAK: 58 mg/kg TS

**Abbildung 3.4:** Parzellenversuche mit PAK-kontaminiertem Bodenmaterial: Anlegen der Parzellen (links), Maisernte und Bodenprobennahme (rechts, umgekehrte Blickrichtung)
Foto: R. Schatten

In den vier Untersuchungsjahren wurde als Fruchtfolge Mais – Winterroggen – Senf – Hirse – Winterroggen – Senf gewählt. Die Düngung erfolgte mit handelsüblichen Düngern (KAS 27, Tripelsuperphosphat und Korn-Kali) entsprechend dem Nährstoffbedarf der jeweiligen Nutzpflanzen unter Berücksichtigung der in den Parzellen analysierten Nährstoffgehalte. Die mit Pflanzenkohlesubstrat behandelten Parzellen bekamen lediglich eine N-Düngung.

Die für die Untersuchungen relevanten Bodenproben zur Ermittlung des Elutionsverhaltens, des Schadstoffgehaltes sowie weiterer wichtiger physikalischer, physikalisch-chemischer und chemischer Begleitparameter erfolgten jeweils zum Ende der Vegetationsperiode im Herbst eines jedes Versuchsjahres. Die Bodenproben für die Elutionsversuche wurden als Mischprobe pro Parzelle, ausgehend von einer repräsentativen Rasterbeprobung, bestehend aus 32 Einzelproben (4 Teilflächen x 4 Probenahmepunkte) entnommen (siehe Abbildung 3.5).

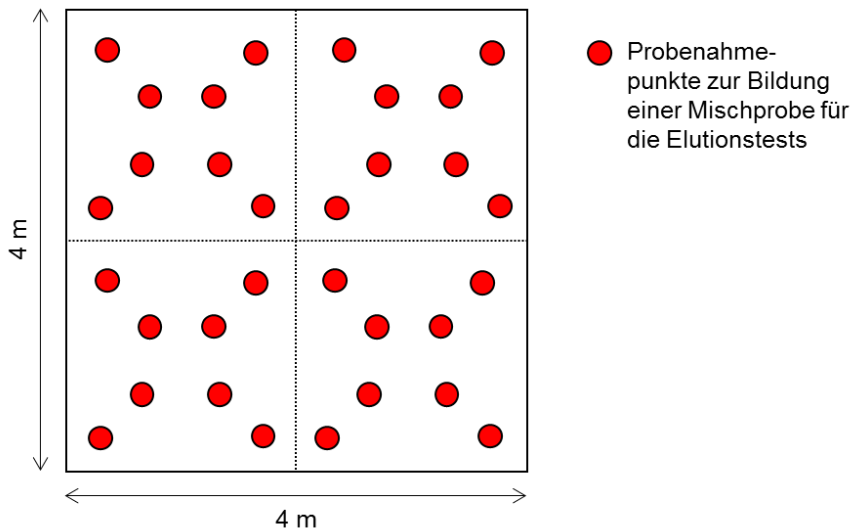


Abbildung 3.5: Verteilung der Probenahmepunkte pro Parzelle zur Bildung einer Mischprobe für die Elutionsuntersuchungen

In der Tabellen 3.7 sind die für die Elutionsuntersuchungen der organischen Schadstoffe relevanten physikalischen, physikalisch-chemischen und chemischen Parameter der mit PAK kontaminierten Böden als Kontrolle sowie der jeweiligen Boden-PKS/PK-Mischungen aus den Parzellenversuchen der Versuchsjahre 1 bis 4.

Die PAK-Gehalte liegen proben- und jahresübergreifend zwischen 43 mg/kg TS und 132 mg/kg TS, wobei aufgrund starker Streuungen kein eindeutiger Trend feststellbar ist. Die Gesamtgehalte bleiben scheinbar konstant mit gewisser Streubreite, jedoch verringern sich die bioverfügbaren Anteile mit der Einmischung von PKS und PK (Worzyk et al., 2014; nicht dargestellt).

Der Einfluss der Pflanzenkohlesubstrate und der Pflanzenkohle zeigt sich erwartungsgemäß vor allem in einer signifikanten Erhöhung der organischen Substanz (OS), des organischen Kohlenstoffs (C_{org}) und i.d.R. des Gesamtstickstoffs (N_t) sowie tendenziell des pH-Wertes. Die Rohdichte wird mit PKS- und PK-Einmischung verringert und die WHK_{max} erhöht.

Tabelle 3.7: Ausgewählte physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter der Elutionsproben aus den Parzellenversuchen (vVp: vor Vegetationsperiode; nVp: nach Vegetationsperiode)

			PAK	PAK+PKS30	PAK+PK
1. Jahr	vVp Start	∑PAK _{16-EPA} [mg/kg TS]	132,7	69,1	57,6
		OS/C _{org} [%]	1,53/0,86	11,93/6,92	4,75/2,76
		N _t [%]	0,01	0,20	0,09
		pH [-]	7,30	7,76	7,74
		Rohdichte [g/L]	1.425	1.370	1.178
		WHK [Vol.-%]	37	56	40
	nVp	∑PAK _{16-EPA} [mg/kg TS]	63,5	48,1	43,2
		OS/C _{org} [%]	1,43/0,83	8,93/5,18	3,22/1,87
		N _t [%]	0,02	0,24	0,05
		pH [-]	7,42	7,26	7,38
2. Jahr	nVp	∑PAK _{16-EPA} [mg/kg TS]	82,1	75,2	99,1
		OS/C _{org} [%]	1,22/0,7	5,76/3,3	2,98/1,7
		N _t [%]	0,02	0,15	0,05
		pH [-]	7,09	7,08	7,23
3. Jahr	nVp	∑PAK _{16-EPA} [mg/kg TS]	116,5	79,5	93,0
		OS/C _{org} [%]	1,50/0,9	7,53/4,4	3,29/1,9
		N _t [%]	0,05	0,19	0,04
		pH [-]	7,63	7,29	7,50
4. Jahr	nVp	∑PAK _{16-EPA} [mg/kg TS]	92,1	102,9	79,9
		OS/C _{org} [%]	1,41/0,82	7,68/4,45	3,43/1,99
		N _t [%]	0,02	0,02	0,02
		pH [-]	6,50	6,94	7,11
		Rohdichte [g/L]	1.118	1.386	1.428
		WHK [Vol.-%]	38	51	42

3.1.4 Pflanzenkohle

3.1.4.1 Herkunft und Herstellung

Zur Herstellung der Pflanzenkohlekomposte, -substrate sowie Boden-PKS-Mischungen, welche im Rahmen der beiden Forschungsprojekte TerraBoGa und LaTerra (vgl. Kap. 1 und Kap. 3.1) angewendet bzw. ausgebracht wurden, kam es zum Einsatz von Pflanzenkohlen von zwei verschiedenen Herstellern.

Für die Herstellung der Pflanzenkohlekomposte PKK1 - PKK5, der spezifischen Pflanzsubstrate sowie der Boden-PKS-Mischungen mit den PAK-kontaminierten Böden wurde eine zugekaufte Pflanzenkohle aus Deutschland verwendet. Die zugekaufte Pflanzenkohle wurde laut Herstellerangaben pyrolytisch bei einer Temperatur von ca. 700 °C aus unbehandeltem, holzigem Material produziert. Ausgewählte physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter können der Tabelle 3.11 entnommen werden.

Nach der Installation der Karbonisierungsanlage im Botanischen Garten Berlin-Dahlem wurde aus dem im BG anfallenden Stammholz und Astschnitt vor Ort eigene Pflanzenkohle hergestellt (Abb. 3.6). Durchschnittlich wurden 20 kg/h FM Biomasse bei 450-900 °C (i.d.R. 550 °C) zu 5 kg/h TM Pflanzenkohle karbonisiert. Dabei konnte neben der stabilen Bindung von 4 kg C (\triangleq 14,7 kg CO₂) 28 kWh Wärme ausgekoppelt werden (vgl. Terytze et al., 2015). Es wurden verschiedene Chargen an Pflanzenkohle produziert und für die wissenschaftlichen Versuche im BG ab dem Pflanzenkohlekompost PKK6 verwendet.



Abbildung 3.6: Im Botanischen Garten Berlin-Dahlem hergestellte Pflanzenkohle (links), Rasterelektronenaufnahme (REM) der Pflanzenkohle (rechts), Fotos: FU Berlin, AG Geoökologie.

3.1.4.2 Physikalische, physikalisch-chemische und chemische Charakterisierung der Pflanzenkohle

Sowohl die zugekaufte Pflanzenkohle als auch die im BG hergestellten Pflanzenkohlen wurden charakterisiert, um zum einen die Produktqualität zu bestimmen und zum anderen dem Vorsorgeprinzip Rechnung zu tragen und so eine etwaige umweltgefährdende Wirkung hinsichtlich potenzieller Schadstoffgehalte zu verhindern.

Die Tabelle 3.8 gibt einen Überblick über ausgewählte Pflanzenkohleparameter, aufgelistet als Mittel-, Minimum- und Maximalwert für die im BG hergestellten Pflanzenkohle-Chargen sowie als Mittelwert für die zugekaufte Pflanzenkohle zum Vergleich.

Trotz der großen Schwankungsbreite der verschiedenen Pflanzenkohle-Chargen hinsichtlich der Eigenschaften der Ausgangsstoffe sowie der Karbonisierungsprozessparameter konnte die Qualität der im BG hergestellten Pflanzenkohlen als sehr gut eingeschätzt werden und war durchaus vergleichbar mit der zugekauften kommerziell produzierten Pflanzenkohle. Zum Zeitpunkt der Anwendung der PK galten noch die Qualitätsklassen EBC *basic* und *premium*. Die Pflanzenkohlen wiesen Merkmale hoher Stabilität (hoher C-Gehalt, niedriges H/C_{org}- und O/C_{org}-Verhältnis) sowie sehr niedrige Gehalte an Schwermetallen und organischen Schadstoffen (PAK, PCB, PCDD/F) auf. Bis auf den Nickelgehalt (Qualitätsstufe *basic*; leicht erhöhte Werte typisch bei neu in Betrieb genommene Karbonisierungsanlagen) erfüllten alle anderen Parameter die Qualitätsstufe *premium* nach EBC (2012, Version 6.1 Juni 2015). Darüber hinaus wurden die Vorsorgewerte der BBodSchV (Bodenart Lehm/Schluff, Organik > 8 %) eingehalten.

Die untersuchten Pflanzenkohlen waren demnach geeignet für die Herstellung von Pflanzenkohlekomposten, -substraten sowie Boden-PKS-Mischungen und deren Anwendung bzw. Ausbringung (Kap. 3.1.1 bis 3.1.3).

Tabelle 3.8: Ausgewählte physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter der im BG hergestellten Pflanzenkohle-Chargen sowie der zugekauften Pflanzenkohle im Vergleich zu den Grenzwerten des EBC (MW: Mittelwert; STABW: Standardabweichung; Min: Minimum; Max: Maximum); nach Tertyze et al., 2015

Parameter	Einheit	Grenzwert EBC ¹ (basic / premium)	Pflanzenkohlen BG			Pflanzenkohle zugekauft ²
			MW±STABW	Min	Max	MW
Kohlenstoff C	% TM	>50,0	65,8±16,4	36,9	88,6	71,9
H/Corg-Verhältnis	-	<0,7	0,11±0,08	0,04	0,27	0,18
O/Corg-Verhältnis	-	<0,4	0,06±0,05	0,001	0,12	0,07
Blei Pb	mg/kg TM	150 / 120	35,4±26,0	<2,0	69,0	<1,0
Cadmium Cd	mg/kg TM	1,5 / 1,0	0,09±0,06	<0,01	0,18	<0,1
Chrom Cr	mg/kg TM	90 / 80	22,8±7,9	2,0	35,0	9,3
Kupfer Cu	mg/kg TM	<100	24,2±7,8	9,0	38,4	17,7
Nickel Ni	mg/kg TM	50 / 30	27,4±16,6	1,0	81,6	12,2
Zink Zn	mg/kg TM	400 / 300	92,6±42,8	23,0	157,5	52,3
16 EPA-PAK	mg/kg TM	12 / 4	0,18±0,17 ³ 1,15±1,07 ⁴ 1,32±0,11 ⁵	0,05 ³ 0,30 ⁴ 1,24 ⁵	0,46 ³ 2,70 ⁴ 1,39 ⁵	5,0 ³
6 PCB	mg/kg TM	<0,2	0,001±0,0007	<0,001	0,002	<0,001
7 PCB	mg/kg TM	<0,2	0,001±0,0007	<0,001	0,003	k.A.
PCDD/PCDF (TEQ-WHO)	ng/kg TM	<20	n.r. ⁶	n.b. ⁷	0,0056	n.b. ⁷
Stickstoff N	% TM	nur Angabe erforderlich	0,78±0,19	0,47	1,48	0,8
Phosphor P	g/kg TM	nur Angabe erforderlich	1,75±0,4	0,8	2,49	1,91
Kalium K	g/kg TM	nur Angabe erforderlich	9,48±2,9	4,4	16,0	8,73
pH (CaCl ₂)	-	nur Angabe erforderlich	10,2±1,6	8,5	12,3	8,5
Salzgehalt	g/l FM	nur Angabe erforderlich	2,0±0,8	0,93	3,3	0,6
Feuchtrohdichte bzw. Schüttdichte	g/l FM	nur Angabe erforderlich	320±148	130	538	342
spezif. Oberfläche	m ² /g	>150 empfohlen	220±90	96	346	k.A.
Brennwert	kJ/kg		21.000±6.669	12.870	31.538	k.A.

¹European Biochar Certificate (2012): Version 6.1 of 19th June 2015 (geltende Grenzwerte zum Zeitpunkt der Anwendung)

²Pflanzenkohle Firma Carbon Terra (wurde bis zur Herstellung eigener Pflanzenkohle im BG verwendet)

³4h-Extraktion n-Hexan; ⁴4h-Extraktion Toluol; ⁵36h-Extraktion Toluol

⁶n.r. = nicht rechenbar, da nur eine von sechs PK-Proben PCDD/F-Gehalte über der Bestimmungsgrenze aufwies

⁷n.b. = nicht bestimmbar, da alle Einzelverbindungen unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze lagen

3.2 Methoden zur Bestimmung der physikalischen, physikalisch-chemischen und chemischen Parameter für die Komposte, Pflanzsubstrate und Böden mit und ohne Pflanzenkohle

Die durchgeführten praktischen Untersuchungen zur Ermittlung der physikalischen, physikalisch-chemischen und chemischen Parameter für die Komposte, Pflanzsubstrate und Böden erfolgten nach standardisierten Methoden nach oder in Anlehnung an nationale und internationale Normen (v.a. DIN, DIN ISO, EN ISO) sowie nationale Methodensammlungen (z. B. VDLUFA Methodenbuch, Methodenbuch BGK e.V.) und sind in Tabelle 3.9 für die relevantesten Parameter zusammenfassend dargestellt.

Durch die Einhaltung von standardisierten Bestimmungsmethoden konnte eine hohe Vergleichbarkeit und Reproduzierbarkeit der ermittelten Ergebnisse gewährleistet werden.

Im Anschluss an die nachfolgende Tabelle erfolgen eine Kurzbeschreibung der Bestimmungsmethode und deren Umsetzung im Labor für die relevantesten Parameter.

Tabelle 3.9: Methoden zur Bestimmung ausgewählter physikalischer, physikalisch-chemischer und chemischer Parameter für Kompost, Pflanzsubstrate und Böden mit / ohne Pflanzenkohle

Parameter	Bestimmungsmethode
Trockenrückstand/ Wassergehalt [%]	Komposte/Substrate: Methodenbuch BGK (2006-09), Kap. II. A1 Böden: DIN ISO 11465:1996-12
maximale Wasserhaltekapazität (WHK _{max}) [Vol.-%]	Methodenbuch BGK (2006-09), Kapitel II. A2
Rohdichte [g/l FM]	Methodenbuch BGK, Kapitel II. A4
pH-Wert (CaCl ₂) [-]	Komposte/Substrate: Methodenbuch BGK, Kapitel III. C1.1 Böden: DIN ISO 10390:2005-02
Salzgehalt [g/l FM]	Komposte/Substrate: Methodenbuch BGK, Kapitel III. C2.1 Böden: DIN ISO 11265:1997-06
Organische Substanz (Glühverlust) [% TS]	alle Materialien: Methodenbuch BGK, Kapitel III B1.1 / DIN EN 15169:2007-05
Gesamt-Kohlenstoff C _t [% TS]	alle Materialien: DIN ISO 10694:1996-08
Gesamt-Stickstoff N _t [% TS]	alle Materialien: DIN ISO 13878:1998-11
C/N-Verhältnis [-]	alle Materialien: berechnet
Gesamtgehalte Nährstoffe und Schwermetalle Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Zn [mg/kg TS]	alle Materialien: DIN ISO 11466:1995-03/ DIN EN 13650:2002-01 (Königswasser-

	oder Salpetersäureaufschluss), anschl. DIN EN ISO 11885:2009-09 (E22) (ICP-OES)
Lösliche (pflanzenverfüg.) Nährstoffe und Schwermetalle Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Zn [mg/kg FM oder mg/l FM]	Komposte/Substrate: VDLUFA Methodenbuch (2004), Bd. Ib A 13.1.1 (CAT-Extraktion, 0,01 M CaCl ₂ + 0,002 M DTPA-Lösung), anschl. DIN EN ISO 11885:2009-09 (E22) (ICP OES) Böden: VDLUFA Methodenbuch (1997), Bd. I A 6.4.1
Löslicher (pflanzenverf.) Stickstoff N _{min} [mg/L]	alle Materialien: VDLUFA Methodenbuch (1997), Bd. I A 6.1.4.1
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK16 nach EPA) [mg/kg TS]	Böden und Pflanzenkohle: DIN ISO 13877:2000-01 (Extraktionsmittel n-Hexan und Toluol, 4h bzw. 4h/36h Extraktion)
Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) [mg/kg TS]	Böden: DIN EN 14039:2005-01 in Verbindung mit LAGA KW/04: 2009-12

3.2.1 Probenvorbehandlung

Für die Probenvorbehandlung der Komposte, Pflanzsubstrate sowie Böden wurde die DIN 19747:2009-07 herangezogen. Die bereits bei der Probennahme homogenisierten Proben wurden entsprechend ihrer Zugehörigkeit zu Kompost/Substrat oder Boden spezifisch vorbehandelt. Die Komposte und Pflanzsubstrate wurden in der Regel nicht gesiebt, da bereits nach abschließender Herstellung der Komposte im BG eine maschinelle Siebung auf < 10 mm erfolgte. Lediglich für die CAT-Extraktion (lösliche Nährstoffe außer Stickstoff) wurden die Proben luftgetrocknet und auf < 5 mm gesiebt. Die Bodenproben wurden für die Bestimmung der physikalischen, physikalisch-chemischen und chemischen Parameter auf die Korngröße < 2 mm gesiebt. Für die Bestimmung der Parameter C_t, N_t, Organische Substanz (Glühverlust) sowie die Gesamtgehalte an Nährstoffen und Schwermetallen (Königswasseraufschluss) wurde eine repräsentative Teilmenge jeder Probe bei 105 °C getrocknet und in einer Scheibenschwingmühle auf < 250 µm gemahlen. Falls das Probematerial bis zur Bestimmung eines Parameters aufbewahrt werden musste, erfolgte eine Lagerung bei maximal 4 °C im Kühlschrank. Prinzipiell wurde vor jeder Entnahme einer Prüfprobe das Probenmaterial nochmals homogenisiert und geteilt (fraktionierendes Teilen bzw. Kegeln und Vierteln). Für die Elutionsuntersuchungen blieben die Probenmaterialien grundsätzlich im Original (siehe Kap 3.3 Elutionsversuche).

3.2.2 Trockenrückstand / Wassergehalt

Der Trockenrückstand bzw. der Wassergehalt der untersuchten Materialien wurde gravimetrisch nach dem Methodenbuch BGK (2006-09), Kap. II. A1 für Komposte und Substrate bzw. DIN ISO 11465: 1996-12 für Böden bestimmt. Dazu wurden abhängig vom Medium 15 - 30 g der frischen Probe in Doppelbestimmung bei 105 °C ± 5 °C bis zur

Gewichtskonstanz getrocknet, danach in einem Exsikkator abgekühlt und anschließend zurückgewogen. Über die Differenz von der feuchten und der getrockneten Probe konnten Wassergehalt und Trockenrückstand jeweils in Prozent [%] berechnet werden.

3.2.3 Maximale Wasserhaltekapazität (WHK_{max})

Die Bestimmung der maximalen Wasserhaltekapazität (WHK_{max}) erfolgte für alle Materialien nach Methodenbuch BGK (2006-09), Kap. II. A2. Zur Bestimmung der WHK_{max} wurde ein bestimmtes Volumen an Probenmaterial in einen Messzylinder (250 ml) mit gelöchertem Boden gegeben, um das Probenmaterial 4 Stunden im Wasserbad bis zur kapillaren Sättigung zu wässern. Anschließend erfolgte auf einem Kiesbett mit Vlies ein zweistündiges Abtropfen des nicht von der Probe gegen die Schwerkraft gehaltenen Wassers. Aus der Gewichts Differenz und anhand weiterer Parameter wie Rohdichte und Ausgangswassergehalt lässt sich die gespeicherte Wassermenge sowie letztendlich die maximale Wasserhaltekapazität in Volumenprozent [Vol.-%] berechnen.

3.2.4 Rohdichte

Die Rohdichte der Frischsubstanz wurde nach dem Methodenbuch PKG (2006-09), Kap. II. A4 bestimmt. Die in einen Messzylinder (250 ml) locker eingefüllte frische Originalprobe wurde mittels einer Fallvorrichtung 10-mal aus 10 cm Höhe senkrecht fallen gelassen. Anschließend wurde die Masse, abzüglich des Zylinders, auf 1 g genau und das Volumen des Probenmaterials auf 10 ml genau bestimmt. Die Rohdichte (Verhältnis von Masse zu Volumen) wurde als Mittelwert aus drei Wiederholungen in der Dimension [g/l] angegeben.

3.2.5 pH-Wert

Der pH-Wert der Komposte und Pflanzsubstrate wurde nach Handbuch BGK (2006-09), Kap. III. C 1.1 bestimmt, indem 20 g Probenmaterial 200 ml einer 0,01 molaren $CaCl_2$ -Lösung (Verhältnis 1:10) zugegeben und nach 1 Stunde und mehrmaligem Umrühren der pH-Wert der Suspension mit einer kalibrierten Glaselektrode (WTW pH/Cond 340i mit Einstabmesskette SenTix 51 mit integriertem Temperaturfühler) gemessen wurde. Der pH-Wert der Böden wurde in Anlehnung an DIN ISO 10390:2005-02 bestimmt, indem 10 g Probenmaterial (entspricht ca. 8 ml) 40 ml einer 0,01 molaren $CaCl_2$ -Lösung (Verhältnis 1:5) zugegeben, danach 5 Minuten geschüttelt und anschließend 2 Stunden stehen gelassen wurde. Die Messung des pH-Wertes in der Suspension erfolgte analog zu den Komposten mit einer kalibrierten Glaselektrode.

3.2.6 Salzgehalt

Der Salzgehalt der Probenmaterialien wurde nach Handbuch BGK (2006-09), Kap. III. C 2.1 bzw. in Anlehnung an DIN ISO 11265:1997-06 bestimmt. Dazu wurde die elektrische Leitfähigkeit der Proben in einer Suspension aus 20 g Probenmaterial und 200 ml deionisiertem Wasser (Milli Q Advantage A10, Millipore) nach einstündigem Schütteln

mit einer Leitfähigkeitsmesszelle (WTW pH/Cond 340i mit Leitfähigkeitsmesszelle TetraCon 325 mit integrierter Temperaturfühler) gemessen. Aus der gemessenen Leitfähigkeit lässt sich der Salzgehalt in [mg KCl/100 g FS] oder [g/l FS] ableiten.

3.2.7 Glühverlust zur Bestimmung der organischen Substanz

Der Glühverlust liefert ein Maß für den Gehalt an organischer Substanz in den Probenmaterialien und wurde nach Methodenbuch BGK (2006-09), Kap. III. B 1.1 und in Anlehnung an DIN EN 15169:2007-05 bestimmt. Dazu wurden 5 g gemahlene (< 0,25 mm) und getrocknete Probe in Doppelbestimmung im Muffelofen (Heraeus Instruments, Thermo Scientific) bei 550 °C ± 25 °C bis zur Gewichtskonstanz (5-15 Stunden, abhängig vom Organikanteil der Proben) geglüht, danach im Exsikkator abgekühlt und anschließend ausgewogen. Aus der Massendifferenz vor und nach dem Glühen lässt sich der Glühverlust berechnen. Durch Multiplikation mit dem Faktor 0,58 kann der organische Kohlenstoffgehalt (TOC) aus dem Glühverlust errechnet werden. Dieser Faktor macht jedoch nur bei Böden ohne Kompost und Pflanzenkohle Sinn, da der Kohlenstoff der Pflanzenkohle anders berücksichtigt werden muss.

3.2.8 Gesamtgehalt an Kohlenstoff und Stickstoff

Die Bestimmung des Gesamtgehaltes an Kohlenstoff und Stickstoff erfolgte nach DIN ISO 10694:1996-08 bzw. DIN ISO 13878:1998-11 mittels trockener Verbrennung von 0,15 g gemahlener (< 0,25 mm) Probe im Elementaranalysator TruSpec CHN von Leco. Die Methode liefert durch Division von C- und N-Gehalt auch das C/N-Verhältnis der Probe.

3.2.9 Gesamtgehalte an Nährstoffen und Schwermetallen

Die Gesamtgehalte an Nährstoffen und Schwermetallen der Probenmaterialien wurden nach DIN ISO 11466:1995-03 sowie in Anlehnung an DIN EN 13650:2002-01 bestimmt. Bei den Bodenproben wurde der Standard-Königswasseraufschluss (Verhältnis Salz- zu Salpetersäure 3:1) durchgeführt. Bei hohem Organikanteil in den Proben (Kompost; Pflanzenkohlekompost; Pflanzsubstrat) wurde das Verhältnis der Säuren umgedreht, d.h. der Anteil an Salpetersäure wurde erhöht. Der Aufschluss der Probe (0,25 g Einwaage) fand in der Mikrowelle bei 200 °C statt. Anschließend wurden die Extrakte filtriert und der Messung an der ICP-OES (Thermo Scientific IRIS Intrepid oder Perkin Elmer Precisely OES Optima 2100 DV) nach DIN EN ISO 11885:2009-09 zugeführt.

3.2.10 Lösliche (pflanzenverfügbare) Nährstoffe und Schwermetalle

Der lösliche mineralische Stickstoff (N_{\min}) beinhaltet den Nitrat-Stickstoff sowie den Ammonium-Stickstoff und wurde nach VDLUFA (1997), Bd. I A 6.1.4.1 bestimmt, wobei Nitrat und Ammonium im gleichen Extrakt gemessen wurden. Zur Herstellung des Extraktes wurden 75 g feldfrisches, jedoch bis zu Extraktion tiefgekühltes Probenmaterial 300 ml einer 0,0125 molaren CaCl_2 -Lösung (Verhältnis 1:4) zugegeben und nach 1 Stunde im

Überkopfschüttler über einen stickstoffarmen Filter filtriert. Anschließend wurde spektralphotometrisch im Extrakt das Nitrat nach VDLUFA (1997), Bd. 1 A 6.1.4.1 bei einer Wellenlänge von 210 nm und das Ammonium nach der Methode von Kandeler et al. (1993) bei einer Wellenlänge von 660 nm gemessen. Mittels einer Eichgeraden wurden die Gehalte an Nitrat-N und Ammonium-N [mg/100 g FS; mg/kg FS oder mg/l FS] in der jeweiligen Probe ermittelt. Der lösliche mineralische Stickstoff N_{min} ergibt sich dann rechnerisch aus der Summe von NO₃-N und NH₄-N.

















Die Ermittlung der löslichen Nährstoffe (außer N_{min}, s.o.) und der Schwermetalle wurde für Komposte und Substrate nach dem VDLUFA Methodenbuch (2004), Bd. Ib A13.1.1 und für Böden nach dem VDLUFA Methodenbuch (1997), Bd. I A 6.4.1 mittels CAT-Extraktion (CaCl₂ x 2H₂O + DTPA) durchgeführt. Für Komposte und Substrate wurden 25 g mit 200 ml CAT-Lösung und für Böden 5 g Probenmaterial mit 50 ml CAT-Lösung versetzt, 1 Stunde im Überkopfschüttler geschüttelt, danach die Extrakte filtriert und anschließend an der ICP-OES (Thermo Scientific IRIS Intrepid oder Perkin Elmer Precisely OES Optima 2100 DV Perkin Elmer Precisely OES Optima 2100 DV) nach DIN EN ISO 11885:2009-09 gemessen.

3.2.11 Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die Bestimmung der PAK-Gehalte der kontaminierten Böden erfolgte in einem nach DIN EN ISO/IEC 17025 akkreditierten Analytiklabor aus Berlin. Die Bodenproben wurden nach der Probennahme in geeigneten Gefäßen (Braungläser mit PTFE-Inlay-Deckel) gekühlt zum externen Labor transportiert.

Die Summe wie auch die Einzelverbindungen der 16 EPA-PAK (Tab. 3.10) wurden nach DIN ISO 13877:2001-01 bestimmt, dabei wurde 4 Stunden mit n-Hexan extrahiert und anschließend mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie – (HPLC-UV/F) gemessen.

Tabelle 3.10: Struktur und chemisch-physikalische Eigenschaften der 16 EPA-PAK (Sims & Overcash, 1983, verändert nach Schettler, 1998, aus Susset, 2004)

Substanz	Kurzform	Struktur	Molgewicht [g mol ⁻¹]	Schmelzpunkt [°C]	Siedepunkt [°C]	Wasserlöslichkeit 25 °C (aus unterkühlter Fl.) [mg l ⁻¹]	Dampfdruck * 20 °C [mm Hg]	log K _{ow} []
Naphthalin (C ₁₀ H ₈)	Nap		128	80	218	30,0 (119,4)	4,92 × 10 ⁻²	3,37
Acenaphthylen (C ₁₂ H ₈)	Any		152	92	265	9,8 (51,4)	2,90 × 10 ⁻²	4,07
Acenaphthen (C ₁₂ H ₁₀)	Ace		154	96	279	3,47 (20)	2,00 × 10 ⁻²	4,33
Fluoren (C ₁₃ H ₁₀)	Fln		166	116	293	1,98 (18,1)	1,30 × 10 ⁻²	4,18
Phenanthren (C ₁₄ H ₁₀)	Phe		178	101	340	1,29 (8,3)	6,80 × 10 ⁻⁴	4,46
Anthracen (C ₁₄ H ₁₀)	Ant		178	216	340	0,07 (6,4)	1,96 × 10 ⁻⁴	4,45
Fluoranthren (C ₁₆ H ₁₀)	Fth		202	111	383	0,26 (2,1)	6,00 × 10 ⁻⁶	5,33
Pyren (C ₁₆ H ₁₀)	Py		202	149	360	0,14 (2,7)	6,85 × 10 ⁻⁷	5,32
Benzo(a)Anthracen (C ₁₈ H ₁₂)	BaA		228	158	400	0,014 (0,34)	5,00 × 10 ⁻⁹	5,61
Chrysen (C ₁₈ H ₁₂)	Chr		228	255	441	0,002 (0,45)	6,30 × 10 ⁻⁷	5,61
Benzo(b)Fluoranthren (C ₂₀ H ₁₂)	BbF		252	167	-	0,0012 (0,04)	5,00 × 10 ⁻⁷	6,57
Benzo(k)Fluoranthren (C ₂₀ H ₁₂)	BkF		252	217	480	0,00055 (0,02)	5,00 × 10 ⁻⁷	6,84
Benzo(a)Pyren (C ₂₀ H ₁₂)	BaP		252	179	496	0,0038 (0,15)	5,00 × 10 ⁻⁷	6,04
Dibenz(a,h)Anthracen (C ₂₂ H ₁₄)	DahA		278	262	524 *	0,0005 (0,13)	1,00 × 10 ⁻¹⁰	5,97
Indeno(1,2,3-cd)pyren (C ₂₂ H ₁₂)	Indeno		276	163	536 *	0,062 (1,67)	1,00 × 10 ⁻¹⁰	7,66
Benzo(g,h,i)perylene (C ₂₂ H ₁₂)	BghiP		276	222	500	0,00026 (0,03)	1,00 × 10 ⁻¹⁰	7,23

*Werte aus VERSCHUEREN, 1996, Klammerwerte: Löslichkeiten aus unterkühlter Flüssigkeit (subcooled liquid solubility, S_{sc}) aus LOYEK, 1998

3.3 Elutionsversuche

Zur Beurteilung des Freisetzungsverhaltens und letztendlich der Verfügbarkeiten von Nähr- und Schadstoffen bestanden zu Beginn der vorliegenden Dissertation mit dem Schüttelverfahren nach DIN 19527:2012-08 und DIN 19529:2009-01 bzw. Säulenperkolationsverfahren nach DIN 19528:2009-01 (dynamische Bestimmung der Freisetzung über die Zeit, gemessen als Wasser-/Feststoffverhältnis [W/F]) bereits standardisierte Methoden, welche jedoch hauptsächlich für die Matrices Böden, Komposte und RC-Baustoffe validiert sind. Für die Elution von Pflanzenkohlekomposten bzw. -substraten existiert zurzeit wenig Datenmaterial. Von der prinzipiellen Eignung der existierenden Elutionsmethoden auch für diese Materialien wird ausgegangen, wenngleich auch gewisse Adaptionen, vor allem beim Schüttelverfahren, an die Matrix Pflanzenkohle notwendig sind.

3.3.1 Schüttelverfahren

Die Schüttelversuche in der vorliegenden Arbeit wurden nach DIN 19527:2012-08 sowie DIN 19529:2009-01 mit einem W/F-Verhältnis von 2 l/kg Trockenmasse durchgeführt. Im Dezember 2015 wurden beide o.g. Normen für das Schüttelverfahren als DIN 19529:2015-12 redaktionell zusammengeführt und die DIN 19527:2012-08 mit Ersatzvermerk zurückgezogen. Die in der vorliegenden Arbeit durchgeführten Elutionsversuche wurden größtenteils vor der Zusammenführung der beiden o.g. Normen durchgeführt.

Proben- und Versuchsvorbereitung

Nach den oben genannten Normen ist die Untersuchung der Proben grundsätzlich unverändert im Original durchzuführen. Da Feststoffe mit einer Korngröße bis 32 mm eingesetzt werden können, war eine Siebung der untersuchten Böden, Komposte und Pflanzsubstrate nicht notwendig (vgl. Kap. 3.2.1). Die Homogenisierung der Materialien wurde sowohl bereits während der Probenahme im Feld als auch bei der Bestimmung des Wassergehaltes im Labor sichergestellt. Die für die Schüttelversuche benötigte Probenmenge wurde durch Probenteilung mittels Kegelteilung und Vierteln gewonnen.

Zur Berechnung der für die Einstellung des W/F-Verhältnisses benötigten Probenmenge war die Bestimmung des Wassergehaltes der Probe notwendig. Zu diesem Zweck wurde an einer repräsentativen Probenmenge der Wassergehalt bestimmt und anschließend nach Gleichung (3.1) berechnet (vgl. DIN 19527 bzw. DIN 19529).

$$w = \left(\frac{m_F - m_T}{m_F} \right) \quad (3.1)$$

mit W Wassergehalt [-]
 m_F Feuchtmasse der Probe [g]
 m_T Trockenmasse der Probe [g]

Die Trockenmasse konnte aus der Feuchtmasse und dem erhobenen Wassergehalt nach Gleichung (3.2) bestimmt werden.

$$m_T = m_F \times (1 - w) \quad (3.2)$$

mit W Wassergehalt [-]
 m_F Feuchtmasse der Probe [g]
 m_T Trockenmasse der Probe [g]

Versuchsaufbau

Zunächst wird anhand Abbildung 3.7 und Tabelle 3.11 ein kurzer schematischer Überblick über den Aufbau des Schüttelverfahrens sowie die verwendeten Gerätschaften und Chemikalien gegeben. Detailliertere Beschreibungen hinsichtlich der Versuchsdurchführung folgen im anschließenden Unterkapitel.

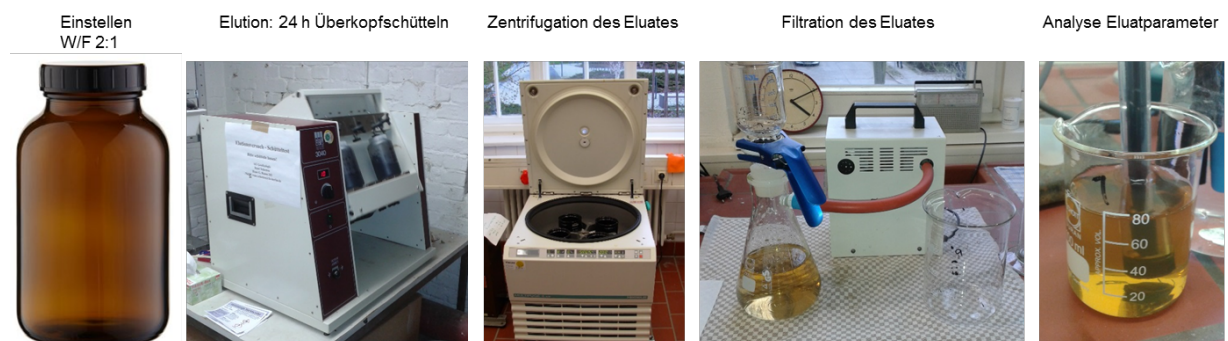


Abbildung 3.7: Schematischer Ablauf des Schüttelversuches (nach DIN 19527:2012-08 und DIN 19529:2009-01; Quelle: eigene Aufnahmen)

Jeder eingewogenen Probe wurde ein definiertes Volumen an deionisiertem Wasser zugegeben, sodass sich ein Wasser/Feststoff-Verhältnis (W/F) von 2:1, bezogen auf die Trockenmasse (TM), ergibt. Für einzelne pflanzenspezifische Substrate musste das W/F-Verhältnis probenbedingt (hoher Wassergehalt; hoher Torfanteil; hohes Volumen bei geringem Gewicht) auf 5:1 erhöht werden, um überhaupt eine Elution zu ermöglichen. Weitere Ausführungen dazu finden sich im Unterkapitel „Elutionsschritt“. Anschließend erfolgte der Elutionsschritt über 24 Stunden im Überkopfschüttler. Der sich daran anschließende Zentrifugations- und Filtrationsschritt trennt die Flüssig- von der Festphase. Abschließend wurden die direkt zu bestimmenden Eluatparameter (z. B. Volumen, Trübung, pH, elektrische Leitfähigkeit, Färbung, Geruch etc.) aufgenommen und ein Aliquot des Eluates zur Analyse auf Nähr- und Schadstoffe vorbereitet.

Tabelle 3.11: Schüttelverfahren - verwendete Geräte/Materialien und Chemikalien

Geräte/Materialien	Beschreibung
Flaschen	Braunglas: 1 Liter Weithals, Deckel mit PTFE-Einlage HDPE: 1 Liter Weithals
Überkopfschüttler	GFL 3040; Rotationsgeschwindigkeit: 10 U/min
Zentrifuge	Heraeus Multifuge 4 KR Rotor: Heraeus Sorvall (max. 4400 rpm; max. 4.000 x g) Zentrifugenbecher: 4 x Sigma aus Edelstahl 13511; max. 4 x 3510 g)
Filtrationsgerät	Unterdruckpumpe und Filtrationsapparatur aus Glas
Filter	Whatman Glass Microfibre Filters GF/F (0,7 µm) Sartorius stedini biotech Cellulose Acetate Filter (0,45 µm)
Analysenwaagen	versch. Waagen von Sartorius, v.a. Sartorius BP 2100 S
Eluatparametermessung direkt nach Elution:	Grundgerät: WTW pH/Cond 340i mit versch. Messketten (s.u.)
pH-Wert	Einstabmesskette WTW SenTix 51
elektr. Leitfähigkeit	Einstabmesskette WTW TetraCon 325
Nitrat	Ionenselektive Sonde WTW NO 800
Trübung	Eutech Instruments Turbidimeter TN-100
Chemikalien	Beschreibung
deionisiertes Wasser	Elutionsmittel, LF < 10 µS/cm, kontinuierlich blindwertfrei
n-Hexan	Konservierung/Stabilisierung Eluat; Roth ≥ 95 %, zur Synthese
Aceton	zur Reinigung der Geräte; Roth ≥ 99,7 %, reinst

Versuchsdurchführung

Die Versuchsdimensionierung wurde durch die einzuwiegende Masse der zu untersuchenden Probe bestimmt und war vor allem abhängig vom Größtkorn des Probenmaterials. Laut DIN 19527:2012-08 sowie DIN 19529:2009-01 ist bei einem Größtkorn von 2 mm bis 11,2 mm eine Einwaage von $250 \pm 12,5$ g, bezogen auf die Trockenmasse, erforderlich. Des Weiteren muss bei dem o.g. Größtkorn das Volumen der Versuchsgefäße 1 Liter betragen. Sowohl für die Böden als auch für die Komposte sowie Pflanzsubstrate wurde die o.g. Versuchsdimensionierung gewählt.

Elutionsschritt

Die zu untersuchende Probe wurde mit einer Trockenmasse von $250 \pm 12,5$ g in eine 1-Liter-Braunglasflasche (kontaminierte/unkontaminierte Böden und Boden-PKS-Mischungen) bzw. 1-Liter-HDPE-Flaschen (Komposte mit/ohne Pflanzenkohle und Pflanzsubstrate) gefüllt. Die damit korrespondierende einzuwiegende Feuchtmasse der Probe wurde mit der nach m_F umgestellten Gleichung (3.3) wie folgt berechnet:

$$m_F = \frac{m_T}{(1 - w)} \quad (3.3)$$

mit w Wassergehalt [-]
 m_F Feuchtmasse der Probe [g]
 m_T Trockenmasse der Probe [g],

Anschließend wurde ein entsprechendes Volumen an Elutionsmittel (hier: deionisiertes Wasser; VE-Wasser) zugegeben, so dass es zwischen dem Elutionsmittel und der eingewogenen Probe ein W/F-Verhältnis von $2 \pm 0,05$ L/kg während der Elution entsprach. Dazu wurde die folgende Gleichung (3.4) verwendet:

$$V_L = 2m_T - (m_F - m_T) = m_F \times (2 - 3w) \quad (3.4)$$

mit V_L Volumen des zuzugebenden Elutionsmittels [ml]
 w Wassergehalt [-]
 m_F Feuchtmasse der Probe [g]
 m_T Trockenmasse der Probe [g]

Nach Zugabe des Elutionsmittels wurde geprüft, ob das Probematerial und das Elutionsmittel gut miteinander vermischt werden konnte. War dies nicht der Fall, musste das W/F-Verhältnis angepasst werden, um die Elution zu gewährleisten. Eine Trocknung des Probenmaterials führte hingegen nicht zum gewünschten Erfolg. Vor allem bei einigen Pflanzsubstraten mit geringer Rohdichte und hohem Anteil an wasserspeichernden Bestandteilen wie z. B. Torf (*Paulownia tomentosa*, *Populus* „Max 1“ und *Salix* „Tordis“) war die Erhöhung des W/F-Verhältnisses auf 5 l/kg notwendig. Optisch wirkte ein W/F-Verhältnis von 5:1 vergleichbar mit einem 2:1 bei Komposten und Böden. Diese Abweichung wurde dokumentiert. In der Ergebnisdarstellung sowie im Diskussionsteil wird diese Methodenadaption nochmals aufgegriffen.

Für jede zu untersuchende Probe wurden mindestens zwei parallele Schüttelversuche durchgeführt (Doppelbestimmung), bei spezielleren Fragestellungen wie die nach dem Einfluss der Lagerung ausgewählter Komposte mit und ohne Pflanzenkohle sowie bei einem Methodenvergleich unterschiedlicher Elutionsverfahren wurde eine Dreifachbestimmung vorgenommen.

Um auf das für die Untersuchung der freigesetzten PAK-Gehalte aus den kontaminierten Böden und Boden-PKS-Mischungen benötigte Eluatvolumen zu gelangen, wurden bei diesen Probenmaterialien pro Versuchsansatz die doppelte Menge an Braungläsern mit Probenmaterial und Elutionsmittel eingesetzt, um nach dem Elutionsschritt die Eluate zu vereinigen.

Anschließend wurden die Flaschen verschlossen, in einen Überkopfschüttler eingespannt und bei 10 U/min $24 \pm 0,5$ h geschüttelt.

Flüssigkeits-Feststoff-Trennungsschritt

Nach Beendigung des Überkopfschüttelns konnten sich die suspendierten Feststoffe für 15 min. absetzen. Anschließend wurde die überstehende Flüssigkeit (Eluat) möglichst vollständig dekantiert. Die Eluate der kontaminierten Bodenproben und Boden-PKS-Mischungen wurden direkt nach dem Dekantieren vereinigt.

Anschließend wurden die dekantierten Eluate abhängig von der vorher bestimmten Trübung für mindestens 30 bis maximal 160 min. bei 4.000 x g in Zentrifugenbechern aus Edelstahl zentrifugiert (Heraeus Multifuge 4 KR mit Rotor Heraus Sorvall). Wies die Trübung nach 30 min. Werte > 20 FNU auf, wurde die Zentrifugation fortgesetzt und die Trübung nach 60 min. sowie ggf. nach 90 min. erneut gemessen, um die Zentrifugationszeit bis zum Erreichen < 20 FNU optimal zu gestalten. Nach maximal 160 min. (normenkonforme maximale Zentrifugationszeit für den verwendeten Rotor) wurde die Zentrifugation auch bei Nichterreichen von < 20 FNU abgebrochen. Im nächsten Schritt wurden die zentrifugierten Eluate durch einen Glasfasermikrofilter (Whatmann GF/F; mittleren Abscheidegrad $\leq 0,7 \mu\text{m}$; ohne Bindemittel) filtriert.

Sämtliche Angaben zur Durchführung der Schüttelversuche, wie z. B. Trockenmasse des Probenmaterials, Angaben zum Elutionsmittel, Dauer der Elution, Angaben zur Zentrifugation und Filtration sowie ggf. Abweichungen bzw. technische Probleme wurden dokumentiert.

Vorbereitung der Eluate für die Analytik

Unmittelbar nach den o.g. Separations- und Filtrationsschritten erfolgten die Bestimmung der Temperatur, des pH-Wertes, der elektrischen Leitfähigkeit, des Nitratgehaltes sowie die Färbung und der Geruch des Eluates. Einen Überblick über die verwendeten Methoden zur Bestimmung der physikalischen, physikalisch-chemischen und chemischen Parameter der Eluate findet sich im Kapitel 3.3.3 Eluatanalytik.

Für die Parameter Nährstoffe (außer Nitrat) und Schwermetalle sowie TC/TOC/DOC (teilw.) wurden jeweils 50 – 100 ml in PE-Fläschchen gefüllt und, falls die Analytik nicht unmittelbar durchgeführt wurde, bei max. 4 °C kühl bereitgestellt oder tiefgekühlt.

Für die extern durchgeführte Analytik auf organische Schadstoffanteile im Eluat wurden, abhängig vom jeweiligen zur Verfügung stehenden Eluatvolumen, 350 – 650 ml in Braungläser (Enghals; Deckel mit PTFE-Inlay) überführt, anschließend sofort mit jeweils 20 – 25 ml n-Hexan überschichtet und, falls der in Kühlboxen stattgefundene Transport zum externen Analytiklabor nicht unmittelbar erfolgen konnte, bei max. 4 °C kühl bereitgestellt.

3.3.2 Säulenperkolationsverfahren

Die Säulenperkolationsverfahren wurden nach DIN 19528: 2009-01 durchgeführt. Hinsichtlich der Charakterisierung des Freisetzungsverhaltens der Nähr- und Schadstoffe wurde der Säulenversuch zur grundlegenden Charakterisierung durchgeführt, das entspricht einer Eluatbeprobung bis mindestens W/F-Verhältnis $4,0 \pm 0,8$ l/kg TS (vgl. DIN 19528: 2009-01, Einleitung und Kapitel 9.4.2).

Proben- und Versuchsvorbereitung

Nach der oben genannten Norm ist die Untersuchung der Proben grundsätzlich unverändert im Original durchzuführen (analog zum Schüttelverfahren). Da Feststoffe mit einer Korngröße bis 32 mm eingesetzt werden können, war eine Siebung der untersuchten Böden, Komposte und Pflanzsubstrate nicht notwendig. Die Homogenisierung der Materialien wurde sowohl bereits während der Probenahme im Feld als auch bei der Bestimmung des Wassergehaltes im Labor sichergestellt. Die für die Schüttelversuche benötigte Probenmenge wurde durch Probenteilung mittels Kegelteilung und Vierteln gewonnen.

Zur Berechnung der W/F-Verhältnisse und damit einhergehend der Versuchsdimensionierung (z. B. Probenmenge, Perkolationsrate und -geschwindigkeit, Versuchsdauer) ist die Bestimmung des Wassergehaltes der Probenmaterialien notwendig. Zu diesem Zweck wurde, analog zum Schüttelverfahren, eine Teilprobe jeder zu eluierenden Probe normkonform bei einer Temperatur von 105 ± 5 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und der Wassergehalt anschließend nach Gleichung (3.5) berechnet.

$$w = \left(\frac{m_F - m_T}{m_F} \right) \quad (3.5)$$

mit W Wassergehalt [-]
 m_F Feuchtmasse der Probe [g]
 m_T Trockenmasse der Probe [g]

Die Trockenmasse kann demnach aus der Feuchtmasse und dem erhobenen Wassergehalt nach Gleichung (3.6) bestimmt werden.

$$m_T = m_F \times (1 - w) \quad (3.6)$$

mit W Wassergehalt [-]
 m_F Feuchtmasse der Probe [g]
 m_T Trockenmasse der Probe [g]

Des Weiteren wurden zur Vorbereitung der Säulenperkolationsversuche die Glassäulen und Verschlüsse, Filter und Flaschen sowie die Zu- und Ableitungen zunächst mit Aceton und anschließend mit destilliertem Wasser gespült und luftgetrocknet. Alle verwendeten Bauteile sollten vor der Benutzung laut DIN 19528 sauber, trocken und fettfrei sein.

Der verwendete Quarzsand, Körnung 0,6 mm bis 1,2 mm, wurde mehrmals gewaschen und luftgetrocknet aber nicht geglüht, um keine reaktiven Oberflächen zu schaffen.

Versuchsaufbau

Zunächst wird anhand von Abbildung 3.8 und Tabelle 3.12 ein kurzer schematischer Überblick über den Aufbau des Säulenperkolationsverfahrens sowie die verwendeten Gerätschaften und Chemikalien gegeben. Detailliertere Beschreibungen hinsichtlich der Versuchsdurchführung folgen im anschließenden Unterkapitel.

Legende:

- 1 Vorratsgefäß des Elutionsmittels
- 2 Elutionsmittel
- 3 Peristaltikpumpe
- 4 Quarzsandbett
- 5 Glassäule mit zu untersuchendem Probenmaterial
- 6 Säulendeckel mit Schlauchverschraubung
- 7 Leitungen
- 8 Entlüftungskanüle oder -öffnung
- 9 Sammelgefäßabdeckung
- 10 Eluat
- 11 Eluat-Sammelgefäß

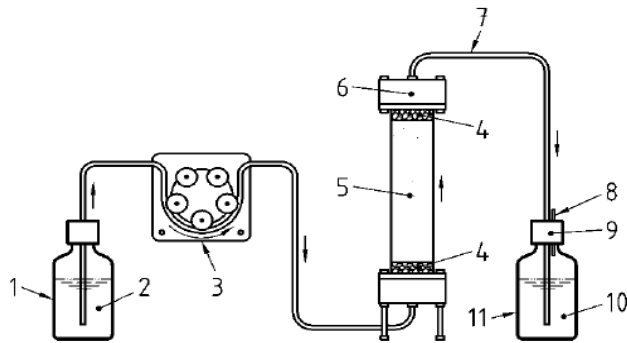


Abbildung 3.8: Schematischer Aufbau des Säulenperkolationsverfahrens (in Anlehnung an DIN 19528: 2009-01, Anhang B)

Aus einem Vorratsgefäß aus Glas wurde das Elutionsmittel (in der vorliegenden Arbeit: deionisiertes Wasser) mittels einer Peristaltikpumpe durch einen PTFE-Schlauch in die Glassäule gefördert. Die über Schlauchverschraubungen mit dem Schlauch verbundene Glassäule hatte sowohl ein unteres als auch ein oberes Quarzsandbett. Das Elutionsmittel perkolierete im Aufwärtsstrom bei einer festgelegten Kontaktzeit durch das in der Glassäule befindliche Probenmaterial und gelangte anschließend über Ableitungen aus PTFE oder Edelstahl in das Eluat-Sammelgefäß aus Glas. Die Beprobung des Eluates und damit der Wechsel des Eluat-Sammelgefäßes fand kontinuierlich zu festgelegten Zeitpunkten (W/F-Verhältnissen) statt.

Tabelle 3.12: Verwendete Geräte und Chemikalien bei dem Säulenperkolationsverfahren

Geräte/Materialien	Beschreibung
Glassäulen (inkl. Zubehör)	Hersteller: ecoTec, ID = 65 mm, L = 320 mm, freistehend
Peristaltikpumpen und -schläuche	Ismatec 2-Kanal Schlauchpumpe Type: ISM830 Gilson ABIMED 8-Kanal Schlauchpumpe Minipuls 2 Pumpenschläuche: Tygon® mit versch. ID und color code
Zu- und Ableitungen	PTFE-Schlauch 3*0,5 mm (AD=4); PVC-Schlauch für Elutionsmittel; Edelstahlkapillaren
Quarzsand	Körnung 0,6-1,2 mm, kristallin, mehrfach gewaschen, Roth
Glaswolle	für die Säulenversuche von geeigneter Qualität
Eluatsammelgefäße	Glas, Fassungsvermögen: 2 l bis 10 l, Alufolie gegen Lichteinfall
Analysenwaage	versch. Waagen von Sartorius, v.a. Sartorius BP 2100 S
Zentrifuge	Heraeus Multifuge 4 KR Rotor: Heraeus Sorvall (max. 4400 rpm; max. 4.000 x g) Zentrifugenbecher: 4 x Sigma aus Edelstahl 13511
Eluatparametermessung direkt nach Elution:	Grundgerät: WTW pH/Cond 340i mit versch. Messketten (s.u.)
pH-Wert	Einstabmesskette WTW SenTix 51
elektr. Leitfähigkeit	Einstabmesskette WTW TetraCon 325
Nitrat	Ionenselektive Sonde WTW NO 800
Trübung	Eutech Instruments Turbidimeter TN-100
Chemikalien	Beschreibung
deionisiertes Wasser	Elutionsmittel, LF < 10 µS/cm, kontinuierlich blindwertfrei
n-Hexan	Konservierung/Stabilisierung Eluat; Roth ≥ 95 %, zur Synthese
Aceton	zur Reinigung der Geräte; Roth ≥ 99,7 %, reinst

ID = Innendurchmesser; AD = Außendurchmesser

Versuchsdurchführung

Nach der schematischen Darstellung des Säulenperkolationsversuchs wird nun der Säulenversuch im Detail erläutert.

Die verwendeten Bauteile wurden, wie oben beschrieben, für den Säulenperkolationsversuch vorbereitet und die erforderlichen Mengen an Probenmaterial, abhängig von Wassergehalt und Dichte (Böden und Boden-PKS-Mischungen: ca. 1050-1250 g FM; Komposte mit/ohne Pflanzenkohle: ca. 650-800 g FM) bereitgestellt.

Packen der Säule

Das Packen der Säule erfolgte sowohl in Anlehnung an DIN 19528:2009-01 sowie nach den Anwendungshinweisen des Herstellers ecoTech GmbH.

Die verwendeten Glassäulen verfügen über einen Säulenfuß und sind somit freistehend. Vor Beginn der Befüllung der Säulen erfolgte zunächst das Einführen des Förderschlauches (PTFE; AD = 3,2 mm; ID = 1,6 mm) in den Säulenfuß und das Verschrauben mittels Schlauchverschraubung inkl. Dichtring am unteren Ende (Basis) der Säule. Anschließend wurde etwas Glaswolle vor das in die Säule reinragende Schlauchende eingebracht, um das Verstopfen des Schlauches mit dem später eingefüllten Filtersand zu vermeiden. Nach der Verschraubung des Glasrohres (ID = 65 mm; L = 320 mm) mit dem Säulenfuß erfolgte das Einbringen eines maximal 3 cm mächtigen Quarzsandbettes.

Im Anschluss daran wurde die Säule auf 1 g genau gewogen und danach das Probenmaterial lagenweise eingefüllt. Für jede Lage wurden ca. 5 cm Probe eingefüllt, diese mittels leichten Klopfens mit einem Gummihammer an der Außenseite der Glassäule auf Schichthöhe verdichtet und danach mittels Edelstahlöffel geglättet. Die Verdichtung mit einem Fallgewicht alternativ zu einem Gummihammer wurde in vorangegangenen Säulenversuchen getestet und dabei für nicht geeigneter befunden. Nach DIN 19528:2009-01 Anhang E erreichen zudem beide Einbauverfahren ähnliche Dichten. Anschließend wurden die Masse sowie die Füllhöhe des eingebauten Probenmaterials auf 1 g bzw. auf 1 cm genau bestimmt. Die für die Berechnung der W/F-Verhältnisse sowie des erwarteten Eluatvolumens benötigte Trockenmasse des eingebauten Probenmaterials wurde nach Gleichung (3.6) ermittelt.

Nach Einbau des Probenmaterials wurde das obere Quarzsandbett, i.d.R. 3 cm mächtig, bis zur Oberkante der Glassäule eingefüllt und, wie oben beschrieben, ebenfalls leicht verdichtet und geglättet. Zudem wurde wieder etwas Glaswolle an der Stelle auf dem Quarzsand eingebracht, wo die spätere Ablaufleitung den Quarzsand berührte. Nach der Befüllung der Säule wurde, analog zum Vorgehen bei dem Säulenfuß, der Ableitungsschlauch (PTFE oder Edelstahl; AD = 3,2 mm; ID = 1,6 mm) im Säulendeckel verschraubt. Die Länge des Ablaufschlauches wurde so angepasst, dass sie weder zu lang noch zu kurz gewählt war, um somit einem Durchbruch der Glaswolle entgegenzuwirken bzw. den Eluatabfluss zu ermöglichen, bevor das Eluat in Kontakt mit den Kunststoffteilen des Säulendeckels gelangt.

Abschließend wurde der Säulendeckel, analog zum Vorgehen bei dem Säulenfuß, mit dem Glasrohr verschraubt und somit die Säule verschlossen (siehe Abbildung 3.9).



Abbildung 3.9: Packen der Säule (im UZS): Vorbereitung Säulenfuß; Einfüllen des Probenmaterials; Einbringen des oberen Quarzsandbettes und der Glaswolle; Verschließen der Säule mit Säulendeckel und Ableitungen; Fertig gepackte Säule (Quelle: eigenen Aufnahme)

Aufsättigung des Probenmaterials

Das in die Säule gepackte Probenmaterial wurde mittels Peristaltikpumpen (Ismatec 2-Kanal oder Gilson 8-Kanal) von unten nach oben mit deionisiertem Wasser gesättigt (Abbildung 3.10). Die Fließrate für die Aufsättigung berechnete sich nach Gleichung (3.7), indem eine Sättigungsdauer von $t = 2$ h eingesetzt wurde.

$$q = \frac{l \times \pi \times r^2 \times n}{t \times 60} \quad (3.7)$$

mit	q	Durchfluss oder Fließrate [ml/min]
	r	Innenradius der Säule [cm]
	l	Füllhöhe (mit Probenmaterial befüllter Teil der Säule) [cm]
	n	Porenanteil/Porosität des Probenmaterials [-]
	t	Sättigungsdauer (2 h) bzw. Kontaktzeit (5 h) während der Elution [h]

Während der Aufsättigung wurde darauf geachtet, dass es zu keiner schiefen Benetzungsfrent infolge unregelmäßigen Packens der Säule kommt. Darüber hinaus wurde die Aufsättigungsgeschwindigkeit beobachtet und ggf. angepasst. Die tatsächliche Dauer bis zur kompletten Aufsättigung des Probenmaterials wurde dokumentiert. Unmittelbar nach der Aufsättigung begann die eigentliche Säulenperkolations mit dem Sammeln der 1. Eluatfraktion (W/F-Verhältnis $0,3 \pm 0,05$ l/kg).



Abbildung 3.10: Aufsättigung der Säulen; rechts: das dunklere Probenmaterial ist bereits aufgesättigt (Quelle: eigene Aufnahmen)

Perkolationsdurchführung für die grundlegende Charakterisierung

Die Säulenperkolationsverfahren zur grundlegenden Charakterisierung des Freisetzungsverhaltens wurden für jedes Probenmaterial in Dreifachbestimmung durchgeführt.

Die Perkolationsdurchführung erfolgte, wie bereits oben beschrieben, unmittelbar nach der Aufsättigung des Probenmaterials. Die dafür verwendete Fließrate wurde nach o.g. Gleichung (3.7) berechnet, indem als Kontaktzeit von Probenmaterial und Elutionsmittel $t = 5$ h eingesetzt wurde. Dadurch ergaben sich abhängig vom Füllvolumen der Säule, der Masse, des Porenanteils und des Wassergehaltes des eingebauten Probenmaterials probenspezifische Fließraten.

Die Beprobung des Eluates fand kontinuierlich nach Erreichen der in Tabelle 3.13 angegebenen W/F-Verhältnisse statt. Nach DIN 19528:2009-01 ist eine Beprobung bis $W/F = 4,0 \pm 0,8$ l/kg TS gefordert. Darüber hinaus wurden bei ausgewählten Pflanzkohlekomposten die Säulenperkolationsversuche bis $W/F = 20$ l/kg TS fortgesetzt.

Tabelle 3.13: W/F-Verhältnisse für den Säulenversuch zur grundlegenden Charakterisierung

Fraktion-Nr.	W/F-Verhältnis [l/kg TS]	Eluatvolumen (erwartet) [l]
1	$0,3 \pm 0,05$	$(0,3 \pm 0,05) \times m_T$
2	$1,0 \pm 0,2$	$(0,7 \pm 0,2) \times m_T$
3	$2,0 \pm 0,4$	$(1,0 \pm 0,4) \times m_T$
4	$4,0 \pm 0,8$	$(2,0 \pm 0,8) \times m_T$
5*	$10,0 \pm 2,0$	$(10,0 \pm 2,0) \times m_T$
6*	$20,0 \pm 4,0$	$(20,0 \pm 4,0) \times m_T$

*Fraktion 5 und 6 nicht in DIN 19528:2009-01 gefordert; m_T – Trockenmasse der Bodenprobe

Nach jedem Erreichen des W/F-Verhältnisses wurde das Eluatsammelgefäß (Abbildung 3.11) ausgetauscht, wobei abhängig von der anfallenden Eluatmenge Glasgefäße unterschiedlichen Volumens benutzt wurden. Zur Verminderung des biologischen und des photochemischen Abbaus wurden die Eluatsammelgefäße mittels Alufolie vor Lichteinstrahlung geschützt. Von jeder Eluatfraktion wurden der Zeitpunkt sowie das Eluatvolumen bestimmt. Daraus wurden die tatsächlichen W/F-Verhältnisse sowie die realen Fließraten und Kontaktzeiten berechnet, mit den zu Beginn des Säulenperkolationsversuches theoretisch berechneten Bedingungen verglichen und anschließend gegebenenfalls angepasst.

Sämtliche Angaben zur Durchführung der Säulenperkolationsversuche wie Trockenmasse des Probenmaterials, Säulendimensionen, Aufsättigungsdauer, Fließrate, W/F-Verhältnisse und ggf. Abweichungen bzw. technische Probleme wurden dokumentiert.



Abbildung 3.11: Säulenperkolationsversuch mit Eluatsammelgefäßen für die 2. Eluatfraktion (Hinweis: für die Fotoaufnahmen wurde die Abdeckung mit Alufolie entfernt; Quelle: eigene Aufnahme)

Vorbereitung der Eluate für die Analytik

Unmittelbar nach jeder Abnahme der Eluatfraktion wurde die Trübung bestimmt. Wies die Trübung Werte > 100 FNU auf, wurde das Eluat gemäß DIN 19528:2009-01 für 15-30 min. bei $4000 \times g$ zentrifugiert, sodass $FNU < 100$ erreicht wurde. Eine anschließende Filtration wie beim Schüttelversuch erfolgte normkonform nicht.

Des Weiteren erfolgte direkt nach Eluatabnahme die Bestimmung der Temperatur, des pH-Wertes, der elektrischen Leitfähigkeit, des Nitratgehaltes sowie der Färbung und des

Geruchs der jeweiligen Eluatfraktion. Einen Überblick über die verwendeten Methoden zur Bestimmung der physikalischen, physikalisch-chemischen und chemischen Parameter der Eluate findet sich im folgenden Kapitel 3.3.3 Eluatanalytik.

Für die Parameter Nährstoffe (außer Nitrat) und Schwermetalle sowie TC/TOC/DOC (teilw.) wurden jeweils 50 – 100 ml in PE-Fläschchen gefüllt und, falls die Analytik nicht unmittelbar durchgeführt wurde, bei max. 4 °C kühl bereitgestellt oder tiefgekühlt.

Für die extern durchgeführte Analytik auf organische Schadstoffanteile im Eluat wurden, abhängig vom jeweiligen zur Verfügung stehenden Eluatvolumen der Eluatfraktion, 100 – 200 ml in Braungläser (Enghals; Deckel mit PTFE-Inlay) überführt, anschließend sofort mit jeweils 20 ml n-Hexan überschichtet und, falls der in Kühlboxen stattgefundenene Transport zum externen Analytiklabor nicht unmittelbar erfolgen konnte, bei max. 4 °C kühl bereitgestellt.

3.3.3 Eluatanalytik

Jedes gewonnene Eluat (Schüttelverfahren) sowie jede beprobte Eluatfraktion (Säulenperkolationsverfahren) wurde analytisch charakterisiert nach den in Tabelle 3.14 aufgestellten Verfahren. Es gab sowohl unmittelbar nach Eluatabnahme als auch extern durchgeführte Untersuchungen des Eluates.

Die Eluatparameter Trübung, pH-Wert, Temperatur, elektrische Leitfähigkeit und Nitratgehalt sowie Färbung und Geruch wurden direkt nach der Abnahme des Eluates mittels regelmäßig kalibrierter Messgeräte bestimmt und dokumentiert. Dabei wurde die Trübung sowohl vor und nach der Zentrifugation (Säulenperkolationsverfahren, falls erforderlich), bzw. vor und nach der Zentrifugation sowie nach der Filtration (Schüttelverfahren) bestimmt.

Die Bestimmung der Konzentrationen an Nährstoffen und Schwermetallen im Eluat erfolgte nach DIN EN ISO 11885:2009-09 an der ICP-OES (Thermo Scientific IRIS Intrepid oder Perkin Elmer Precisely OES Optima 2100 DV). Die Messung des TC/TOC/DOC erfolgte nach DIN EN 1484:1997-08 am DIMATOC 100 mit Probensamplers DIMA-AS.

Die Bestimmung der Konzentrationen an PAK im Eluat wurde, analog zu den Feststoffen, in einem dafür akkreditierten Analytiklabor in Berlin durchgeführt. Die Eluate der PAK-kontaminierten Böden und Boden-PKS-Mischungen wurden mit n-Hexan überschichtet in Braungläsern gekühlt zum externen Labor transportiert. Die PAK wurden nach DIN EN ISO 17993:2004-03 (F18) mit HPLC mit Fluoreszenzdetektion nach Flüssig-Flüssig-Extraktion bestimmt.

Darüber hinaus wurde jederzeit auf Blindwertfreiheit der verwendeten Gerätschaften geachtet und in regelmäßigen Abständen das verwendete Elutionsmittel (deionisiertes Wasser) auf Blindwertfreiheit geprüft.

Tabelle 3.14: Methoden zur Bestimmung ausgewählter Eluatparameter

Parameter	Bestimmungsmethode
Trübung [FNU]	DIN EN ISO 7027 (04.2000)
pH-Wert [-]	DIN 38404-5 (07.2009)
elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	DIN EN 27888 (11.1993)
Färbung [-]	DIN EN ISO 7887 (12.1994) (Hauptabschnitt II)
Geruch [-]	DIN EN 1622 (10.2006) (Anhang C – Qualitatives, vereinfachtes Verfahren)
TC/TOC/DOC [mg/l]	DIN EN 1484 (08.1997)
Nährstoffe und Schwermetalle Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Zn [mg/l] NO ₃ [mg/l]	DIN EN ISO 11885:2009-09 (E22) (ICP- OES) NO ₃ : Messung mit ionenselektiver Sonde nach Herstelleranweisung
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK16 nach EPA) [$\mu\text{g}/\text{l}$]	DIN EN ISO 17993:2004-03 (F18)

3.3.4 Berechnung der Freisetzung, der kumulierten Freisetzung und des prozentual vom Gesamtgehalt freigesetzten Anteils der Nährstoffe sowie der PAK

Um die Freisetzungen der Nährstoffe und organischen Schadstoffe (PAK) zu ermitteln und die in Rohdichte (Masse: Volumen) und Wassergehalt verschiedenen Probenmaterialien miteinander optimaler zu vergleichen, wurden die Nähr- und Schadstoffkonzentrationen im Eluat [$\mu\text{g}/\text{l}$] auf die Trockenmasse des jeweils eluierten Probenmaterials bezogen und, wie in den oben bereits mehrfach aufgeführten Normen für die Elutionsversuche gefordert, in [mg/kg TS] angegeben.

Die Berechnungsgrundlage der Freisetzung für die Schüttelversuche bei einem W/F-Verhältnis von 2 l/kg TM bildete normkonform die nachfolgende Gleichung (3.8).

$$A = \frac{c \times (V_L + m_F \times w)}{m_T} \quad (3.8)$$

mit	A	freigesetzte Menge des Nähr- oder Schadstoffes bei einem W/F-Verhältnis von 2 l/kg bezogen auf die Trockenmasse des Probenmaterials [mg/kg TS]
	c	Konzentration des Nähr- oder Schadstoffes im Eluat [mg/l]
	V_L	Volumen des zugegebenen Elutionsmittels [ml]
	m_F	Feuchtmasse des Probenmaterials [g]
	m_T	Trockenmasse des Probenmaterials [g]
	w	Wassergehalt des Probenmaterials [-]

Die Berechnungsgrundlage der Freisetzung für die Säulenperkolationsversuche bildete normkonform die nachfolgende Gleichung (3.9). Im Unterschied zum Schüttelversuch, wo es nur das Eluat bei einem W/F-Verhältnis gab, musste bei der Säulenperkolations der freigesetzte Bestandteil für jede Eluatfraktion, d.h. bei jedem beprobten W/F-Verhältnis, berechnet werden (vgl. DIN 19528).

$$A_i = \frac{c_i \times V_i}{m_T} \quad (3.9)$$

mit	i	Index der Eluatfraktion (1, 2, 3, 4, ...)
	A_i	freigesetzte Menge des Nähr- oder Schadstoffes in der Eluatfraktion i bezogen auf die Trockenmasse des Probenmaterials [mg/kg TS]
	c_i	Konzentration des Nähr- oder Schadstoffes Eluatfraktion i [mg/l]
	V_i	Volumen der Eluatfraktion i [ml]
	m_T	Trockenmasse des Probenmaterials [g]

Erkenntnisse darüber, wie hoch die Menge des eluierten Nähr- oder Schadstoffes über die gesamte Elutionsdauer ist, liefert die kumulierte Freisetzung. Diese ergab sich durch das Aufsummieren der freigesetzten Mengen des Nähr- oder Schadstoffes in den verschiedenen Eluatfraktionen nach Gleichung (3.10) ($\sum A_i$). Somit konnte für jeden eluierten Stoff ermittelt werden, welche Menge über die gesamte Elutionsdauer, bezogen auf die Trockenmasse des Probenmaterials, freigesetzt wurde.

$$A_{cum} = \sum (A_i) \quad (3.10)$$

mit	A_{cum}	kumulierte freigesetzte Menge des Nähr- oder Schadstoffes bezogen auf die Trockenmasse des Probenmaterials [mg/kg TS]
	i	Index der Eluatfraktion (1, 2, 3, 4, ...)
	A_i	freigesetzte Menge des Nähr- oder Schadstoffes in der Eluatfraktion i bezogen auf die Trockenmasse des Probenmaterials [mg/kg TS]

Darüber hinaus wurde der prozentual vom Gesamtgehalt freigesetzte Anteil des Nähr- oder Schadstoffes nach Gleichung (3.11) berechnet, indem die (kumuliert) freigesetzte Menge des Nähr- oder Schadstoffes zum Gesamtgehalt in Bezug gesetzt wurde. Dadurch konnte zum einen die Menge des freigesetzten Stoffes im Verhältnis zu dessen Gesamtgehalt im Probenmaterial besser eingeschätzt, und zum anderen die verschiedenen Probenmaterialien optimaler miteinander verglichen werden.

$$A_{\%} = \frac{A_{cum}}{A_{ges}} \times 100 \quad (3.11)$$

mit	$A_{\%}$	prozentual freigesetzter Anteil des Nähr- oder Schadstoffes vom Gesamtgehalt des Probenmaterials [%]
	A_{cum}	kumulierte freigesetzte Menge des Nähr- oder Schadstoffes bezogen auf die Trockenmasse des Probenmaterials [mg/kg TS]
	A_{ges}	Gesamtgehalt des Nähr- oder Schadstoffes bezogen auf die Trockenmasse des Probenmaterials [mg/kg TS]

3.4 Lysimeterversuche

Die unter 3.3 vorgestellten Elutionsversuche wurden nach standardisierten Methoden und Normen im Labormaßstab durchgeführt. Um die Wirkung von Pflanzenkohle auf die Wasserspeicherung sowie das Freisetzungsverhalten von Nährstoffen und Schwermetallen in bzw. aus Böden und Substraten unter Freilandbedingungen zu untersuchen, wurden die die Schüttel- und Säulenversuche im Labor um Lysimeterversuche im Tierpark Berlin-Friedrichsfelde ergänzt, um zu ermitteln, welchen Einfluss Pflanzenkohle auf:

- i. die Sickerwassermenge,
- ii. den Nährstoffaustrag,
- iii. den Schwermetallaustrag sowie
- iv. den Kohlenstoffaustrag hat.

Darüber hinaus wurden neben der regelmäßigen Entnahme von Bodenproben auch Bepflanzungen der Lysimeter durchgeführt und die Biomasse nach der Ernte auf den Nährstoff- und Schwermetallgehalt hin untersucht.

3.4.1 Versuchsaufbau

Der Versuchsaufbau gestaltete sich wie folgt: Als Lysimeter fungierten 15 IBC-Container (1000 L; 1 m² Oberfläche; Abbildung 3.12), wobei die oberen 10 cm (Deckel) entfernt wurden. Die IBC-Container wurden gespült und nach dem in Abbildung 3.12 dargestellten Schema befüllt. Auf einer 20 cm mächtigen Kiesschicht (Drainageschicht, Filterkies gewaschen, 2-32 mm) wurde eine 40 cm Schicht aus Schwemmsand gefüllt. Darüber erfolgte der Einbau der jeweiligen Einmischungen V1 – V5 mit jeweils 30 cm Mächtigkeiten.

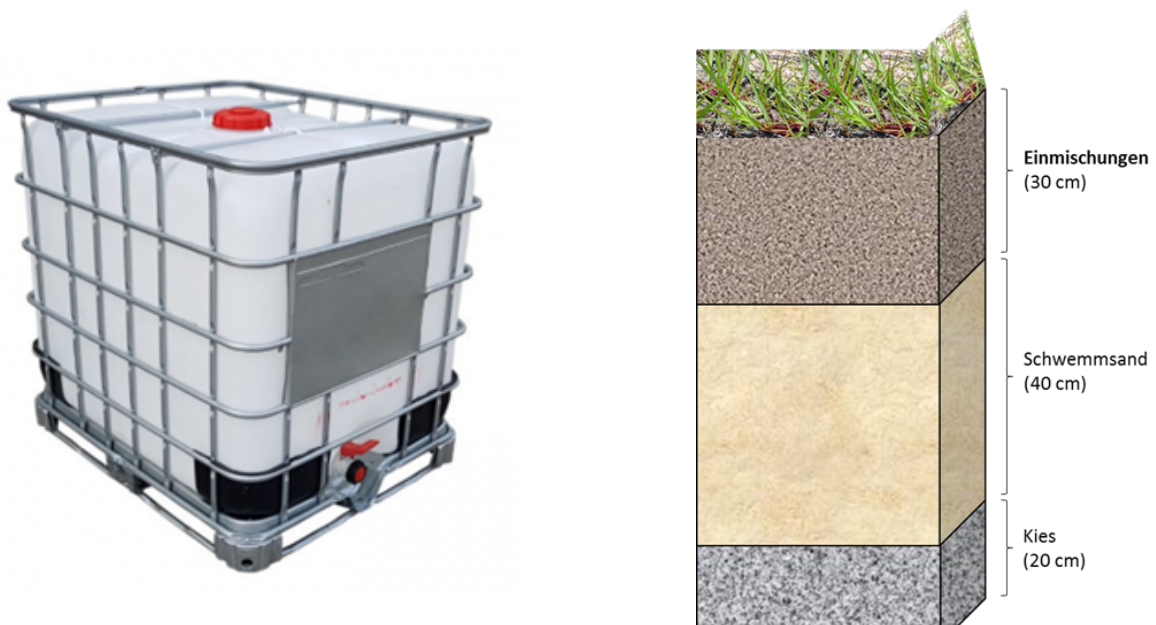


Abbildung 3.12: Schematischer Aufbau Lysimeterversuche Tierpark Berlin-Friedrichsfelde mit IBC-Container 1m³ (links) und Schichtenabfolge (rechts)

Die Einmischungen in den oberen 30 cm wurden in 5 verschiedenen Varianten vorgenommen:

- V1: Boden (Kontrolle), pur
- V2: Boden + Kompost (PKK0), 50:50
- V3: Boden + Pflanzenkohle (PK), 90:10
- V4: Boden + Kompost (PKK0) + Pflanzenkohle (PK), 50:40:10
- V5: Boden + Pflanzenkohlekompost (PKK10), 50:50

Der Boden wurde einem als Haufwerk im TIP gelagerten sandigen und humusarmen Boden mit Bauschuttanteilen entnommen. Die Komposte mit und ohne Pflanzenkohle (PKK0 bzw. PKK10) entstammten dem Kompostansatz KA1 aus dem Botanischen Garten Berlin-Dahlem. Die verwendete Pflanzenkohle (PK) wurde aus holziger Biomasse mittels Karbonisierung produziert und stammte ebenfalls aus dem Botanischen Garten (vgl. Kapitel 3.1). Die physikalisch-chemische Charakterisierung der 5 Ausgangssubstrate/-mischungen (=Varianten) zum Versuchsbeginn ist der Tabelle 3.12 zu entnehmen.

Die Einmischung von PK sowie PKK0 und PKK10 führte zu einer tendenziellen Erhöhung des pH-Wertes und einer Abnahme der Rohdichte, zu einer Erhöhung der maximalen Wasserkapazität (WHK_{max}) sowie zu einer signifikanten Erhöhung der Leitfähigkeit (Lf). Des Weiteren wurden erwartungsgemäß die organische Substanz (OS) sowie der Gesamtgehalt an C und N signifikant erhöht (vgl. Tabelle 3.15).

Tabelle 3.15: Lysimeterversuche – physikalisch-chemische Charakterisierung der Ausgangssubstrate/-mischungen zum Versuchsbeginn

Bezeichnung/ Variante		pH [-]	Lf [μS/cm]	WHK _{max} [Vol.-%]	Rohdichte [g/l FS]	OS [% TS]	C [% TS]	N [% TS]
Bo	V1	7,56	41,95	40,93	1.552	1,35	1,00	0,03
Bo+PKK0	V2	7,45	194,55	41,69	1.142	8,13	5,09	0,28
Bo+PK	V3	7,75	43,70	43,33	1.465	3,92	3,35	0,04
Bo+PKK0+PK	V4	7,56	222,50	47,04	1.119	8,12	5,70	0,22
Bo+PKK10	V5	7,59	165,00	47,05	1.164	9,85	7,68	0,23

Die 5 verschiedenen Varianten wurden à 3 Wiederholungen angelegt, sodass die in Summe 15 Lysimeter nach deren Befüllung auf einem Areal in der Nähe des Holzsammlerplatzes im TIP aufgestellt werden konnten. Die Anordnung erfolgte in 3 Fünfer-Gruppen, bestehend aus jeder Variante (1a-5a; 1b-5b; 1c-5c; Abb. 3.13).

Die Lysimeter wurden mit einer Rasenstandardmischung (RSM 2.3) analog zu den Parzellenversuchen (25 g/m²) bepflanzt. Bis zum Auflaufen des Rasens wurde ein Vogelschutz verbaut (Abb. 3.13).



Abbildung 3.13: Lysimeterversuche Nähe Holzsammlplatz im Tierpark Berlin-Friedrichsfelde

3.4.2 Versuchsdurchführung und Probenahmen

Nach Installation der Lysimeter wurden im Mai 2019 die Versuche gestartet. Die Beprobungen des Sickerwassers wurden in der Regel in Abhängigkeit von Niederschlagsereignissen durchgeführt. Beginnend mit dem 9. Mai 2019 wurden mittels zweier in unmittelbarer Nähe zu den Lysimetern aufgebauten Niederschlagsammlern die Niederschlagsmenge ermittelt. Der Vergleich mit offiziellen Niederschlagsdaten zeigte jedoch, dass mit den relativ einfachen Niederschlagsammlern teilweise deutlich zu niedrige Niederschlagsmengen erhoben wurden, vor allem für die Zeit seit Beginn der Corona-Pandemie im März 2020, als eine kontinuierliche Ablesung aufgrund des Lockdowns nicht mehr sichergestellt werden konnte. Es wurde aufgrund dessen auf die offiziellen Niederschlagsdaten zurückgegriffen, denn letztlich haben die Lysimeter die realen Niederschlagsmengen erhalten und diese spiegeln sich in den Sickerwassermengen wider. Nichtsdestotrotz fiel im Vergleich zum 30-jährigen Mittel deutlich zu wenig Niederschlag, was die im Mittel zu trockenen Jahre 2018 bis 2021 (Stand: Ende Juni 2021) verdeutlichen (Quelle: <https://www.wetterkontor.de>; zuletzt aufgerufen am: 14.07.2021).

Die hohe Trockenheit im Frühjahr/Sommer 2019 und das daraus resultierende Ausbleiben von Sickerwasser waren die Gründe dafür, ein einmaliges Starkniederschlagsereignis zu simulieren. Dazu wurde im Juni 2019 jedes Lysimeter mit 60 L Gießwasser bewässert, was 60 L/m² entspricht.

Zusammen mit der künstlichen Beregnung (Simulation eines Starkregenereignisses von 60 L/m² pro Lysimeter (20.06.2019)) erhielten die Lysimeter, ausgehend von offiziellen Niederschlagsdaten, bis Juli 2022 in Summe ca. 1.703 mm (L/m²) Wasser, was einem Wasser-/Feststoff-Verhältnis von ca. 4,5 L/kg zwischen Wassermenge und eingebauter Masse der Einmischung entspricht.

Die Beprobung der oberen Bodenschicht, des Sickerwassers, des Regen- und Gießwassers (Starkregensimulation) sowie der Biomasse (Rasen) erfolgte an unterschiedlichen Probenahmetermenen. Die Beprobung des Sickerwassers erfolgte an insgesamt 11 Terminen über das Ablassen des gesamten freien Sickerwassers, welches sich am Lysimeterboden in der Kiesschicht gesammelt hatte. Das Sickerwasser wurde vor Ort gewogen, ggf. Aliquote abgenommen und für den Transport in das Labor der AG Geoökologie an der FU Berlin in HDPE-Flaschen abgefüllt. Der Transport sowie die Lagerung erfolgten gekühlt. Anschließend wurden in den Sickerwässern pH-Wert sowie Leitfähigkeit gemessen und es erfolgte eine Probenteilung für die Analytik auf Anorganik (Haupt-, Spurennährstoffe und weitere Schwermetalle), Anionen (Nitrat, Chlorid, Phosphat, Sulfat) sowie TOC.

Die eingebrachten Materialien, d.h. der Boden sowie die Mischungen von Boden mit Kompost/Pflanzkohle/Pflanzkohlekompost wurden zu Beginn der Versuche (Ausgangswerte) und anschließend noch zweimal in den Lysimetern beprobt. Auf einer Grundfläche von 1 m² wurde im Sinne einer Rasterbeprobung aus mehreren Einzelproben aus einer Tiefe von 5 bis 15 cm eine Mischprobe gewonnen. Diese Mischprobe wurde vor Ort homogenisiert und geteilt (je eine Teilprobe für die Analytik auf allgemeine chemisch-physikalische Parameter und Nmin sowie für biologische Tests). Der Probentransport sowie die Lagerung bis zur weiteren Bearbeitung erfolgte gekühlt.

Zur Untersuchung des Effektes der Pflanzkohle auf die Biomasse wurde an vier Terminen pro Lysimeter die gesamte oberirdische Biomasse (Rasenstandardmischung (RSM 2.3)) oberhalb 7,5 bis 10 cm mit elektrischen Grasscheren geerntet. Anschließend erfolgte der Transport in das Labor, wo die Frisch- und Trockenmasse bestimmt wurde. Die trockene Biomasse wurde gemahlen und anschließend auf C, N und weitere anorganische Inhaltsstoffe (Haupt-, Spurennährstoffe und weitere Schwermetalle) hin im Rahmen des Projektes CarboTIP (Veröffentlichung des Endberichtes in 2023 geplant) untersucht.

3.5 Statistische Methoden

Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Softwarepaket IBM SPSS Statistics 22 aus dem Jahre 2013 sowie dem Statistikprogramm JMP Pro 16 von SAS Institute.

Die Normalverteilung der Datensätze wurde mittels des Shapiro-Wilk-Test und die Varianzhomogenität mittels des Levene-Tests überprüft. Waren eine Normalverteilung sowie eine Varianzhomogenität gegeben, wurde zur Ermittlung von Mittelwertunterschieden die einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) ($p = 0,05$) sowie der t-Test (paarweise t-Test mit Benjamini-Hochberg-Korrektur) für unabhängige Stichproben durchgeführt. Waren eine Normalverteilung sowie eine Varianzhomogenität nicht gegeben, wurde der nicht-parametrische Wilcoxon/Kruskal-Wallis-Test verwendet. Um weitere Aussagen darüber zu treffen, welche Datensätze, z. B. welche Böden, Komposte oder Substrate sich signifikant voneinander unterscheiden, kamen die Post-hoc-Tests Tukey-HSD oder bei Nichtvorhandensein der Varianzhomogenität der nicht-parametrische Wilcoxon-Test für multiple Vergleiche zum Einsatz.

4 Ergebnisse

4.1 Vorversuche: Sorption von Nährstoffen an Pflanzenkohle

In einem Labormodellversuch wurden als Vortests Sorptionsversuche durchgeführt, um zu untersuchen, inwieweit Pflanzenkohle Makro- und Mikronährstoffe sorbieren kann und somit als Speicher- und Filtermaterial dienen könnte. Sorptionsversuche sind darüber hinaus im Hinblick einer Optimierung der Interpretationsmöglichkeiten der in den darauffolgenden Kapiteln vorgestellten Elutionsversuche (Schüttel-, Säulenperkolations- sowie Lysimeterversuche) geeignet und zielführend.

Die Ergebnisse der Vorversuche werden im Folgenden kurz dargestellt. Die verschiedenen Versuchsansätze unterscheiden sich bezüglich der Korngröße (1-2 mm/> 2 mm) und dem relativen Wassergehalt der Pflanzenkohle (trocken/nass), dem Vorhandensein von Aschen (gewaschen/ungewaschen) sowie der Konzentration an der Nährstofflösung (N: 0,216 % / N: 2,16 %). Die Pflanzenkohlen wiesen zu Beginn der Vorversuche nur Spuren von Nitrat und Ammonium auf, so dass der gesamte Stickstoff aus der Nährstofflösung, d.h. aus der Flüssigphase, aufgenommen wurde.

Die Pflanzenkohlen mit der feineren Korngröße (1-2 mm) sorbieren sowohl aus der niedrig konzentrierten als auch zehnfach höher konzentrierten Nährstofflösung mehr Nitrat als die Pflanzenkohlen mit der gröberen Korngröße (> 2 mm). Darüber hinaus zeigen die gewaschenen PK mit der Korngröße 1-2 mm eine größere NO_3^- -Aufnahme als die ungewaschenen PK mit höherem Aschegehalt. Die Sorption von Ammonium an den PK verhält sich ähnlich dem Nitrat, auch hier hat die Korngrößenfraktion 1-2 mm gewaschen den höchsten Anteil an Ammonium aufgenommen. Das Entfernen der Aschefraktion und die Korngröße haben einen Einfluss auf das Sorptionsverhalten von Nitrat und Ammonium, wobei Nitrat eine höhere Affinität zeigte an PK zu sorbieren. Dazu passend ist die Beobachtung von signifikant niedrigeren elektrischen Leitfähigkeiten in der Flüssigphase der PK-Ansätze der 1-2 mm Fraktion, deren Aschen vor Versuchsbeginn abgewaschen wurden. Hier wird deutlich, dass die größten Anteile an Stickstoff, Kalium und Phosphor aus der Nährstofflösung aufgenommen und an der PK adsorbiert wurden. Die Co-Kompostierung zur Beladung bzw. Aktivierung von Pflanzenkohle ist demnach als vielversprechend zu betrachten.

Die Ergebnisse der Vorversuche zeigen, dass Pflanzenkohle Stickstoffverbindungen und andere Makronährstoffe wie z.B. Kalium und Phosphor aus einer wässrigen Phase adsorbieren kann. Vor allem die Korngrößenfraktion 1-2 mm der PK zeigt durchschnittlich höhere Adsorptionsraten von Nährstoffen, wobei die besten Ergebnisse hinsichtlich der Aufnahme von Ammonium, Nitrat sowie Kalium und Phosphor die gewaschenen, luftgetrockneten PK-Varianten der Fraktion 1-2 mm erzielten. Nicht unerwähnt sollte jedoch bleiben, dass ein Abwaschen der Aschen von den PK jedoch mit einem ein Verlust von z.B. Kalium sowie einigen Mikronährstoffen (Cu, Fe, Mn Mo) einhergehend gehen könnte, da diese Elemente teilweise in erhöhter Konzentration in den Aschen der PK vorliegen.

4.2 Elutionsverhalten von Nährstoffen aus Komposten mit/ohne Pflanzenkohle

Die im Botanischen Garten Berlin-Dahlem hergestellten Komposte (mit und ohne co-kompostierter Pflanzenkohle) wurden im Rahmen ihrer Grundcharakterisierung auch Elutionsversuchen unterzogen, um abschätzen zu können, inwieweit die Pflanzenkohle die Freisetzung von Nährstoffen aus den Komposten beeinflusst. Dabei wurden i.d.R. Schüttelversuche nach DIN 19529 durchgeführt, an ausgewählten Proben ergänzt durch den Säulenperkolationsversuch nach DIN 19528.

4.2.1 Schüttelversuche

Der Schütteltest nach DIN 19529 wird mit einem W/F-Verhältnis von 2:1 L/kg TM durchgeführt. Die daraus maximal eluierbaren Konzentrationen an anorganischen und organischen Stoffen ist als *worst-case*-Szenario anzusehen. Schüttelversuche sind den statischen Elutionsversuchen zuzuordnen, d.h. das Elutionsmittel (hier: deionisiertes Wasser) wird im Vergleich zum Säulenperkolationsverfahren nicht kontinuierlich erneuert. Dies bedeutet, dass dem zu untersuchenden Feststoff genügend Wasser zugegeben werden muss, um eine gründliche Durchmischung von Feststoff und Flüssigkeit sicherzustellen (vgl. DIN 19529). Um dies für alle PK-Komposte zu gewährleisten, musste bei einigen PK-Komposten abweichend von der Norm bei der Elution statt einem W/F 2:1 mit einem W/F von 5:1 geschüttelt werden, da der Wassergehalt im Ausgangsmaterial bereits so hoch war, dass das zulässige berechnete Elutionsmittelvolumen nicht zur vollständigen Durchmischung der Komposte ausreichte. Ein Vortrocknen der PK-Komposte zeigte sich als nicht geeignet. Die Anpassung des W/F-Verhältnisses wurde bei der Berechnung der Nährstofffreisetzung (in mg/kg TM) aus den Nährstoffkonzentrationen im Eluat (in mg/L) berücksichtigt.

Diese Abweichung von der Norm ist ein wichtiges Ergebnis hinsichtlich der Adaption der bestehenden Elutionsnormen an die Matrix Pflanzenkohle, da hierfür explizite Erfahrungen und Arbeitsanweisungen noch nicht vorliegen und zunächst erarbeitet werden müssen.

Die Flüssig/Fest-Trennungsschritte bei den Eluatzen der PK-Komposte verliefen reibungslos, da die Trübung (nicht dargestellt) nach der Zentrifugation und Filtration mit im Mittel 23,7 FNU (Median: 16,0 FNU) geringer als erwartet war und zudem die Eluate gut filtriert werden konnten. Die Trübungen erreichen somit Werte, deren Median normkonform (< 20 FNU) ist. Ein Einfluss der Pflanzenkohle auf die Trübung ist jedoch nicht zwingend erkennbar, es gibt sowohl Verminderungen, als auch Erhöhungen der Trübung in den Eluatzen.

Der pH-Wert der Eluate schwankt probenübergreifend zwischen 4,41 (mit Schwefel angesäuerter PKK 6) und 8,37 (PKK 2) mit einem Mittelwert von 7,49 und einem Median von 7,68. Ohne den angesäuerten PKK 6 steigt der pH-Wert im Mittel auf 7,77 (Median: 7,71) und Minimum und Maximum liegen bei 7,43 bzw. 8,37 (Abb. 4.1). Die Eluate mit Pflanzenkohle zeigen erwartungsgemäß tendenziell höhere pH-Werte, als die Komposte ohne PK, jedoch sind die Unterschiede nicht signifikant (Abb. 4.3). Deutliche Unterschiede können jedoch zwischen den verschiedenen Komposten mit/ohne PK beobachtet werden, da sie trotz des

Hauptausgangsmaterials Grünschnitt teilweise in ihren Zuschlagstoffen (z.B. Gesteins- und Tonmehl, Laub, Schwefel, Urin) variieren (vgl. Kap. 3.1). So sind erwartungsgemäß die pH-Werte im Eluat der mit Schwefel angesäuerten PKK signifikant niedriger als die der PKK ohne Schwefelzugabe. Des Weiteren weisen die zu Beginn hergestellten Grünschnittkomposte PKK 1 und PKK 2 signifikant höhere pH-Werte im Eluat auf als alle anderen PKK.

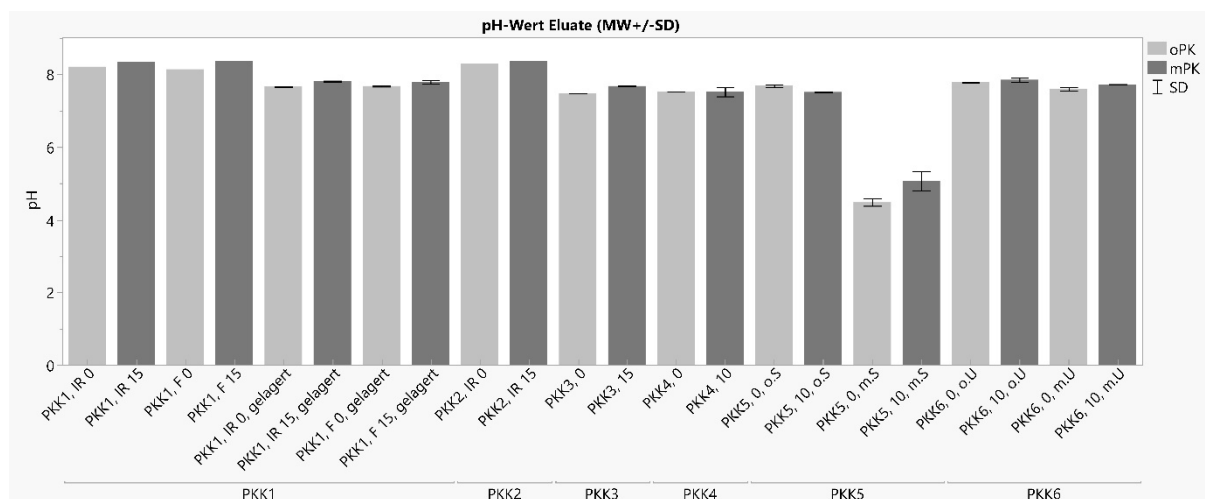


Abbildung 4.1: PH-Werte der Eluate (Schüttelversuche) von PKK1 bis PKK6 ohne/mit Pflanzenkohle

Neben dem pH-Wert ist die elektrische Leitfähigkeit (Lf) im Eluat ein wichtiger Begleitparameter, da die Lf im direkten Zusammenhang mit dem Salzgehalt des eluierten Feststoffes (Kompost, Boden etc.) steht. Eine hohe Lf ist mit einem hohen Salzgehalt verknüpft und das hat wiederum Einflüsse auf die Nährstoffverfügbarkeit für Pflanzen und ggf. auf die Auswaschung von Nährstoffen. Die in Abbildung 4.2 dargestellten Lf in den Eluaten variieren zwischen 1.065 und 7.280 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mit einem Mittelwert und Median von 2.927 bzw. 1.981 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die hohen Lf von $> 6.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ weisen die Varianten des PKK 6 mit der Zugabe von Urin als Stickstoffquelle auf. Innerhalb einer PKK-Serie führt die Anwendung von PK sowohl zu einer Verringerung als auch zu einer Erhöhung der elektrischen Lf. Probenübergreifend jedoch zeigt sich ein deutlich geringerer Median von 1.777 $\mu\text{S}/\text{cm}$ für alle Komposte mit PK gegenüber 2.720 $\mu\text{S}/\text{cm}$ für die Komposte ohne PK (Abb. 4.3). Deutlich zu erkennen ist ein Einfluss der Zusammensetzung der Komposte sowie der nährstoffreichen und somit salzreichen Zuschlagstoffe, wie z.B. Urin, auf die elektrische Lf. Die gepoolten Ergebnisse der Eluate der Varianten mit PK weisen eine leichte signifikante Korrelation der Lf mit der Trübung auf ($p=0,48$).

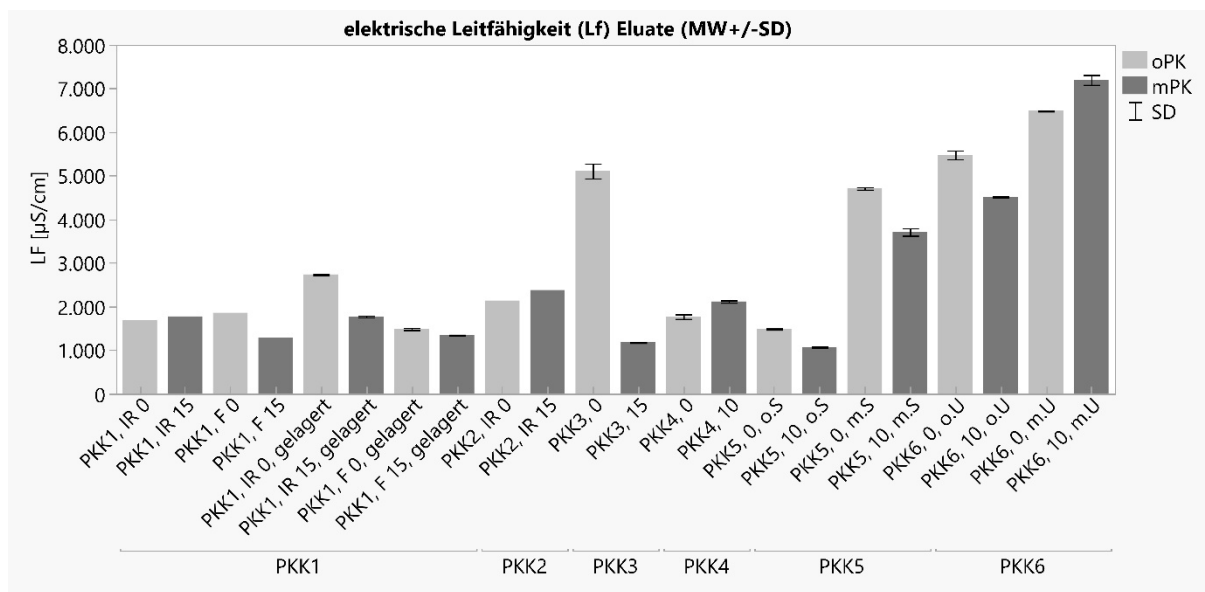


Abbildung 4.2: Elektrische Leitfähigkeiten (Lf) der Eluate (Schüttelversuche) von PKK1 bis PKK6 ohne/mit Pflanzenkohle

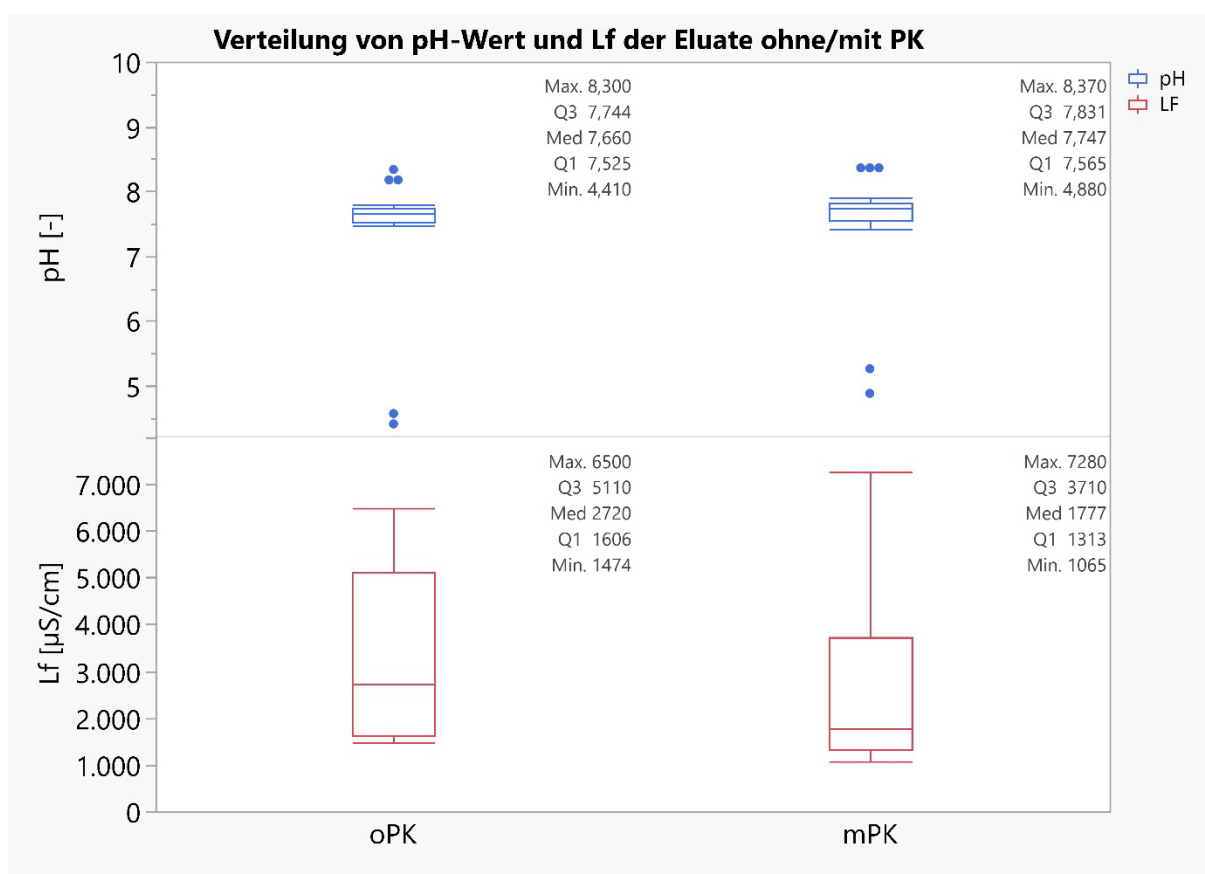


Abbildung 4.3: Verteilung des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeiten (Lf) der Eluate (Schüttelversuche), gruppiert nach ohne PK (oPK) und mit PK (mPK)

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Schüttelversuche für die ausgewählten mineralischen Hauptnährstoffe Stickstoff (in Form von Nitrat), Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel vorgestellt. Es werden in den folgenden Abbildungen neben der Eluatkonzentration [mg/L] auch die freigesetzte Menge jedes Nährstoffes [mg/kg TS] sowie der ausgewaschene prozentuale Anteil vom Gesamtgehalt im Feststoff des jeweiligen Nährstoffes [% vom Gesamtgehalt] dargestellt. Am Ende des Unterkapitels wird für alle vorgestellten Nährstoffe der Effekt der Pflanzenkohle im Sinne einer Reduzierung/Erhöhung der Auswaschung gegenüber den Komposten ohne Pflanzenkohle dargelegt.

Aufgrund der methodischen Schwierigkeit, einen Nitratgesamtgehalt analog zu den Gesamtgehalten der anderen Hauptnährstoffe zu bestimmen (vgl. Kammann et al., 2015), erfolgt in Abbildung 4.4 für Nitrat keine Angabe des prozentualen Anteils vom Gesamtgehalt. In den in Kap 4.5 vorgestellten Lysimeterversuchen im Freiland wird jedoch dahingehend eine Abschätzung für Stickstoff durchgeführt.

Die Eluate der Komposte mit/ohne co-kompostierter PK weisen übergreifend **Nitrat**-Konzentrationen von 175 bis 474 mg/L (MW: 295 mg/L; Median: 259,5 mg/L) auf. Die auf den Feststoff bezogenen freigesetzten Nitratmengen belaufen sich auf 398 bis 1.876 mg/kg TS. Die Eluatkonzentrationen und Freisetzung von Nitrat variieren bei den Kompostvarianten ohne PK zwischen 225 und 474 g/L (MW/Median: 341/375 mg/L) bzw. 450 bis 1.876 mg/kg TS (MW/Median: 1016/904 mg/kg TS) und bei den Komposten mit co-kompostierter PK zwischen 175 und 375 mg/L (MW/Median: 248/250 mg/L) bzw. 398 bis 1875 mg/kg TS (MW/Median: 764/546 mg/kg TS). Aufgrund der hohen variantenübergreifenden Spannweite der Eluatkonzentrationen und Freisetzung an Nitrat sind signifikante Unterschiede kaum feststellbar, wenngleich die Mediane der Komposte mit PK stets niedriger sind als die der Komposte ohne PK, was auf einen Rückhalt von Nitrat schießen lässt (vgl. Abb. 4.5).

Die Komposte mit PK zeigen im paarweisen Vergleich mit/ohne PK, mit Ausnahme von PKK 2 (erhöhte NO_3^- -Freisetzung durch die Verwendung einer großen Menge wahrscheinlich überdüngten Rasenschnitts/Wiesenmahd), stets geringere Eluatkonzentrationen und Freisetzung von Nitrat, als die Komposte ohne PK (Abb. 4.4). So wurde die Auswaschung von Nitrat um 11 bis 53 %, ausgehend vom prozentualen Anteil vom freigesetzten Gehalt, durch die PK reduziert (vgl. Abb. 4.14). Vor allem bei den gelagerten (gealterten) Komposten ist der Effekt der PK deutlich zu erkennen. Die Anwendung von Pflanzenkohle führt zu einer reduzierten Nitratfreisetzung, signifikante Unterschiede (statistisch auswertbar nur bei den gelagerten Komposten) sind nur bei dem Kompost PKK1, IR mit/ohne PK zu beobachten.

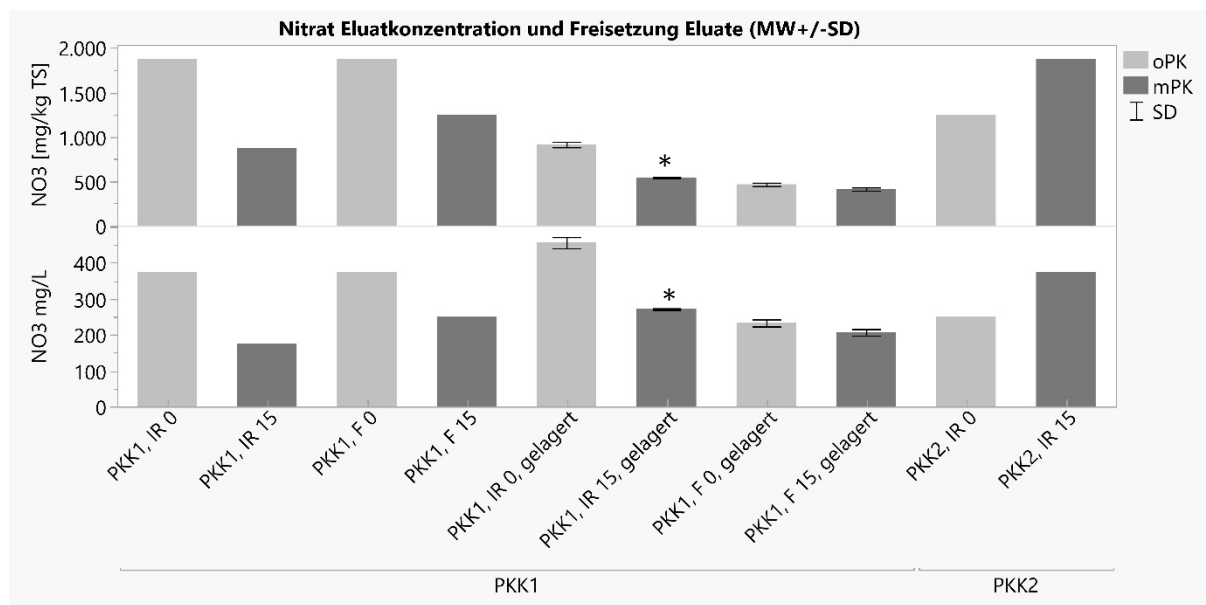


Abbildung 4.4: Nitrat Eluatkonzentration und Freisetzung (Schüttelversuche) von PKK1 bis PKK2 ohne/mit Pflanzenkohle (*signifikant unterschiedlich zur Variante ohne PK)

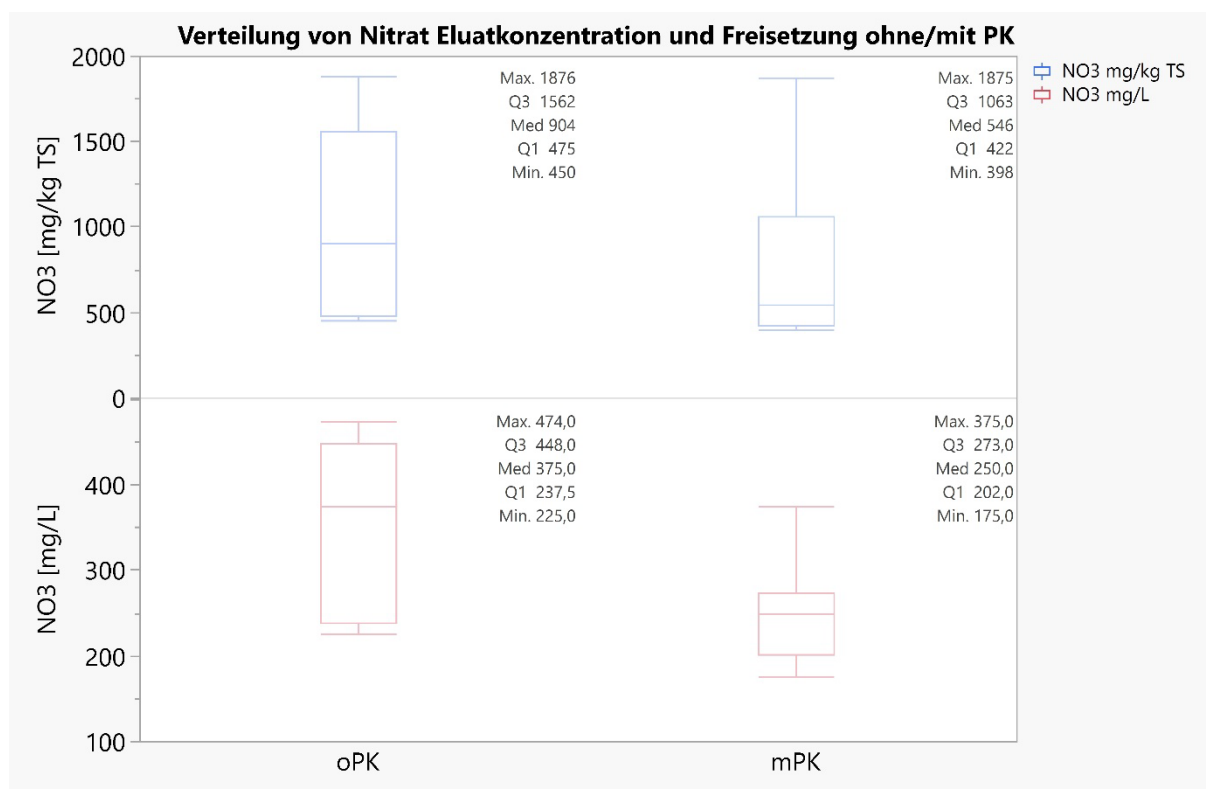


Abbildung 4.5: Verteilung der Nitrat-Eluatkonzentration und Freisetzung (Schüttelversuche), gruppiert nach ohne PK (oPK) und mit PK (mPK)

Die Konzentrationen an **Phosphor** in den Eluaten der Komposte mit/ohne co-kompostierter PK schwanken zwischen 3,91 und 33,0 mg/L (MW: 11,4 mg/L; Median: 10,2 mg/L), die auf den Feststoff bezogenen freigesetzten Mengen zwischen 7,82 und 87,2 mg/kg TS (MW: 30,4 mg/kg TS; Median: 23,8 mg/kg TS; vgl. Abb. 4.6). Dabei zeigen die höchsten Werte die PKK 2 (sehr nährstoffreicher Kompost) und PKK 5 (mit Schwefel angesäuert), wohingegen die gealterten/gelagerten Komposte geringere P-Gehalte freisetzen. Die Varianten ohne PK weisen Eluatkonzentrationen und Freisetzungen von 4,30 bis 33,0 g/L (MW/Median: 12,8/10,5 mg/L) bzw. 8,6 bis 79,9 mg/kg TS (MW/Median: 31,2 bzw. 24,2 mg/kg TS) und bei den Komposten mit co-kompostierter PK zwischen 3,91 und 24,9 mg/L (MW/Median: 10,1/8,37 mg/L) bzw. 7,82 bis 87,2 mg/kg TS (MW/Median: 29,5/23,4 mg/kg TS; vgl. Abb. 4.7). Bezogen auf den Gesamtgehalt an Phosphor im Feststoff werden 0,57 bis 8,65 % P ausgewaschen, wobei im Mittel 2,4 % vom Gesamtgehalt eluiert wurden und lediglich die PKK 2, IR, 0% sowie die PKK 5 mit Schwefel die 4 % überschreiten. Bis auf PKK 5 reduziert die PK den Anteil des ausgewaschenem P vom Gesamtgehalt. Wesentlich deutlicher wird die Reduzierung der P-Auswaschung durch die Anwendung von PK beim paarweisen Betrachten der einzelnen Komposte mit/ohne PK. Lediglich die Komposte PKK 5 (m./o. Schwefel) zeigen teilweise eine Erhöhung der P-Konzentrationen und -Freisetzungen durch PK, bei allen anderen Komposten führt die co-kompostierte PK zu einer Verringerung der P-Freisetzung um 4 bis 47 % (ausgehend vom proz. Anteil vom Gesamtgehalt, vgl. Abb. 4.14). Auch für P ist bei den gelagerten (gealterten) Komposten der Effekt der PK wieder deutlich zu erkennen (vgl. Abb. 4.6). Signifikante Unterschiede sind zwischen den Komposten mit/ohne PK zwar durchaus zu beobachten, jedoch statistisch auswertbar sind sie nur bei den gelagerten Komposten PKK1. In Summe führt die Anwendung von co-kompostierter Pflanzenkohle dennoch zu einer tendenziellen Reduzierung der P-Freisetzung aufgrund geringerer Mediane (vgl. Abb. 4.7).

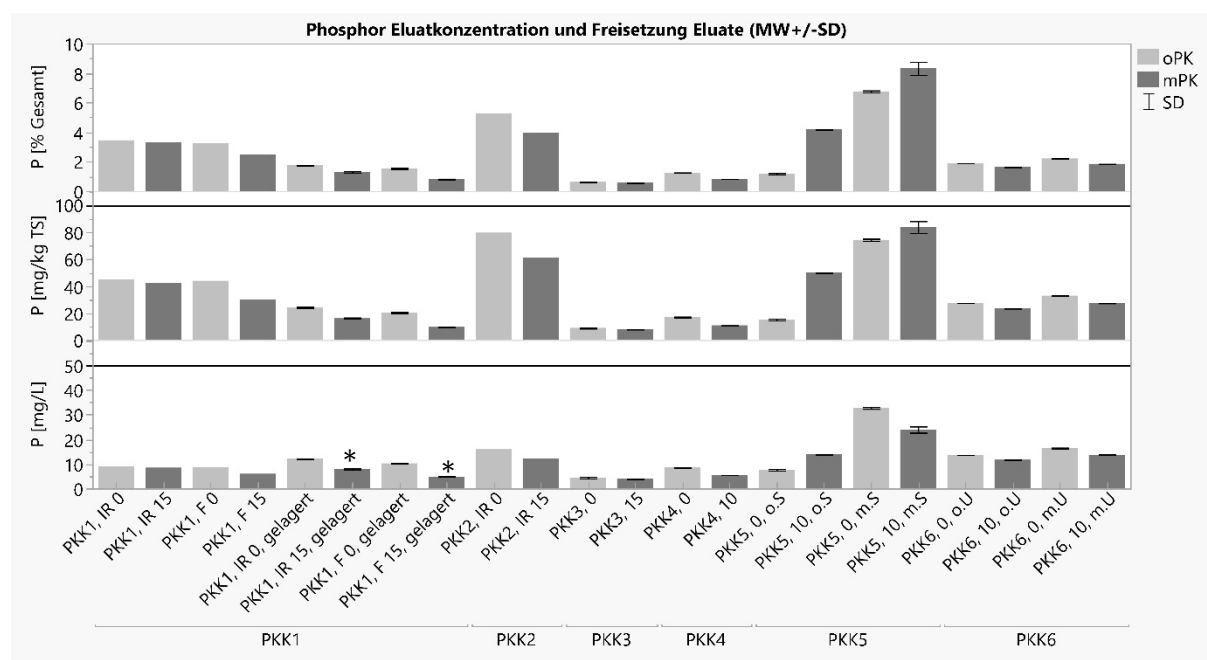


Abbildung 4.6: Phosphor Eluatkonzentration und Freisetzung (Schüttelversuche) von PKK1 bis PKK2 ohne/mit Pflanzenkohle (*signifikant unterschiedlich zur Variante ohne PK)

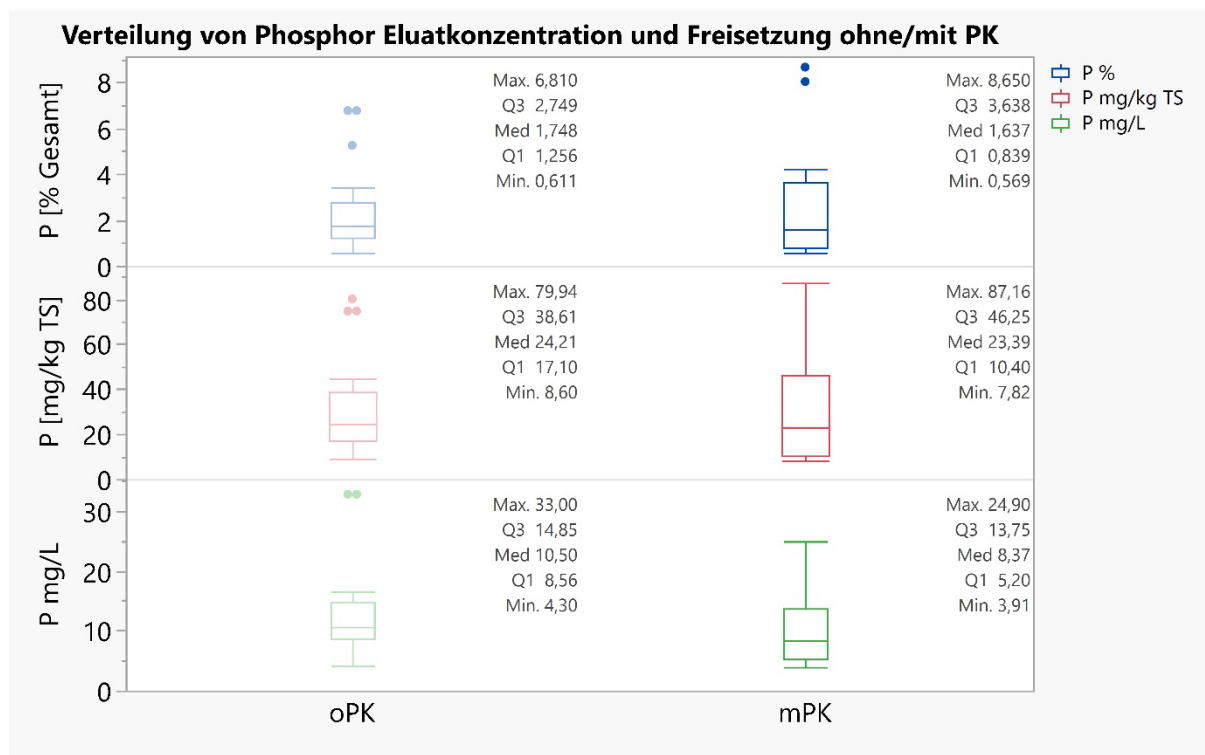


Abbildung 4.7: Verteilung der Phosphor-Eluatkonzentration und Freisetzung (Schüttelversuche), gruppiert nach ohne PK (oPK) und mit PK (mPK)

Ein weiterer wichtiger Makronährstoff ist das im Boden sehr mobile **Kalium** (Abb. 4.8 und 4.9). Die Eluate der Komposte mit/ohne co-kompostierter PK weisen variantenübergreifend K-Konzentrationen von 87,4 bis 1.470 mg/L (MW: 507 mg/L; Median: 331 mg/L) auf. Die auf den Feststoff bezogenen freigesetzten Kalium-Mengen belaufen sich auf 175 bis 3.345 mg/kg TS (MW: 1.269 mg/kg TS; Median: 917 mg/kg TS), wobei PKK 6 (mit Urin als Nährstoffquelle) die höchsten und die gealterten PKK 2 sowie PKK 4 und 5 die geringsten Werte aufweisen. Die Eluatkonzentrationen und Freisetzungen von Kalium variieren bei den Komposten ohne PK zwischen 177 und 1.290 g/L (MW/Median: 573/478 mg/L) bzw. 354 bis 3.103 mg/kg TS (MW/Median: 1.382/1.082 mg/kg TS) und bei den Komposten mit co-kompostierter PK zwischen 87,4 und 1.470 mg/L (MW/Median: 573/478 mg/L) bzw. 175 bis 3.345 mg/kg TS (MW/Median: 1.155/578 mg/kg TS). Die höchsten K-Freisetzungen zeigen, wie auch bei Nitrat und Phosphor, vor allem PKK 2, PKK 6 sowie der frisch hergestellte Kompost PKK 1. Nach einer gewissen Lagerzeit reduziert sich die Freisetzung von K aus den Komposten PKK 1, vor allem mit der Anwendung von Pflanzenkohle. Während beispielsweise die frisch hergestellten Komposte 2.000-3.500 mg/kg TS Kalium (entspricht bis zu 35 % des Gesamtgehaltes) freisetzen, verringert sich die Auswaschung von Kalium in den gelagerten (gealterten) Komposten auf maximal 1.000 mg/kg TS (ohne PK) und 520 mg/kg TS (mit PK), was ca. 15 % bzw. 12 % des Gesamtgehaltes an K entspricht. Der höchste prozentuale Anteil vom Gesamtgehalt wird von den Kompostvarianten PKK 6 mit bis zu 43,5 % des Gesamt-K ausgewaschen, wohingegen PKK 3 (15 % PK) lediglich 3 % vom K-Gesamtgehalt freisetzt. Beim direkten Vergleich der einzelnen Komposte mit/ohne PK wird deutlich, dass PK die K-Freisetzung sowohl reduziert (4-88 % gegenüber den Komposten ohne PK; Abb. 4.14), als

auch erhöhen kann (3-30 %), jedoch sind die Reduzierungen stärker ausgeprägt. Wie bereits erwähnt, wird das im Boden sehr mobile einwertige Kation Kalium vor allem bei den gealterten Komposten effektiv durch den Einsatz von PK gegen eine schnelle Auswaschung geschützt.

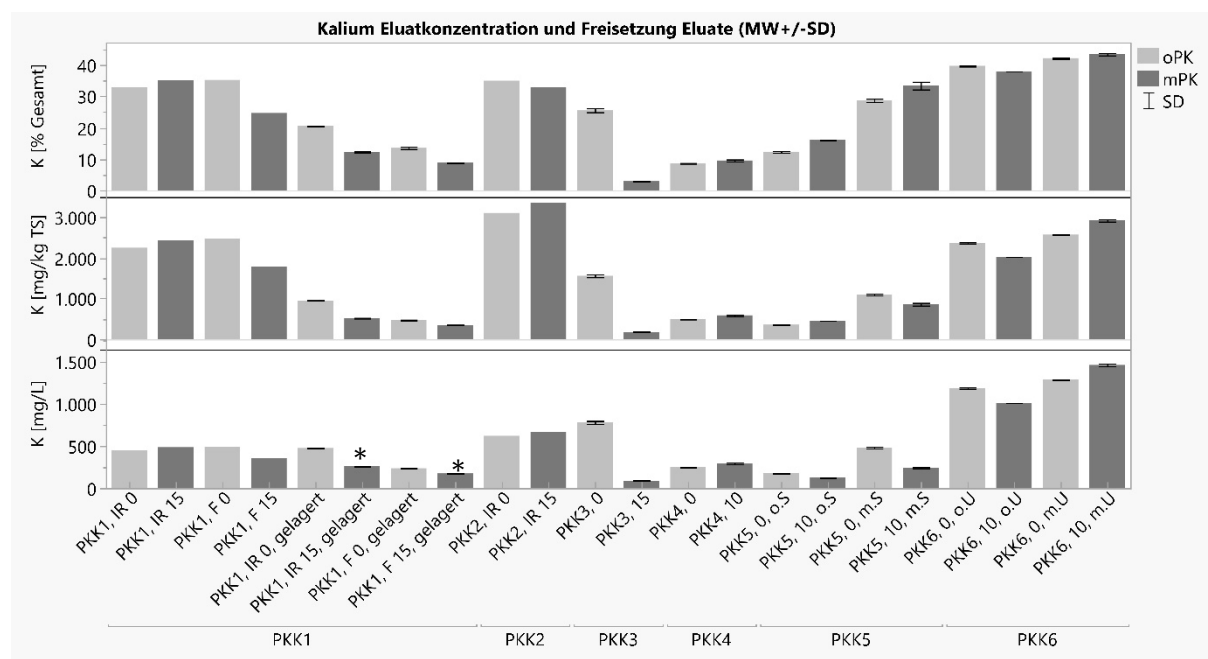


Abbildung 4.8: Kalium Eluatkonzentration und Freisetzung (Schüttelversuche) von PKK1 bis PKK2 ohne/mit Pflanzenkohle (*signifikant unterschiedlich zur Variante ohne PK)

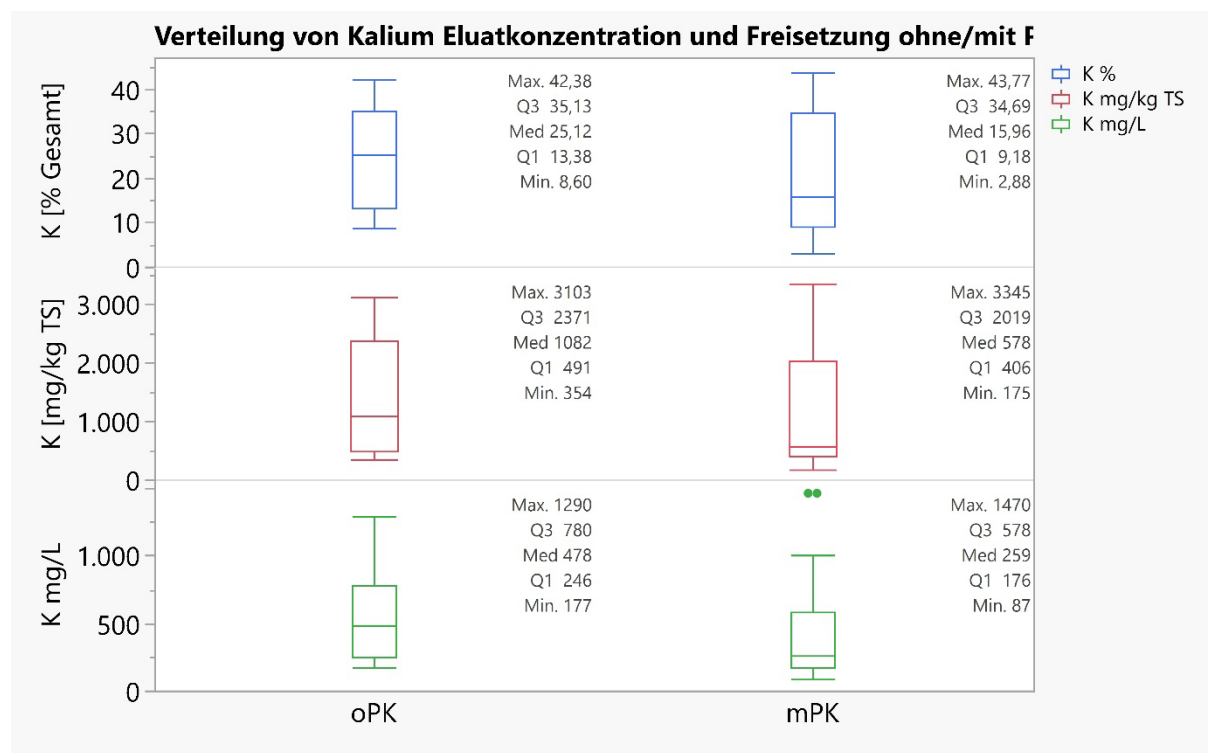


Abbildung 4.9: Verteilung der Kalium-Eluatkonzentration und Freisetzung (Schüttelversuche), gruppiert nach ohne PK (oPK) und mit PK (mPK)

Die Konzentrationen an **Magnesium** in den Eluaten der Komposte variieren probenübergreifend zwischen 8,65 und 129,2 mg/L (MW: 41,4 mg/L; Median: 28,3 mg/L), die auf den Feststoff bezogenen freigesetzten Mengen zwischen 43,3 und 294,2 mg/kg TS (MW: 96,6 mg/kg TS; Median: 70,2 mg/kg TS; vgl. Abb. 4.10 und 4.11). Die höchsten Werte zeigen dabei die beiden Komposte PKK 6 mit Schwefel (ohne/mit PK) und der Kompost PKK 3 (ohne PK), die geringsten Eluat-Konzentrationen PKK 1. Die Varianten ohne PK weisen Eluatkonzentrationen und Freisetzungen von 14,4 bis 129,2 g/L (MW/Median: 48,9/34,8 mg/L) bzw. 44,1 bis 294,2 mg/kg TS (MW/Median: 108,2 bzw. 71,7 mg/kg TS) und bei den Varianten mit co-kompostierter PK zwischen 8,65 und 71,2 mg/L (MW/Median: 33,9/27,4 mg/L) bzw. 43,3 bis 217,8 mg/kg TS (MW/Median: 84,9/65,0 mg/kg TS). Der ausgewaschene prozentuale Anteil vom Gesamtgehalt im Feststoff liegt bei allen PKK < 5 %, lediglich die beiden PKK 5 mit Schwefel (0% und 10 % PK) zeigen signifikant höhere Mg-Freisetzungen von ca. 16 % des Gesamtgehaltes. Die Anwendung von PK führt beim paarweisen Vergleich der einzelnen Komposte mit/ohne PK, bis auf den PKK 5 (ohne Schwefel), immer zu einer Reduzierung der Mg-Auswaschung um 1 bis 53 % (ausgehend vom proz. Anteil vom Gesamtgehalt; vgl. Abb. 4.14). Ein Effekt bei den gelagerten (gealterten) Komposten im Vergleich zu den frisch hergestellten Komposten ist bei Mg weniger deutlich zu erkennen als bei NO_3^- , P und K, dennoch führt auch hier die PK zu einer tendenziell reduzierten Mg-Freisetzung.

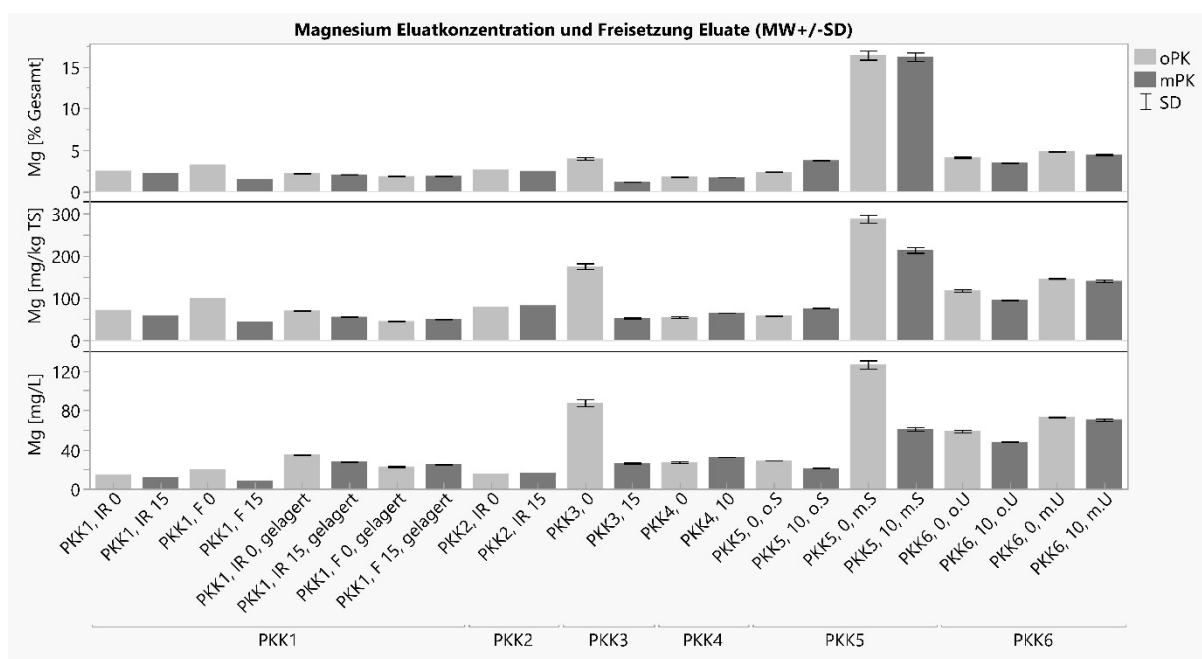


Abbildung 4.10: Magnesium Eluatkonzentration und Freisetzung (Schüttelversuche) von PKK1 bis PKK2 ohne/mit Pflanzenkohle

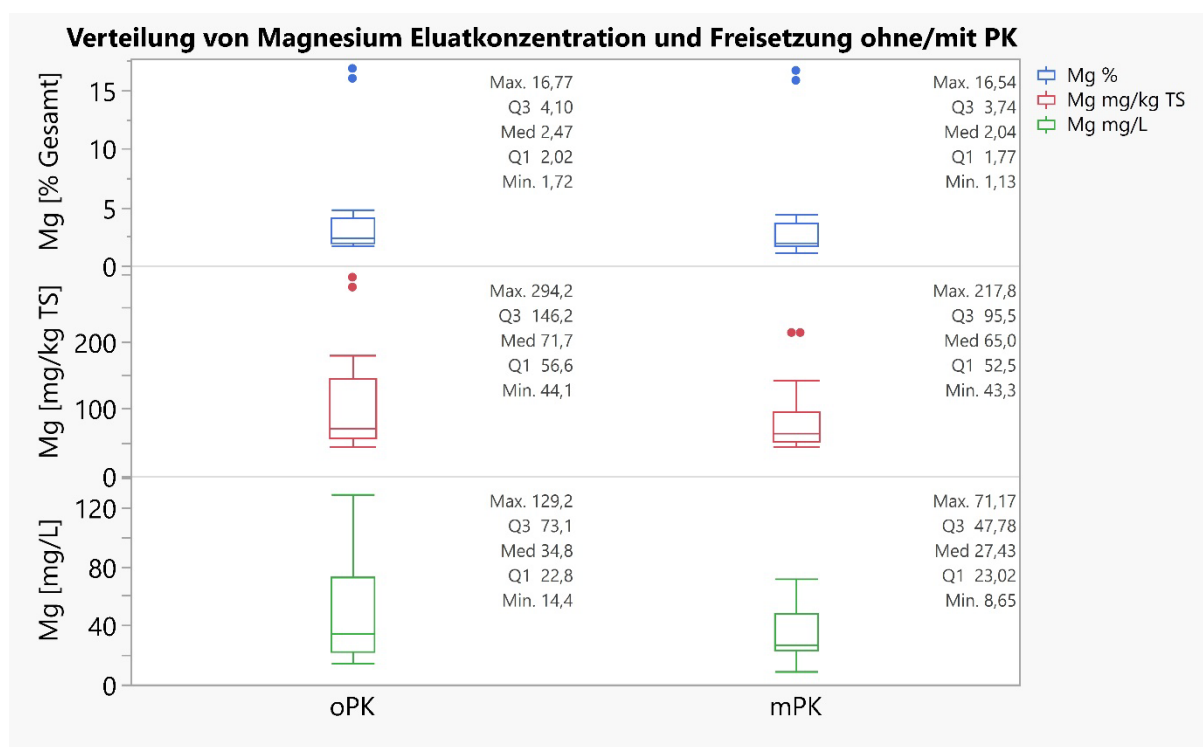


Abbildung 4.11: Verteilung der Magnesium-Eluatkonzentration und Freisetzung (Schüttelversuche) gruppiert nach ohne PK (oPK) und mit PK (mPK)

Neben den o.g. Makronährstoffen ist **Schwefel** ein weiterer wichtiger Nährstoff, den es zu betrachten gilt. Über alle Komposte betrachtet, zeigen die Eluate Schwefel-Konzentrationen von 15,4 bis 525 mg/L (MW: 92,7 mg/L; Median: 27,8 mg/L; vgl. (Abb. 4.12 und 4.13), wobei der Mittelwert von den mit Schwefel versetzten PKK 5-Varianten stark verzerrt wird, wie der Median von 2,8 mg/L beweist. Die auf den Feststoff bezogenen freigesetzten Schwefel-Mengen variieren von 30,8 bis 1705 mg/kg TS (MW: 414 mg/kg TS; Median: 63,9 mg/kg TS). Auch hier weist PKK 5 erwartungsgemäß die signifikant höheren S-Freisetzen auf. Die Komposte ohne PK weisen Eluatkonzentrationen und Freisetzen von Schwefel zwischen 16,6 und 525 g/L (MW/Median: 148/28,7 mg/L) bzw. 33,2 bis 1.195 mg/kg TS (MW/Median: 227/121 mg/kg TS) und bei den Komposten mit co-kompostierter PK zwischen 15,4 und 487 mg/L (MW/Median: 84,6/28,7 mg/L) bzw. 30,8 bis 1.705 mg/kg TS (MW/Median: 252/62,8 mg/kg TS). Die höchsten S-Freisetzen zeigen erwartungsgemäß die mit Schwefel angesäuerten Varianten des PKK 5. Nach einer gewissen Lagerzeit reduziert sich die Freisetzung von S aus den Komposten PKK 1. Der höchste prozentuale Anteil vom Gesamtgehalt wird aus den Kompostvarianten PKK 5 mit bis zu 30 % des Gesamt-S freigesetzt, wohingegen PKK 4 (0 % und 15 % PK) deutlich < 5 % vom S-Gesamtgehalt eluiert. Im paarweisen Vergleich der Komposte mit und ohne PK zeigt sich kein Trend hinsichtlich des Effekts der PK. Es lassen sich sowohl verringerte (17-82 %), als auch erhöhte (10-135 %) S-Freisetzen beobachten. Wie bereits erwähnt, stellen die Komposte PKK 5 mit dem Zuschlagstoff elementaren Schwefel sicherlich einen Extremfall dar, hier zeigen sich stark erhöhte S-Auswaschungen (135 %). In Summe zeigt die Anwendung von PK jedoch tendenziell eine Verringerung der Eluatkonzentration und Freisetzung von Schwefel (vgl. Abb. 4.13).

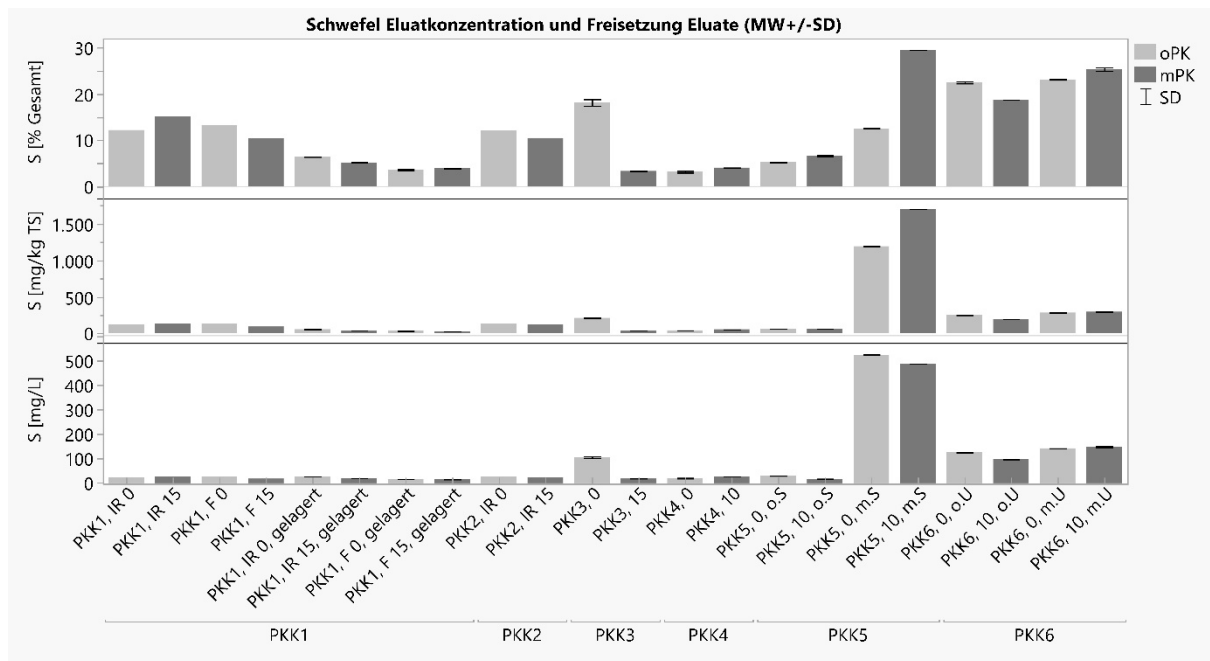


Abbildung 4.12: Schwefel Eluatkonzentration und Freisetzung (Schüttelversuche) von PKK1 bis PKK2 ohne/mit Pflanzenkohle

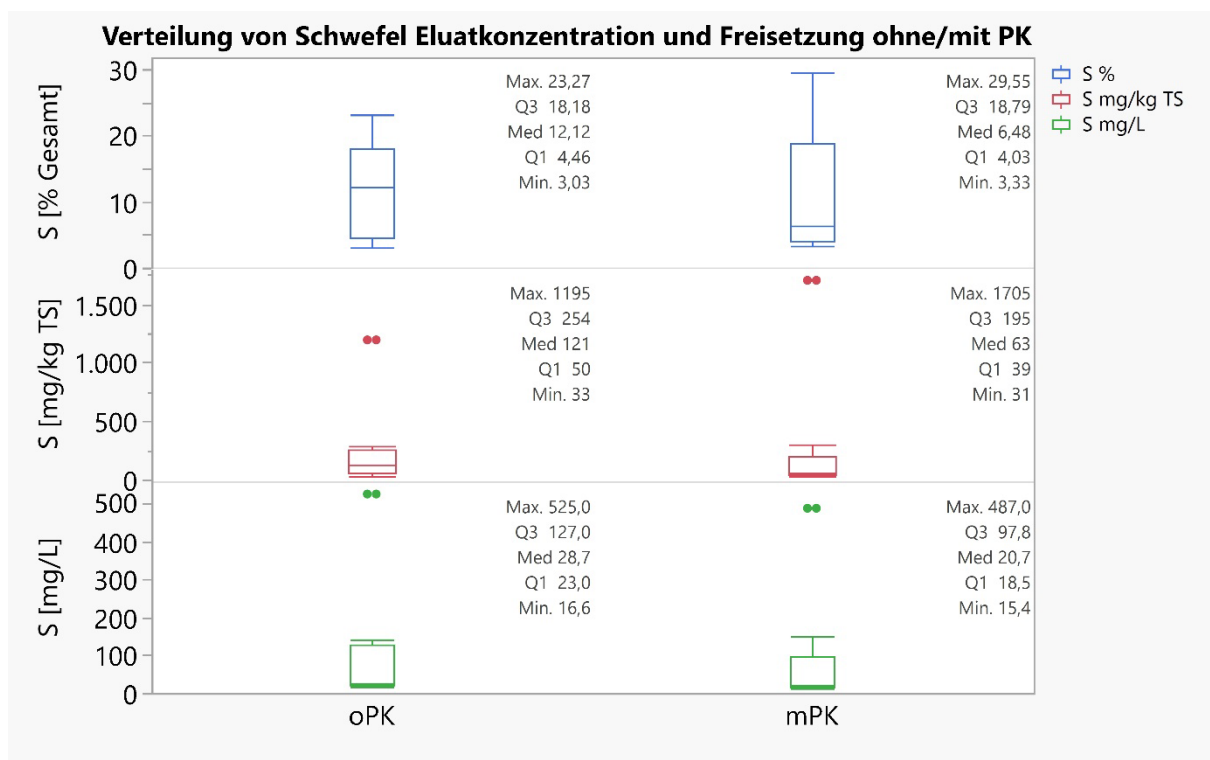


Abbildung 4.13: Verteilung der Schwefel-Eluatkonzentration und Freisetzung (Schüttelversuche) gruppiert nach ohne PK (oPK) und mit PK (mPK)

Die nachfolgende Abbildung 4.14 fasst für die Schüttelversuche den Effekt der Pflanzenkohle auf die Nährstofffreisetzung im Vergleich zur jeweiligen Kompostvariante ohne PK zusammen. Die als Boxplots dargestellten gepoolten prozentualen Abweichungen der Varianten mit PK von den Varianten ohne PK lassen sich direkt als Reduzierungen (negative Werte) bzw. Erhöhungen (positive Werte) der Nährstofffreisetzung interpretieren. Beim Betrachten des Medians (robuster gegenüber Ausreißern), werden alle Makronährstoffe mit der Ausnahme von Schwefel durch die Anwendung von PK in der Freisetzung reduziert. So wird die Auswaschung von Nitrat um 33 %, Phosphor um 17 %, Kalium um 4 %, Magnesium um 9 % und Calcium um 6 % verringert, wohingegen Schwefel eine Erhöhung der Auswaschung um 10 % zeigt. Deutlich zu erkennen ist in Abbildung 4.14 jedoch auch die für eine statistische Auswertung nicht unproblematisch große Spannweite der Effekte von PK, die für jeden Nährstoff unterschiedlich stark ausgeprägt ist. So zeigt vor allem Magnesium (ohne Ausreißer) eine relativ enge Bandbreite des PK-Effekte, während Calcium breiter streut und sowohl Reduzierungen als auch Erhöhungen der Nährstofffreisetzung aufweist. Nährstoffübergreifend führt die co-kompostierte Pflanzenkohle bei den im Botanischen Garten Berlin-Dahlem hergestellten Komposten i.d.R. zu einem Nährstoffrückhalt und zu einer Verringerung der Gefahr der Nährstoffauswaschung, vor allem Nitrat und Phosphor, in Richtung Grundwasser.

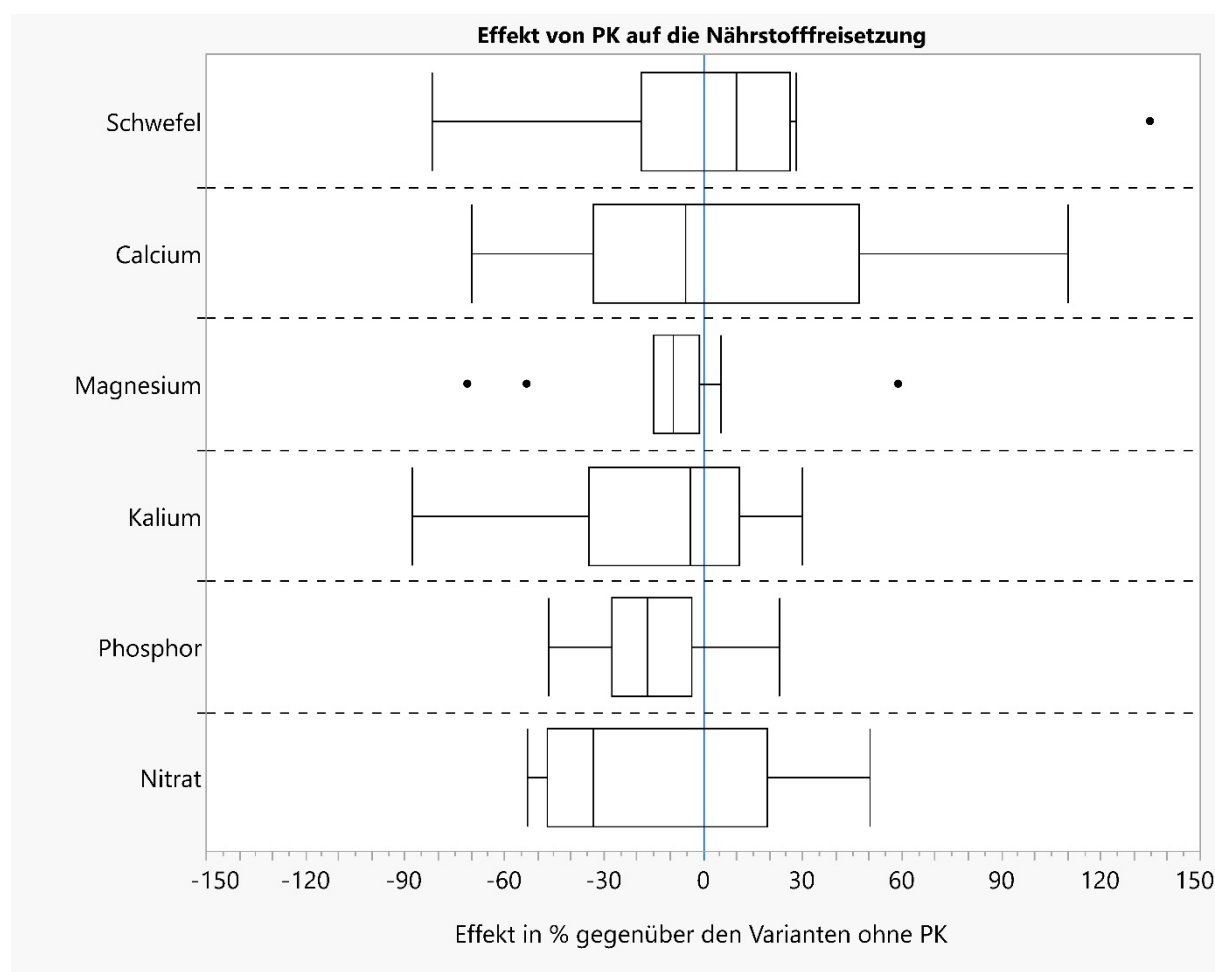


Abbildung 4.14: Effekt von PK auf die Nährstofffreisetzung im Schüttelversuch. Dargestellt in prozentualer Abweichung gegenüber der Varianten ohne PK (negative Werte = Reduzierung der Freisetzung durch PK; positive Werte = Erhöhung der Freisetzung durch PK; n=21)

4.2.2 Säulenperkolationsversuche

Mit der Durchführung von Säulenperkolationsversuchen besteht die Möglichkeit, die Freisetzung von Stoffen über die Zeit zu ermitteln, indem zu bestimmten Zeitpunkten, gemessen als W/F-Verhältnis, das bis dahin gesammelte Eluat entnommen und anschließend analysiert wird. Zum Vergleich, ein W/F-Verhältnis von 4:1 entspricht in diesen Versuchen einem Säulendurchfluss von umgerechnet annähernd einem Jahresniederschlag von Berlin (591 l/m²). Die im Vergleich zum Schütteltest technisch etwas aufwändigeren Säulenperkolationsversuche wurden lediglich mit ausgewählten (Pflanzenkohle-)Komposten durchgeführt.

Von Interesse war vor allem, wie sich die Wirkung der PK auf die Auswaschung von Nährstoffen aus den gelagerten und somit gealterten Komposten darstellt. So wurde der PKK1 mit den Varianten IR (Intensivrotte) und F (Fermentation) sowohl mit, als auch ohne PK bis zu einem W/F-Verhältnis von 4 l/kg TS (tatsächliche W/F können aufgrund der Eluatvolumina von berechneten W/F abweichen) eluiert. Darüber hinaus wurde der frisch hergestellte PKK3 (0 % PK; 10 % PK) einer längeren Elutionsdauer unterzogen und bis zu einem W/F von 20 l/kg TS eluiert, was in etwa dem fünffachen Jahresniederschlag von Berlin entspricht.

Im Folgenden werden zunächst die Ergebnisse der Säulenperkolations von PKK1 dargestellt, anschließend wird auf die Elution des PKK3 eingegangen.

Die Eluate von **PKK1** zeigen hinsichtlich des pH-Wertes lediglich einen tendenziellen Einfluss der Pflanzenkohle (Abb. 4.15). Zwar weisen die Eluate mit PK geringfügig höhere pH-Werte auf, jedoch liegen die pH-Werte aller Eluate mit PK innerhalb einer engen Spannweite von 7,66 bis 7,95 und die Eluate ohne PK zwischen 7,54 und 7,83, sodass nur leichte Tendenzen der Erhöhung des pH-Wertes durch PK zu beobachten sind. Bei dem Eluatparameter elektrische Leitfähigkeit ist die Wirkung der PK vor allem bis zu einem WF-Verhältnis von 1 L/kg TS zu beobachten (Abb. 4.15). Die Komposte PKK1 ohne PK zeigen mit 7.907 µS/cm (PKK1 IR oPK) und 3.543 µS/cm (PKK1 F oPK) sehr hohe Lf in der 1. Fraktion und somit auch hohe Nährstoffauswaschungen, wohingegen die Komposte mit PK deutlich geringere Lf mit 2.480 µS/cm (PKK1 IR mPK) und 2.850 µS/cm (PKK1 F mPK) haben. Mit fortschreitender Elutionsdauer ist bei allen Komposten ein starkes Abfallen der Lf zu beobachten, sodass sich die Lf in der 3. Fraktion (WF ≈ 2 L/kg TS) bei ca. 500 µS/cm einpendeln, um anschließend weiter sehr flach abzufallen. Einen signifikanten Einfluss der PK lässt sich bei der Trübung der Eluate beobachten. Die Komposte ohne PK weisen mit 14,9 bis 31,3 FNU in allen 4 Fraktionen durchgängig höhere Trübungen auf als die PK-Komposte mit 8,2 bis 14,4 FNU (Abb. 4.15). PK führt also zu reduzierten Trübungswerten bei der Säulenperkolations.

Im Folgenden wird auf das Nährstofffreisetzungverhalten der Komposte eingegangen, wobei das Hauptaugenmerk auf den Vergleich der Varianten mit/ohne PK gelegt wird. Die Nährstoffe Nitrat, Kalium, Magnesium, Calcium und Schwefel zeigen ein ähnliches Elutionsverhalten mit steigender Elutionsdauer, lediglich die Intensität ist nährstoffspezifisch unterschiedlich. Phosphor hingegen verhält sich abweichend von den anderen Nährstoffen. Die Abklingkurven der Nährstoffe NO₃⁻, K, Mg, Ca und S folgen derer der elektrischen Leitfähigkeit, welche als abschätzender Summenparameter für die gelösten Ionen/Stoffe im Eluat herangezogen

werden kann. In Abbildung 4.16 ist ersichtlich, dass die Komposte ohne PK in der 1. Eluatfraktion (WF 0,3) deutlich höhere Konzentrationen aufweisen als die Komposte mit PK. So eluiert PKK1 IR oPK mit 1.608 mg/L NO_3^- , 1.233 mg/L K, 116,5 mg/L Mg, 511,2 mg/L Ca und 86,9 mg/L S i.d.R. das 3-4-fache an Nährstoffen im Vergleich zu den anderen Komposten. Diese Nährstoffanteile sind demnach sehr schnell ausgewaschen und können nicht effizient genutzt werden. Die Variante mit fermentiertem Grünschnitt ohne PK (PKK1 F0 oPK) weist im Vergleich zur Variante mit Intensivrotte (IR) ohne PK deutlich geringere Nährstoffkonzentrationen im Eluat auf, dennoch liegen beide Varianten vor allem in der 1. Fraktion über den Varianten mit PK. Ab der 3. Fraktion (WF 2) eluieren alle PKK1-Komposte, unabhängig ob mit/ohne PK, ähnliche Gehalte an NO_3^- , K, Mg, Ca und S.

Phosphor verhält sich, wie bereits erwähnt, anders als die eben beschriebenen Nährstoffe. Der weniger mobile Phosphor erreicht erst zwischen der 2. und 3. Fraktion (Komposte ohne PK), oder gar erst zur 3. Fraktion (Komposte mit PK) das Peakmaximum. Die beiden Komposte PKK1 IR und PKK1 F ohne PK eluieren in der 1. Fraktion 11,07 bzw. 8,14 mg/L und erreichen mit 30 bzw. 18 mg/L ihr jeweiliges Peakmaximum bereits kurz nach der 2. Fraktion. Die beiden Komposte mit PK weisen P-Konzentrationen von 3,93 bzw. 4,84 mg/L in der 1. Fraktion auf. Die sich daran anschließende Freisetzung verläuft in flacheren Kurven, sodass bei diesen beiden Varianten das jeweilige Peakmaximum der P-Auswaschung mit 15 bzw. 9 mg/L erst mit der 3. Fraktion erreicht wird (Abbildung 4.16). Die P-Freisetzung verläuft demnach zeitverzögerter und weniger intensiv durch die Anwendung von PK, was eine effizientere P-Verwertung zur Folge hat.

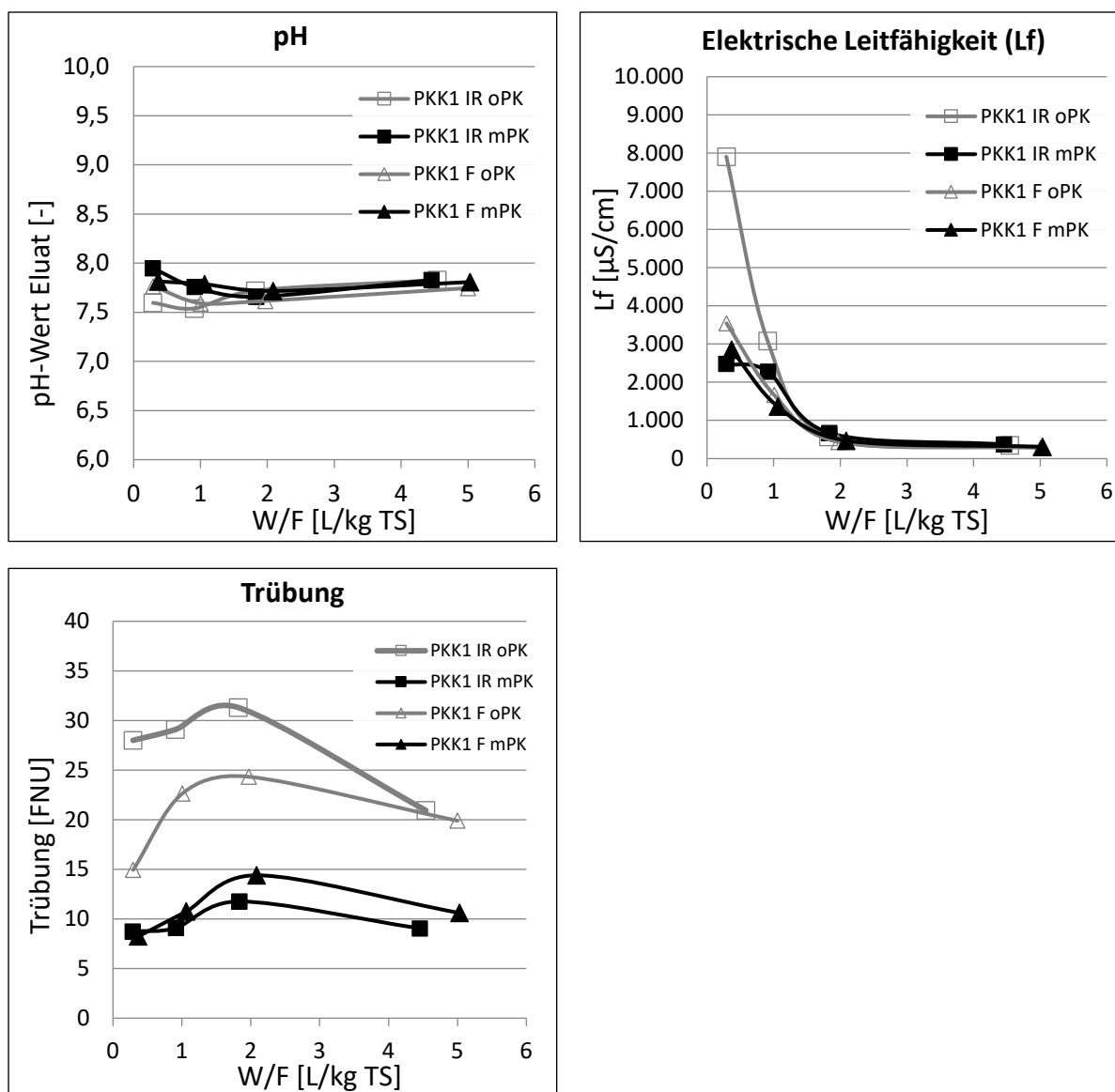


Abbildung 4.15: PH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Trübung der Eluate (Säulenperkolationsversuche) von PKK1 ohne/mit Pflanzenkohle (dargestellt in Abhängigkeit vom W/F-Verhältnis des Säulenversuches)

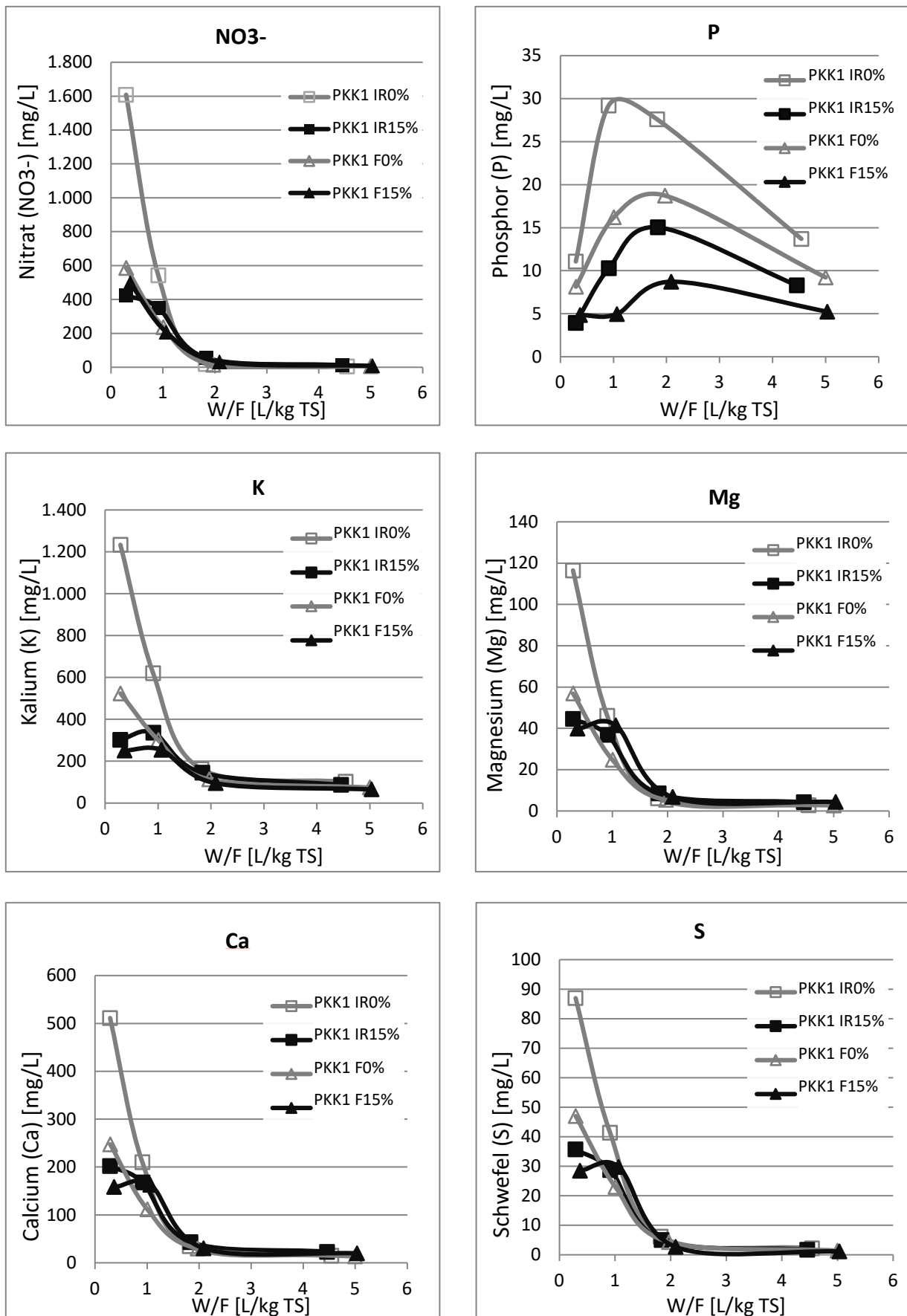


Abbildung 4.16: Nährstoffkonzentrationen im Eluat der gealterten/gelagerten Komposten mit/ohne Pflanzenkohle (dargestellt in Abhängigkeit vom W/F-Verhältnis des Säulenversuches)

Die Abbildung 4.17 zeigt die im Säulenperkolationsversuch kumulierten freigesetzten Nährstoffgehalte ausgewählter Makronährstoffe von PKK1 mit und ohne Pflanzenkohle. Daraus ist ersichtlich, dass die Variante PKK1 IR oPK, d.h. die Kompostvariante ohne Pflanzenkohle, bei Nitrat, Phosphor, Kalium, Magnesium, Calcium sowie Schwefel durchgängig die höchsten bis zu einem W/F-Verhältnis von 4 kg/L TS kumulierten Freisetzungen aufweist. So werden 834 mg/kg Nitrat, 84 mg/kg P, 1165 mg/kg K, 75 mg/kg Mg, 351 mg/kg Ca sowie 63 mg/kg S ausgewaschen. Diese freigesetzten Mengen entsprechen 6,0 % (P), 25,1 % (K), 2,3 % (Mg), 1,9 % (Ca) sowie 7,1 % (S) des jeweiligen Gesamtgehaltes in PKK1 IR oPK (vgl. Abb. 4.18).

Die co-kompostierte PK verringert bei allen Nährstoffen die Freisetzung sowie den ausgewaschenen Anteil vom Gesamtgehalt signifikant (PKK1 IR mPK, Abb. 4.18). Es werden Reduktionsfaktoren von 49 % (NO_3^-), 43 % (P), 41 % (K), 20 % (Mg), 43 % (Ca) sowie 39 % (S) durch die Anwendung von PK ermittelt und somit ein signifikanter Nährstoffrückhalt beobachtet.

Bei der Kompostvariante mit fermentiertem Grünschnitt (PKK1 F oPK) liegen die kumulierten freigesetzten Nährstoffgehalte deutlich niedriger als bei dem Kompost ohne Fermentation. Der Kompost PKK1 F oPK eluiert 372 mg/kg Nitrat, 60 mg/kg P, 702 mg/kg K, 47 mg/kg Mg, 221 mg/kg Ca sowie 39 mg/kg S (vgl. Abb. 4.17). Dies entspricht 4,5 % (P), 20,0 % (K), 1,9 % (Mg), 1,1 % (Ca) sowie 4,1 % (S) des jeweiligen Gesamtgehaltes (vgl. Abb. 4.18). Im Gegensatz zu der o.g. Variante PKK1 IR zeigt die co-kompostierte PK hier jedoch keine einheitliche Wirkung, da sowohl Reduzierungen der Auswaschung (44 % bei P und 30 % bei K), als auch Erhöhungen der Nährstoff-Elution (4 % bei NO_3 , 14 % bei S, 21 % bei Mg und 33 % bei Ca) eingetreten sind. Der Effekt der PK hinsichtlich einer Reduzierung der Nährstoffauswaschung ist demnach bei der Kompostvariante mit Intensivrotte (PKK1 IR) deutlicher ausgeprägt als bei der Variante mit Fermentation (PKK1 F).

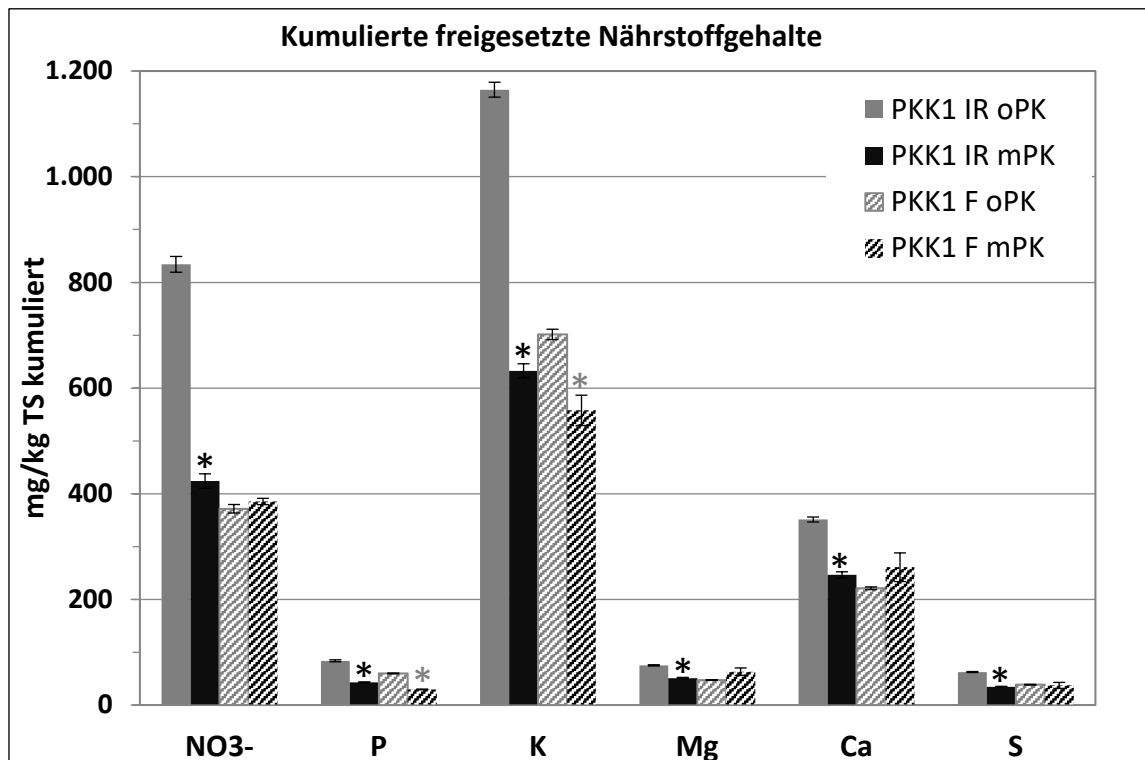


Abbildung 4.18: Kumulierte freigesetzte Nährstoffgehalte des Kompostes PKK1 mit/ohne Pflanzenkohle (Säulenperkolationsversuch; bis W/F 4 \triangleq ca. 1 Jahresniederschlag von Berlin)

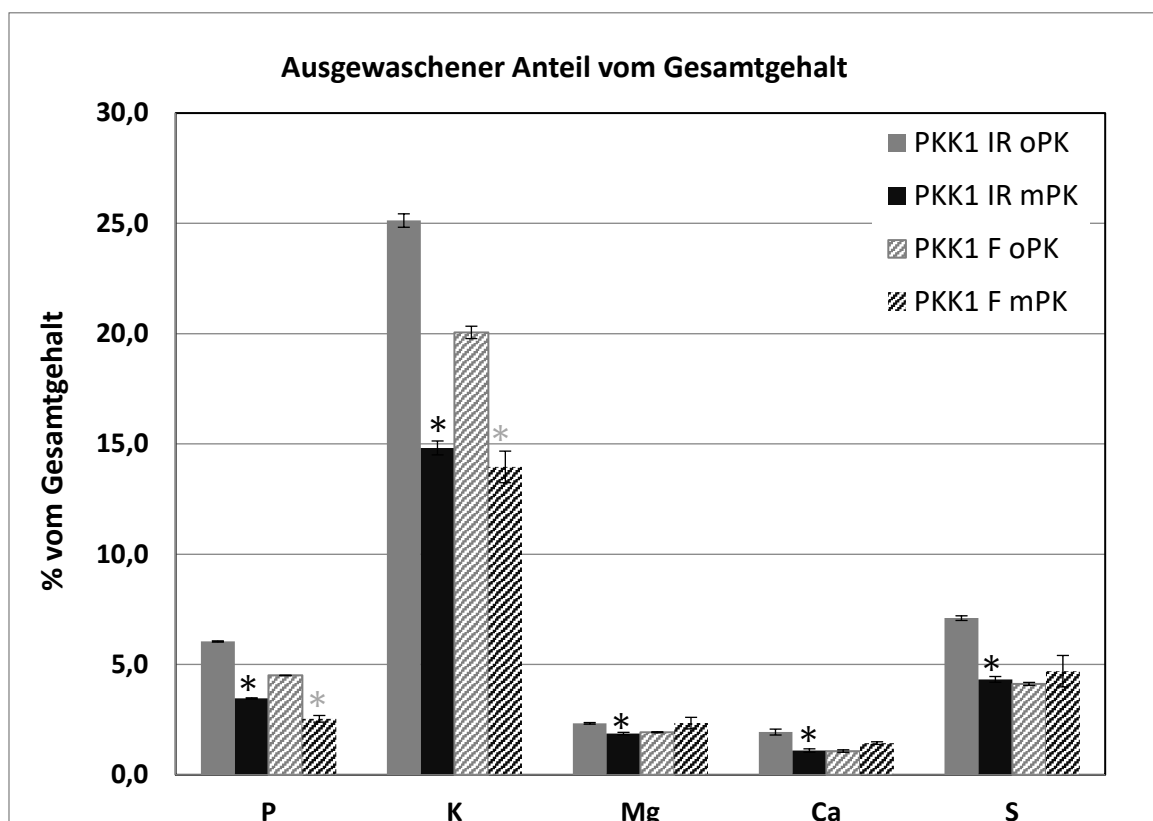


Abbildung 4.17: Ausgewaschener Anteil vom Nährstoffgesamtgehalt des Kompostes PKK1 mit/ohne Pflanzenkohle (Säulenperkolationsversuch)

Neben der Säulenperkolation mit den gealterten Komposten von PKK1 wurde der frisch hergestellte **PKK3** (0 % PK; 10 % PK) bis zu einem W/F von ca. 20 L/kg TS eluiert, was deutlich über dem in der DIN 19528 vorgeschriebenen W/F 4 hinausgeht. Ziel war hier, die Nährstofffreisetzung über eine längere Elutionsdauer hinaus zu beobachten, um den Effekt von PK noch besser bewerten zu können. Ein W/F von 20 L/kg TS entspricht in etwa, wie bereits erwähnt, dem fünffachen Jahresniederschlag von Berlin.

Die Abbildung 4.19 zeigt die pH-Werte der Eluate von PKK3 ohne/mit PK über die gesamte Elutionsdauer bis knapp über einem W/F von 20 L/kg TS. Verhalten sich die pH-Werte beider Varianten o/m PK zu Beginn noch relativ ähnlich (bis W/F 1,5: pH-Werte um 8,5), kommt es bei der Variante oPK mit zunehmender Elutionsdauer zu einem schnelleren Absinken des pH-Wertes auf 8,15 (WF 8) und 7,48 (WF 21,5), wohingegen der pH-Wert der Variante mPK deutlich flacher abfällt (8,54 bei WF 8 sowie 8,2 bei WF 22,8). Hier wirkt die Pflanzenkohle also deutlich ausgleichender auf den pH-Wert der Eluate. Die elektrische Leitfähigkeit sinkt bei beiden PKK3-Varianten kontinuierlich mit zunehmender Elutionsdauer von 5.630 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (PKK3 oPK) bzw. 5.900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (PKK3 mPK) in der 1. Fraktion (WF 0,3) auf 144,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bzw. 145,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ in der 6. Fraktion (WF \approx 22). Ein Effekt der PK auf die Lf ist nicht erkennbar.

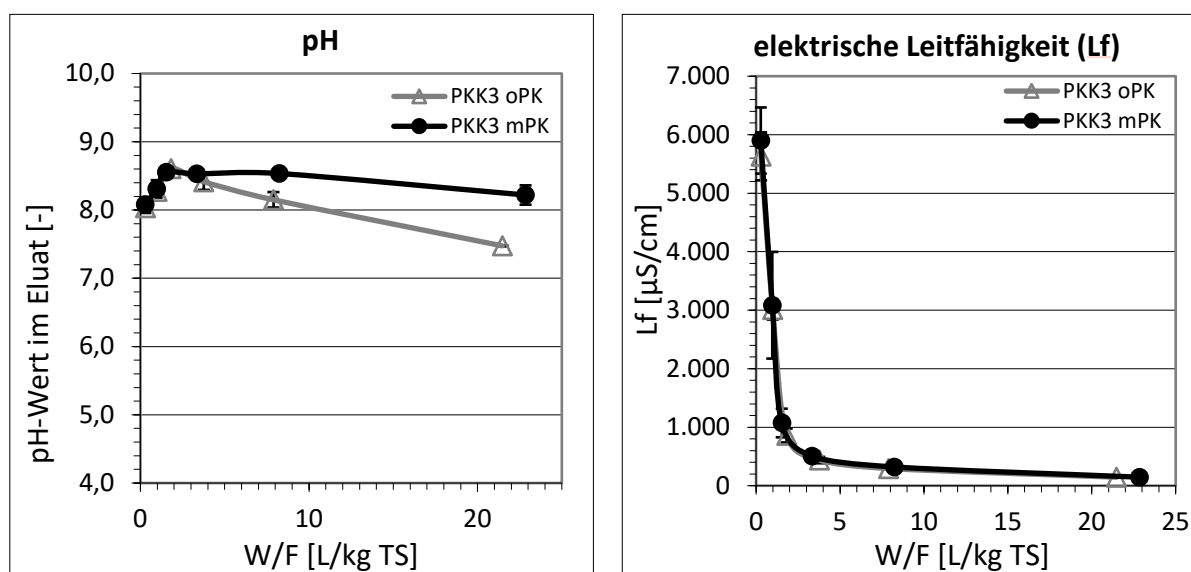


Abbildung 4.19: PH-Wert und elektrische Leitfähigkeit der Eluate (Säulenperkolationsversuche) von PKK3 ohne/mit Pflanzenkohle (dargestellt in Abhängigkeit vom W/F-Verhältnis des Säulenversuches)

Der PKK3 weist hinsichtlich der untersuchten Nährstoffe ein vergleichbares Elutionsverhalten zum PKK1 auf. Alle Makronährstoffe bis auf Phosphor zeigen in den ersten Eluatfraktionen erwartungsgemäß die höchsten Konzentrationen im Eluat, welche mit steigender Elutionsdauer (W/F-Verhältnis) rapide absinken und bei Kalium, Calcium, Magnesium und Schwefel ab der fünften Eluatfraktion in eine relativ konstante Eluat-Konzentration übergehen (vgl. Abbildung 4.20).

Für das leicht mobilisierbare Nitrat ist der Austrag in der ersten Fraktion bei der PKK3-Variante mit PK mit 668 mg/L tendenziell geringer als bei der Variante ohne PK (859 mg/L). Im Laufe

der weiteren Elution gleichen sich beide Varianten jedoch immer mehr an, so dass bereits in der 4. Eluatfraktion (WF 4) mit 17 mg/L bzw. 18 mg/L kaum noch ein Unterschied festgestellt werden kann und sich die Abklingkurven beider Varianten auf ca. 5 mg/L absenken.

Für die Nährstoffe K, Mg, Ca und S wurden ein analoges Freisetzungsverhalten zum Nitrat festgestellt. So folgen die Abklingkurven der Nährstoffe derer der elektrischen Leitfähigkeit, jedoch nährstoffspezifisch in unterschiedlicher Intensität, d.h. Höhe an Eluatkonzentration. Kalium ist hochmobil und weist mit über 1.000 mg/L die höchsten Konzentrationen im Eluat auf. Ein Absinken der Eluat-Konzentration auf <100 mg/L noch vor Erreichen des WF 10 zeigt die hohe Auswaschbarkeit von Kalium.

Der weniger mobile Phosphor erreicht, ähnlich zu PKK1, erst in der 3. Fraktion das Peakmaximum von 16,8 mg/L (PKK3 oPK) bzw. 18,8 mg/L (PKK3 mPK; vgl. Abbildung 4.20), um anschließend relativ steil abzusinken.

Bei den untersuchten Nährstoffen des PKK3 zeigt die Pflanzenkohle jedoch noch keinen Einfluss auf eine zeitliche Verschiebung des Peakmaximums der Konzentration im Eluat, d.h. in der Eluatkonzentration und der Höhe der freigesetzten Nährstoffgehalte ist tendenziell eine Wirkung der PK in Form eines Nährstoffrückhaltes (außer bei Kalium) erkennbar, nicht jedoch in einer zeitlichen Verzögerung der Auswaschung.

Die Abbildung 4.21 zeigt die im Säulenperkolationsversuch bis W/F 20 kumulierten freigesetzten Nährstoffgehalte ausgewählter Makronährstoffe von PKK3 mit und ohne Pflanzenkohle. Die Variante PKK3 oPK, setzt in Summe 747 mg/kg Nitrat, 157 mg/kg P, 2.509 mg/kg K, 94 mg/kg Mg, 432 mg/kg Ca sowie 175 mg/kg S frei, was wiederum 11,1 % (P), 41,1 % (K), 2,1 % (Mg), 2,4 % (Ca) sowie 14,9 % (S) des jeweiligen Gesamtgehaltes in PKK3 oPK entspricht (vgl. Abb. 4.22). Die Anwendung von co-kompostierter PK (PKK3 mPK) reduzierte bei allen Nährstoffen, mit der Ausnahme von Kalium, die Freisetzung sowie den ausgewaschenen Anteil vom Gesamtgehalt i.d.R. deutlich. So wurden kumulierte Freisetzungen von 683 mg/kg NO₃⁻; 150 mg/kg P; 2.626 mg/kg K; 80 mg/kg Mg, 364 mg/kg Ca sowie 143 mg/kg S bestimmt, was 10,9 % (P); 43,3 % (K); 1,8 % (Mg), 1,8 % (Ca) und 12,5 % (S) entspricht (vgl. Abb. 4.22).

Die co-kompostierte PK erzielte Reduktionsfaktoren von 8,5 % (NO₃⁻), 2,1 % (P), -5,3 % (K), 16,4 % (Mg), 25,5 % (Ca) sowie 16,5 % (S) im Vergleich zur Variante ohne PK. Bis auf Kalium werden demnach alle untersuchten Nährstoffe durch die PK zurückgehalten und weniger ausgewaschen.

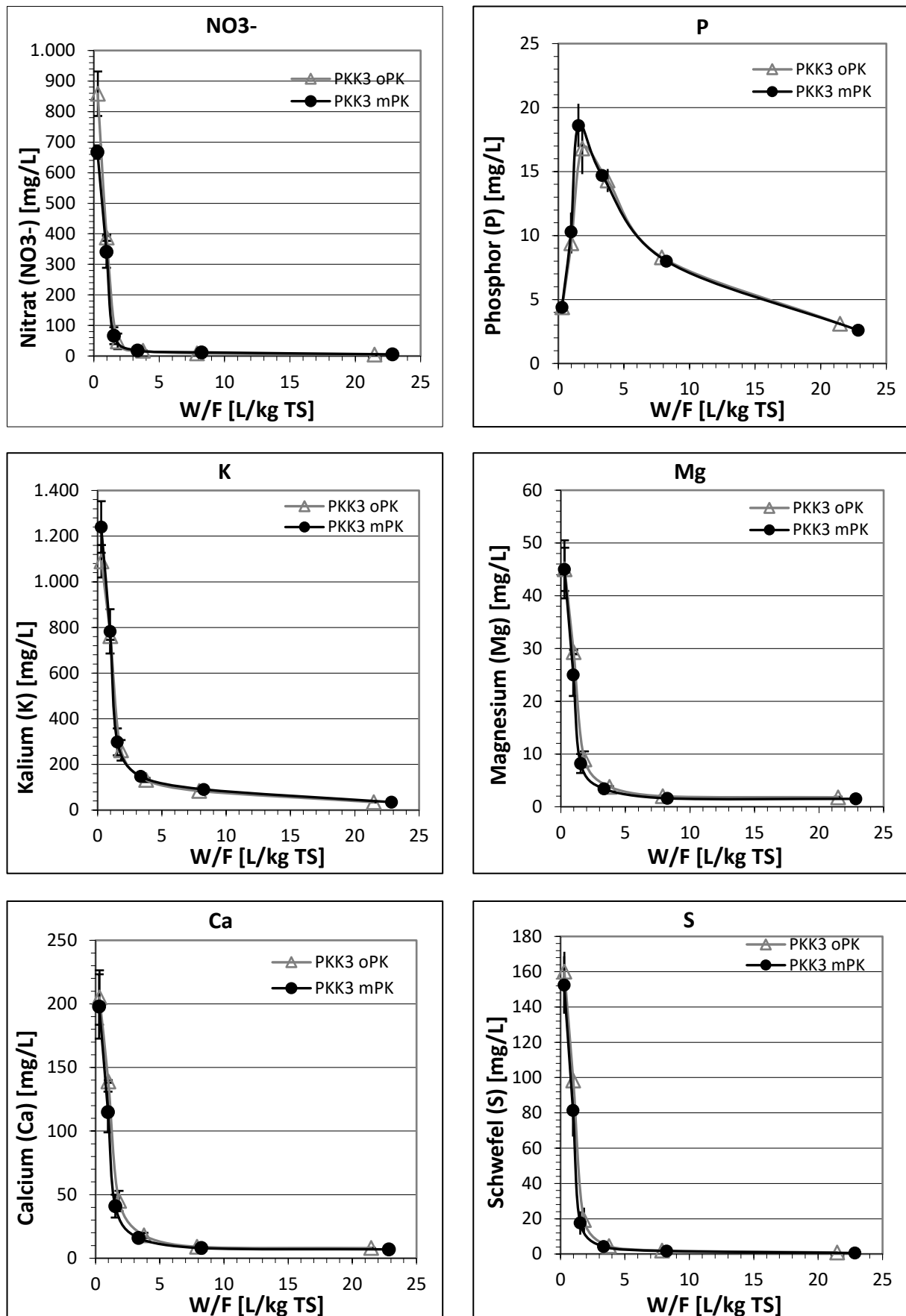


Abbildung 4.20: Nährstoffkonzentrationen im Eluat des PKK3 mit/ohne Pflanzenkohle (dargestellt in Abhängigkeit vom W/F-Verhältnis des Langzeit-Säulenversuches)

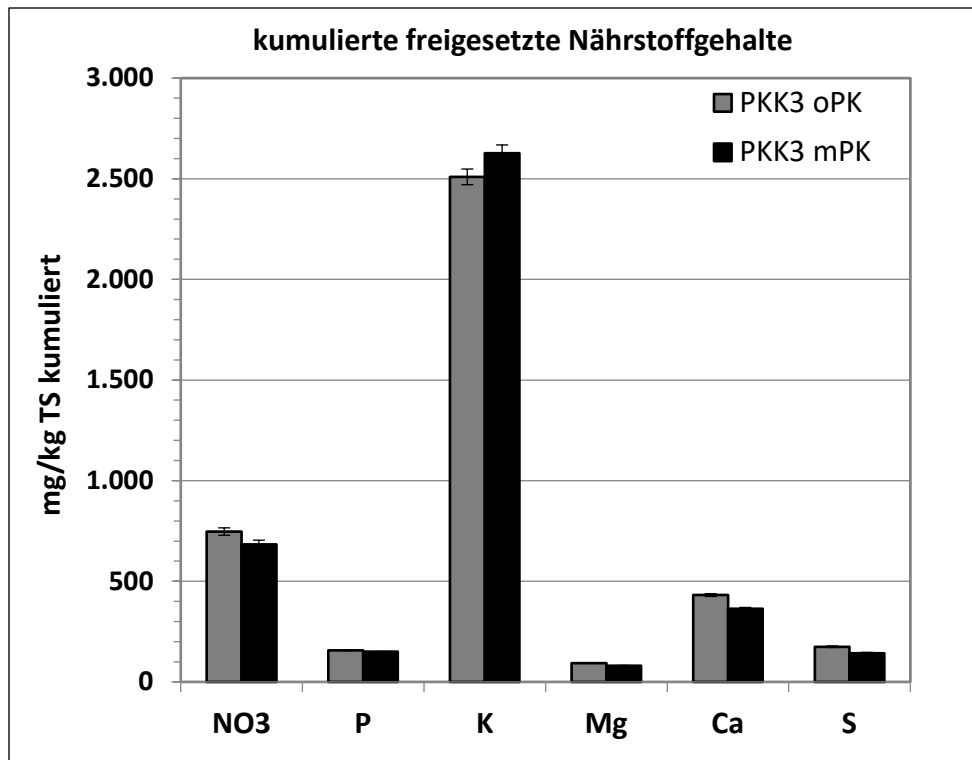


Abbildung 4.21: Kumulierte freigesetzte Nährstoffgehalte des Kompostes PKK3 mit/ohne Pflanzenkohle (Säulenperkolationsversuch; bis W/F 20 $\hat{=}$ ca. 5 Jahresniederschläge von Berlin)

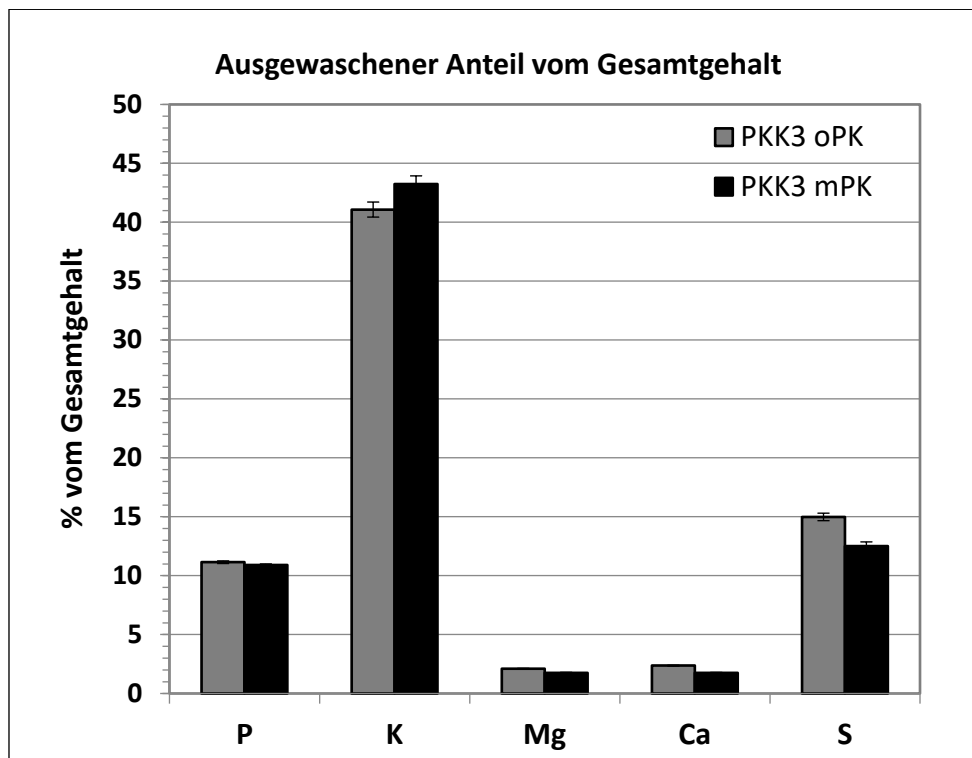


Abbildung 4.22: Ausgewaschener Anteil vom Nährstoffgesamtgehalt des Kompostes PKK3 mit/ohne Pflanzenkohle (Säulenperkolationsversuch)

Die nachfolgende Abbildung 4.23 zeigt für die Säulenperkolationsversuche den Effekt der Pflanzenkohle auf die Nährstofffreisetzung im Vergleich zur jeweiligen Kompostvariante ohne PK. Die als Balken dargestellten Abweichungen der Varianten mit PK von den Varianten ohne PK zeigen direkt die Reduzierungen (negative Werte) bzw. Erhöhungen (positive Werte) der Nährstofffreisetzung.

Deutlich zu erkennen ist, dass im Gegensatz zu den beiden Komposten PKK1 IR und PKK3 IR, welche beide Intensivrotten mit frischem Grünschnitt durchlaufen haben und einen guten Nährstoffrückhalt zeigen, die PK im Kompost PKK1 F (besteht aus fermentiertem Material) bei 4 der 6 Makronährstoffe keinen reduzierenden Effekt auf die Nährstofffreisetzung aufweist. So verringert die Anwendung von PK bei dem fermentierten PKK1 zwar die K- und P-Auswaschung um 30,4 % bzw. 43,7 %, führt jedoch auch zu einer Steigerung der Freisetzung von Ca (33,3 %), Mg (21,2 %), S (14 %) sowie Nitrat (3,8 %). Neben anderen Aspekten (v.a. Kompostierungsprozess und Arbeitsaufwand) führte dies zu einem Beenden der Fermentation als der Kompostierung vorausgehender Arbeitsschritt der Grünschnittverwertung im Botanischen Garten Berlin-Dahlem. Fortan wurde die klimafreundliche Grünschnittkompostierung in einer offenen Mietenkompostierung mit der Co-Kompostierung von PK durchgeführt (vgl. Endberichte der Forschungsvorhaben TerraBoga und CarboTIP).

Der Kompost PKK1 IR mit co-kompostierter PK reduzierte im Vergleich zum Kompost ohne PK alle untersuchten Nährstoffe in folgender Reihenfolge:

Nitrat (49,2 %) > Ca (43,4 %) > P (42,7 %) > K (41,0 %) > S (39,0 %) > Mg (19,7 %)

Der bis zu einem W/F 20 eluierte PKK3 zeigte mit Ausnahme von Kalium (um 5,3 % erhöhte Auswaschung) bei allen anderen Nährstoffen eine Verringerung der Freisetzung um 25,5 % (Ca), 16,5 % (S), 16,4 % (Mg), 8,5 % (Nitrat) und 2,1 % (P).

Probenübergreifend werden Magnesium, Calcium und Schwefel von den Komposten auch durchaus zurückgehalten, jedoch weist der PKK1 mit fermentiertem Grünschnitt relativ hohe Steigerungen der Nährstofffreisetzung auf. Am effektivsten werden Nitrat, Phosphor und Kalium von der Zugabe von Pflanzenkohle beeinflusst, indem diese Nährstoffe deutlich verringerte Auswaschungen (z.B. Reduzierung um 49 % bei Nitrat) zeigen, was wiederum zu einem gesteigerten Nährstoffrückhalt beiträgt.

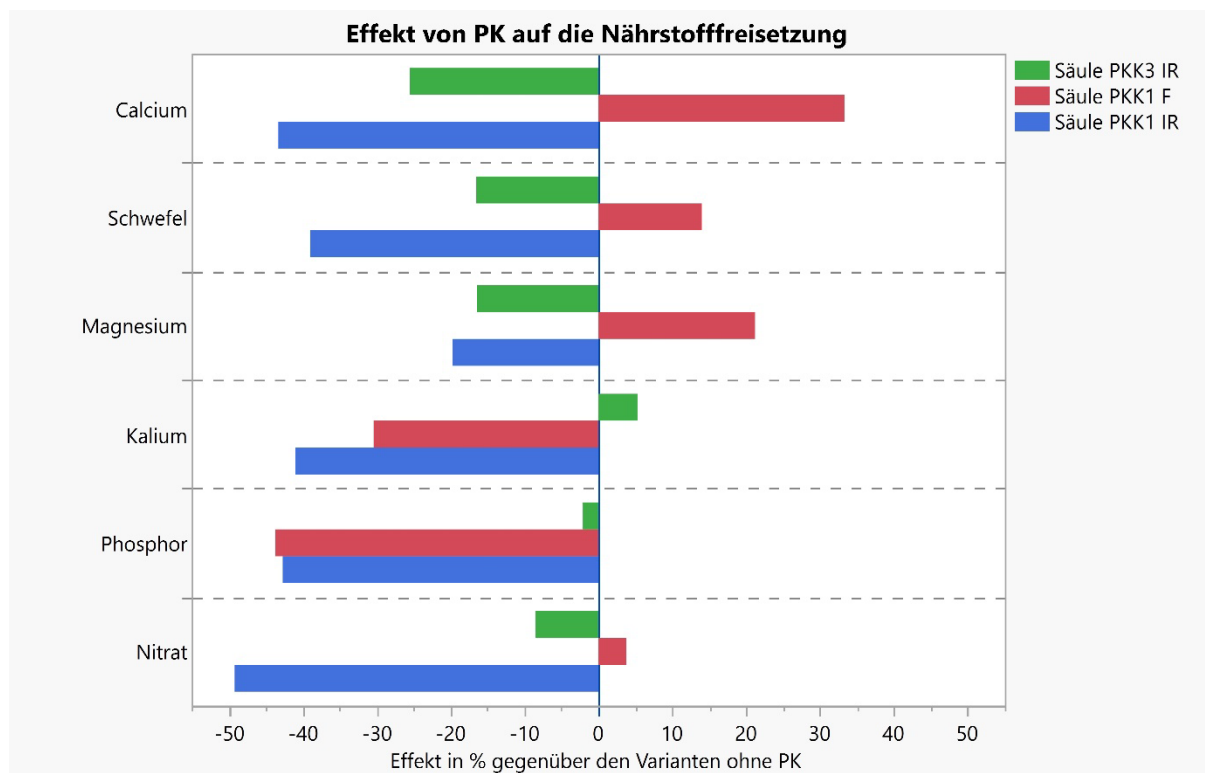


Abbildung 4.23: Effekt von PK auf die Nährstofffreisetzung im Säulenversuch. Dargestellt in prozentualer Abweichung gegenüber der Varianten ohne PK (negative Werte = Reduzierung der Freisetzung durch PK; positive Werte = Erhöhung der Freisetzung durch PK; n=3)

4.2.3 Vergleich Eluat- und Feststoffparameter

Aufgrund der unterschiedlichen Ausgangsmaterialien sowie Herstellungsverfahren sind pauschale Schlussfolgerungen schwierig zu treffen. Zwar führt die Zugabe von PK zu einer Reduzierung der Rohdichte und zu einer Erhöhung des pH-Wertes, des C-Gehaltes sowie des C/N-Verhältnisses sowie oftmals auch der WHK, jedoch sind die Schwankungen innerhalb der untersuchten Komposte mit/ohne PK sehr groß. Bei der Verwendung nährstoffreicher Materialien (Pferdemist, Urin) erhöhen sich auch die Salzgehalte und damit auch die elektrischen Leitfähigkeiten aufgrund höherer Konzentrationen an löslichen Nährstoffen im Eluat. Die mit Schwefel abgesäuerten Komposte zeigen eine geringere Erhöhung des Kohlenstoffgehalts und des C/N Verhältnisses durch die PK-Zugabe, erwartungsgemäß jedoch sehr hohe Gesamtgehalte und hohe auswaschbare Anteile des eingebrachten Schwefels. Hohe Gehalte an organischer Substanz führen vor allem bei dem Schüttelverfahren zu erhöhtem Austrag an Huminstoffen und zu scheinbar höheren Trübungen aufgrund einer gewissen Eigenfärbung der Eluate. Pflanzenkohle wirkt hier ausgleichend und verringert die Trübungen (v.a. beim Säulenperkolationsverfahren) signifikant.

4.2.4 Zusammenfassung Nährstofffreisetzung aus Komposten

Proben- sowie methodenübergreifend (Schüttel- und Säulenperkolationsverfahren) betrachtet, führt die Co-Kompostierung von Pflanzenkohle i.d.R. zu einer Reduzierung der

Nährstofffreisetzung sowohl aus frisch hergestellten als auch gealterten (gelagerten) Komposten.

Die Abbildung 4.24 zeigt zusammenfassend für die Schüttel- und Säulenperkolationsversuche den Effekt der Pflanzenkohle auf die Nährstofffreisetzung im Vergleich zur jeweiligen Kompostvariante ohne PK. Für jeden Nährstoff sind die prozentualen Abweichungen der Varianten mit PK von den Varianten ohne PK gepoolt als Boxplot dargestellt. Negative Werte bedeuten eine Reduzierung, positive Werte eine Erhöhung der Nährstofffreisetzung.

Der Median jedes der sechs Makronährstoffe deutet auf eine Reduzierung der Nährstofffreisetzung durch die Anwendung von PK hin. So wird die Auswaschung von Nitrat um 22 %, Phosphor um 20 %, Kalium um 5 %, Magnesium um 9 %, Calcium um 21 % und Schwefel um 2 % verringert. Im Falle von Nitrat, P und Mg liegen sogar die 75%-Perzentile unter Null, d.h. 75 % der Werte zeigen eine Verringerung der Auswaschung dieser Nährstoffe. Des Weiteren ist die große nährstoffspezifische Spannweite der Effekte von PK zu erkennen. Vor allem Magnesium (ohne Ausreißer) und Phosphor sowie mit Einschränkungen auch Nitrat zeigen eine relativ enge Bandbreite der PK-Effekte, während Calcium, Kalium und Schwefel aufgrund der unterschiedlichen Eigenschaften der Inputmaterialien sowie Zuschlagstoffen breiter streuen und sowohl Reduzierungen als auch Erhöhungen der Nährstofffreisetzung aufweisen. Dennoch lässt sich zusammenfassen, dass die Zugabe von co-kompostierter Pflanzenkohle bei den im Botanischen Garten Berlin-Dahlem hergestellten Komposten i.d.R. zu einem Nährstoffrückhalt und somit zu einer verbesserten Düngewirkung sowie einer Steigerung des Umweltentlastungspotenzials durch die Reduzierung der Gefahr der Auswaschung von Nährstoffen, vor allem Nitrat, in Richtung Grundwasser führt.

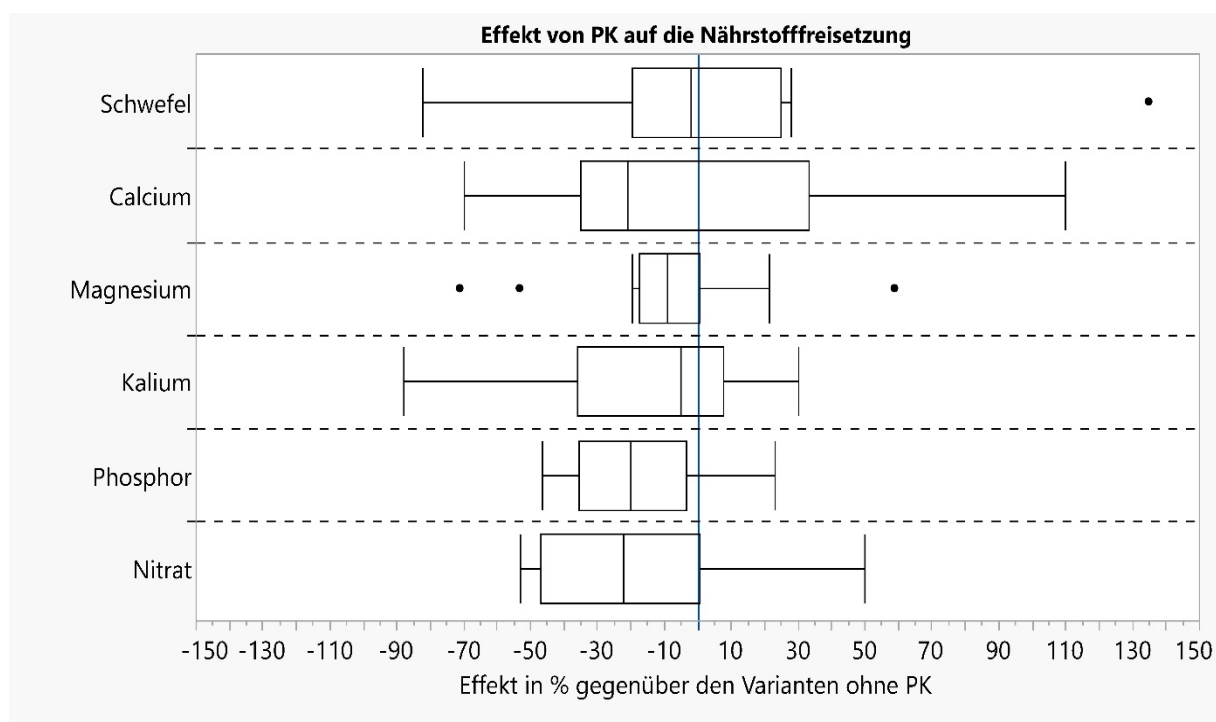


Abbildung 4.24: Effekt von PK auf die Nährstofffreisetzung im Schüttel- und Säulenversuch. Dargestellt in prozentualer Abweichung gegenüber der Varianten ohne PK (negative Werte = Reduzierung der Freisetzung durch PK; positive Werte = Erhöhung der Freisetzung durch PK; n=24)

4.3 Elutionsverhalten von Nährstoffen aus spezifischen Pflanzsubstraten mit/ohne Pflanzenkohle

Mit den Komposten der PKK1-Serie (mit/ohne PK) wurden fünf Pflanzsubstrate für verschiedene Pflanzen der Tropen, Subtropen und gemäßigten Breiten hergestellt und mit dem jeweiligen pflanzenspezifischen Kontrollsubstrat (bisheriges Pflanzsubstrat im BG) verglichen. Detailliertere Beschreibungen hinsichtlich Substratzusammensetzungen (Anteil an Kompost, Torf und mineralische Zuschlagstoffe sowie Düngung) sind dem Kapitel 3.1.2 zu entnehmen. Die hergestellten Pflanzsubstrate sowie die pflanzenspezifischen Kontrollsubstrate wurden jeweils zum Versuchsbeginn und zum Versuchsende (nach Bepflanzung) zur Bestimmung der Nährstofffreisetzung Schütteltests nach DIN 19529 unterzogen.

Wie bereits bei den Schüttelversuchen der Komposte (Kap. 4.2.1) kam es auch bei der Elution der spezifischen Pflanzsubstrate bei einigen Substraten (Coffea, Papaya, Pappel, Weide) zu einer Anpassung des W/F-Verhältnisses auf 5:1 aufgrund der hohen Wasserhaltekapazität einiger verwendeter Zuschlagstoffe (vgl. Kap. 3.1.2.1). Erst dann konnte eine gründliche Durchmischung von Feststoff und Flüssigkeit sichergestellt und genügend Eluat für die nachfolgende Analytik bereitgestellt werden. Ein Vortrocknen der Substrate war ebenso wie bei den PK-Komposten nicht geeignet. Die Anpassung des W/F-Verhältnisses wurde bei der Berechnung der Nährstofffreisetzung (in mg/kg TM) aus den Nährstoffkonzentrationen im Eluat (in mg/L) berücksichtigt.

Auch an dieser Stelle sei nochmal erwähnt, dass diese Abweichung von der Norm ein wichtiges Ergebnis ist hinsichtlich der Adaption der bestehenden Elutionsnormen an die Matrix Pflanzenkohle, da hierfür bislang explizite Erfahrungen und Arbeitsanweisungen noch nicht vorliegen bzw. zunächst erarbeitet werden müssen.

Die Flüssig/Fest-Trennungsschritte bei den Eluaten der Pflanzsubstrate oPK/mPK verliefen problemlos, die Trübung (nicht dargestellt) nach der Zentrifugation und Filtration variieren zwischen 1,1 und 93,7 FNU (MW: 14,1 FNU), d.h. die Eluate waren gut filtrierbar. Ein Einfluss der Pflanzenkohle auf die Trübung ist erkennbar, i.d.R. führt die Anwendung von PK zu einer Verminderung der Trübung in den Eluaten.

Die in Abbildung 4.25 dargestellten pH-Werte der Eluate schwanken probenübergreifend zwischen 4,57 (Substrat für Papaya mit Torf und Pinienrinde) und 7,98 (Substrat für *Paulownia*) mit einem Mittelwert von 7,09 und einem Median von 7,38. Die Eluate mit Pflanzenkohle zeigen erwartungsgemäß tendenziell höhere pH-Werte, als die Komposte ohne PK, jedoch sind die Unterschiede nicht immer signifikant. Zwischen der Start- und Endbeprobung lässt sich sowohl ein Absinken (Papaya), Gleichbleiben (z.B. *Digitalis*) als auch Anstieg des pH-Wertes (z.B. Weide, Pappel) beobachten.

Die elektrische Leitfähigkeit (Lf) im Eluat spiegelt die Zusammensetzung der pflanzenspezifischen Substratparameter wider und steht daher im direkten Zusammenhang mit dem Salzgehalt des eluierten Feststoffes. Die in Abbildung 4.26 dargestellten Lf in den Eluaten variieren aufgrund der unterschiedlichen Substratkomponenten erwartungsgemäß stark

zwischen 275 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Weide, Versuchsende) und 7.830 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (*Aglaonema*, Versuchsbeginn). Innerhalb einer Pflanzsubstratserie führt die Anwendung von PK sowohl zu einer signifikanten Verringerung als auch zu einer signifikanten Erhöhung der elektrischen Lf. Probenübergreifend zeigt sich lediglich ein tendenzieller Einfluss der PK in Form einer Verringerung der Lf in den Substraten mit PK gegenüber den Kontrollen und den Substraten mit Kompost ohne PK. Diese Tendenzen sind jedoch nicht signifikant.

Hinsichtlich des Effektes von PK auf die Nährstofffreisetzung aus den spezifischen Pflanzsubstraten wird im Folgenden der Fokus auf die drei Makronährstoffe Nitrat, Phosphor und Kalium gelegt. Die Eluatkonzentrationen von NO_3^- , P und K sind in der Abbildung 4.27 dargestellt. Deutlich zu erkennen ist, dass zum Versuchsstart abhängig von der Substratzusammensetzung teilweise sehr hohe Konzentrationen an NO_3^- , P und K im Eluat zu finden sind, wohingegen erwartungsgemäß zum Versuchsende die Eluatkonzentrationen stark absinken, da die Substrate durch den Nährstoffentzug von Pflanzen teilweise stark ausgelaugt sind.

Die höchsten Konzentrationen an Nitrat (MW: 2.260 mg/L) und Kalium (MW: 767 mg/L) im Eluat weist das *Aglaonema*-Kontrollsubstrat (Tropen) auf. Das Kontrollsubstrat für Weide/Pappel (gemäßigte Breiten) zeigt mit 27,8 mg/L die höchste P-Konzentration im Eluat. Relativ geringe Eluat-Konzentrationen an NO_3^- , P und K weisen bspw. die Substrate für die tropischen und subtropischen Pflanzen *Digitalis*, *Coffea*/Papaya und *Ruschia* sowie für die gemäßigten Breiten das Substrat für Weide/Pappel auf.

Die Tabelle 4.1 gibt einen Überblick über die freigesetzten Nährstoffanteile von Nitrat, Phosphor und Kalium aus den Pflanzsubstraten jeweils zum Versuchsbeginn (VB) und -ende (VE) sowie den Effekt der Pflanzenkohle in Form einer prozentualen Reduzierung bzw. auch teilweisen Erhöhung der Nährstofffreisetzung im Vergleich zum Substrat ohne PK. Klimazonenübergreifend zeigen die Pflanzsubstrate mit Pflanzenkohle (mPK) sowohl zum Versuchsbeginn als auch -ende durchgängig eine Reduzierung der Kalium-Freisetzung um 4,7-33,0 % (VB) bzw. 1,6-66,1 % (VE). In der Regel weisen die Kontrollen im Vergleich zu den hergestellten Pflanzsubstraten (mit/ohne PK) höhere Kalium-Freisetzungen auf, zudem wird substratübergreifend zum Versuchsende erwartungsgemäß prozentual weniger vom Gesamtgehalt eluiert. Auch für Phosphor zeigt sich ein vergleichbares Freisetzungsverhalten. Mit der Anwendung von PK kann weitestgehend eine Reduzierung der P-Auswaschung in Form von 18,1-41,2 % (VB) bzw. 21,1-64,8 % (VE) ermittelt werden, wenngleich auch zwei Substrate (*Papaya* VB und *Aglaonema* VE; beide Vertreter der Tropen) erhöhte Freisetzungen (18,1 bzw. 15,0 %) zeigen, welche zumindest bei *Aglaonema* VE auf den ohnehin geringen eluierten Anteil vom Gesamtgehalt zurückzuführen sind. Für die Pflanzsubstrate *Papaya* und *Coffea* der tropischen Klimazone können am Versuchsende deutlich niedrigere K- und P-Freisetzungen aus den Komposten in Vergleich zu den torfreicheren Kontrollsubstraten beobachtet werden, was auf eine stabilisierende Wirkung des verwendeten Kompostes und zusätzlich der PK auf den Nährstoffrückhalt und somit -speicherung hindeutet. Für den Makronährstoff Nitrat zeigen die Ergebnisse unterschiedliche, und vor allem, pflanzsubstratspezifische Tendenzen hinsichtlich eines Einflusses von PK auf die Freisetzung. Am Versuchsbeginn werden substratübergreifend deutliche Reduzierungen der Nitrat-

Auswaschung von 0,9 % bis max. 67 % ermittelt, wohingegen am Versuchsende neben wiederum deutlichen Nitrat-Reduzierungen bis max. 33,5 % auch erhöhte Nitrat-Auswaschungen 6,7-25,4 % bestimmt werden. Eine Begründung könnte in der pflanzenspezifischen bzw. bedarfsgerechten und teilweise wiederholten Düngung mit Harnstoff und Hornspänen zu finden sein, denn bei den Substraten, welche eine erhöhte Nitrat-Auswaschung zeigen, differieren die eluierten Nitratgehalte der Substrate mit PKK1 und der Kontrollsubstrate geringer. Die Kontrollsubstrate der Pflanzen *Papaya*, *Coffea*, *Populus* und *Paulownia* hingegen weisen im Vergleich zu den Substraten mit PKK1 stark erhöhte Nitrat-Auswaschungen auf, teilweise bis um das 10-fache (*Papaya*, *Paulownia*). Hier konnte ein positiver Einfluss auf den Nährstoffrückhalt durch die Anwendung von im Botanischen Garten Berlin-Dahlem hergestellten Kompost und co-kompostierter Pflanzenkohle unter gleichzeitiger Torfreduzierung nachgewiesen werden.

Trotz des Verzichtes von Volldünger bei den Pflanzsubstraten mit PKK1 konnten ausreichend Pflanzennährstoffe freigesetzt werden, was wiederum die Bedeutung des Einsparpotenzials von Düngemitteln eindeutig aufzeigt.

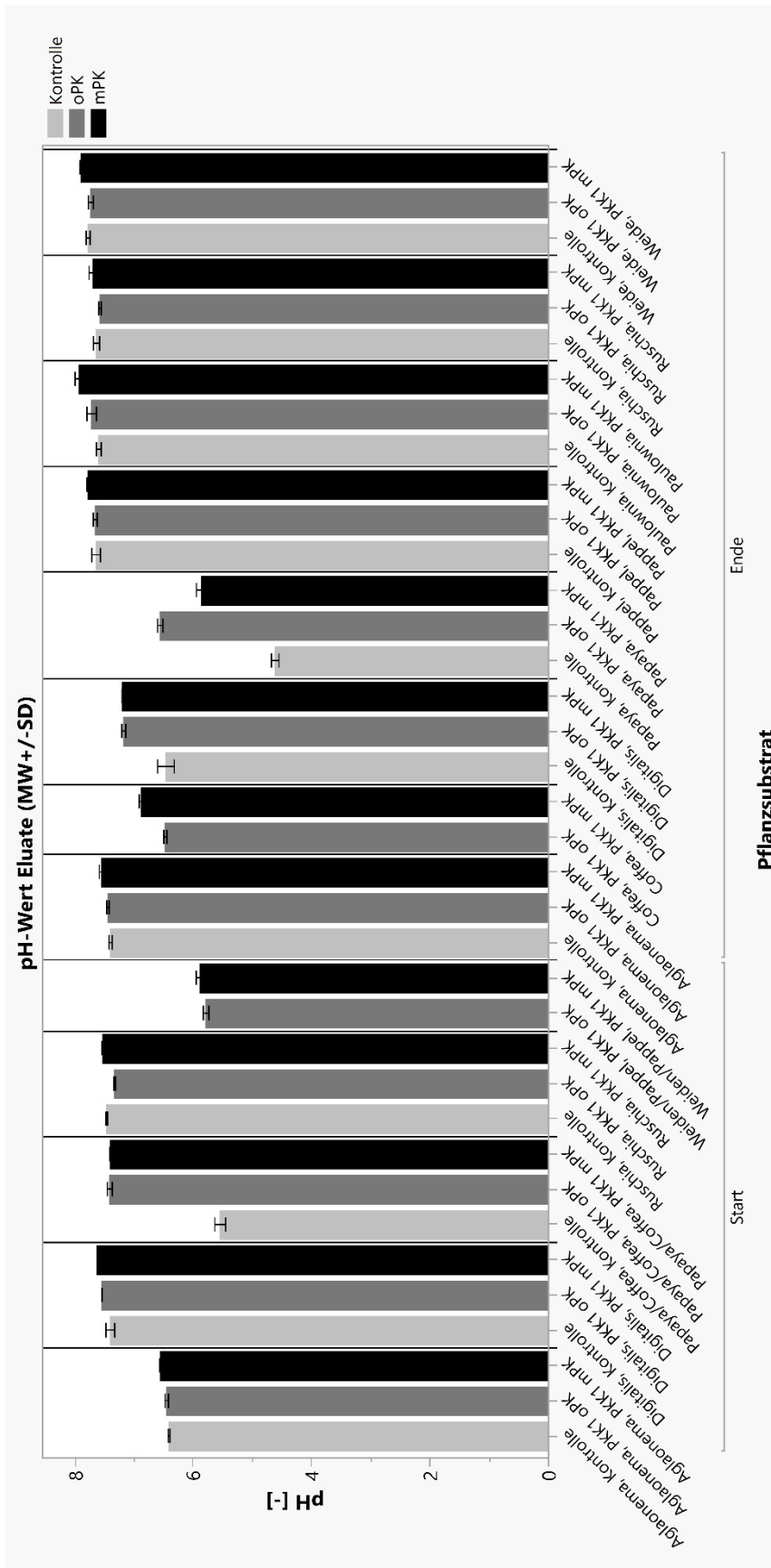


Abbildung 4.25: pH-Werte der Eluate der spezifischen Pflanzsubstrate mit/ohne Pflanzenkohle jeweils zum Versuchsstart und -ende

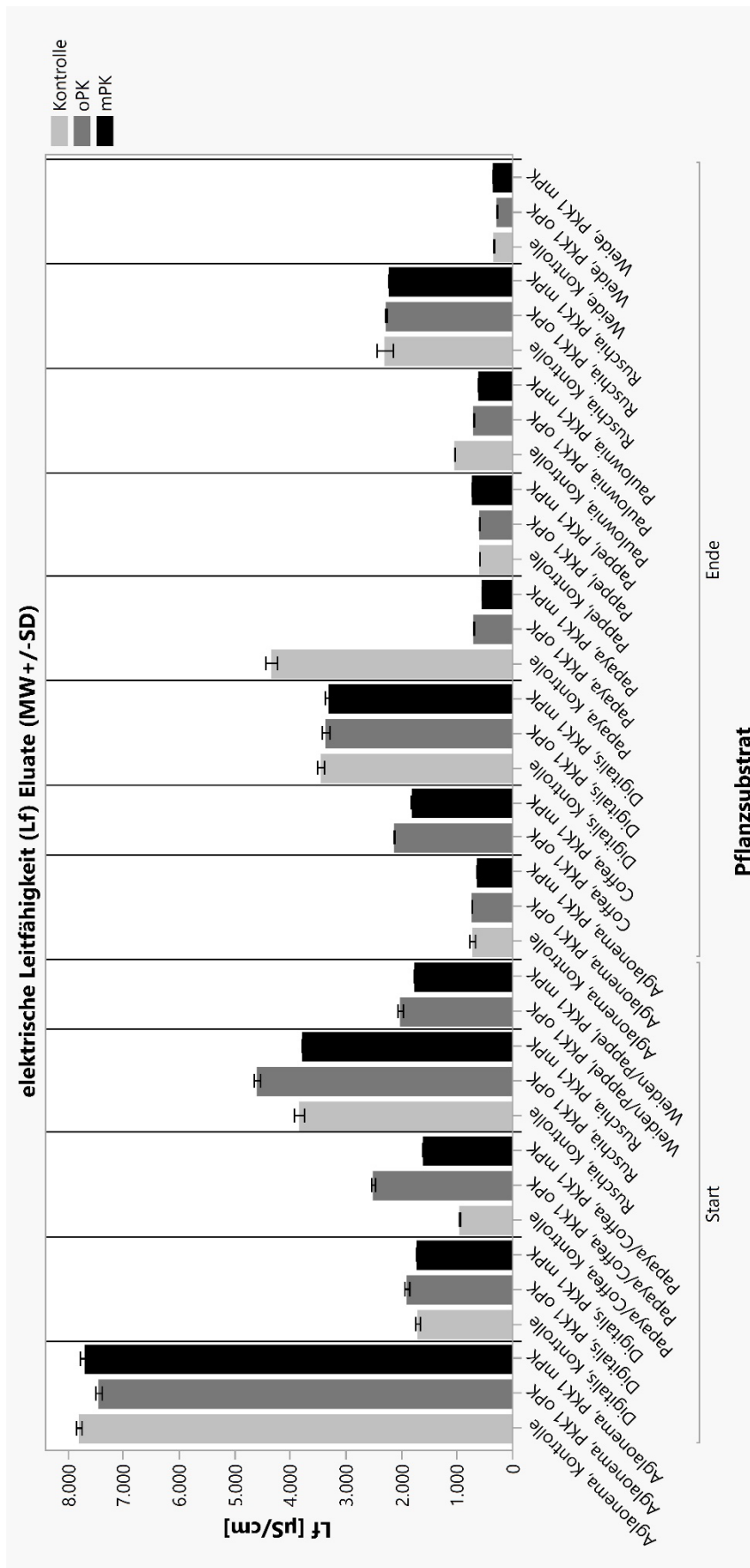


Abbildung 4.26: Elektrische Leitfähigkeit der Eluate der spezifischen Pflanzsubstrate mit/ohne Pflanzenkohle jeweils zum Versuchsstart und -ende

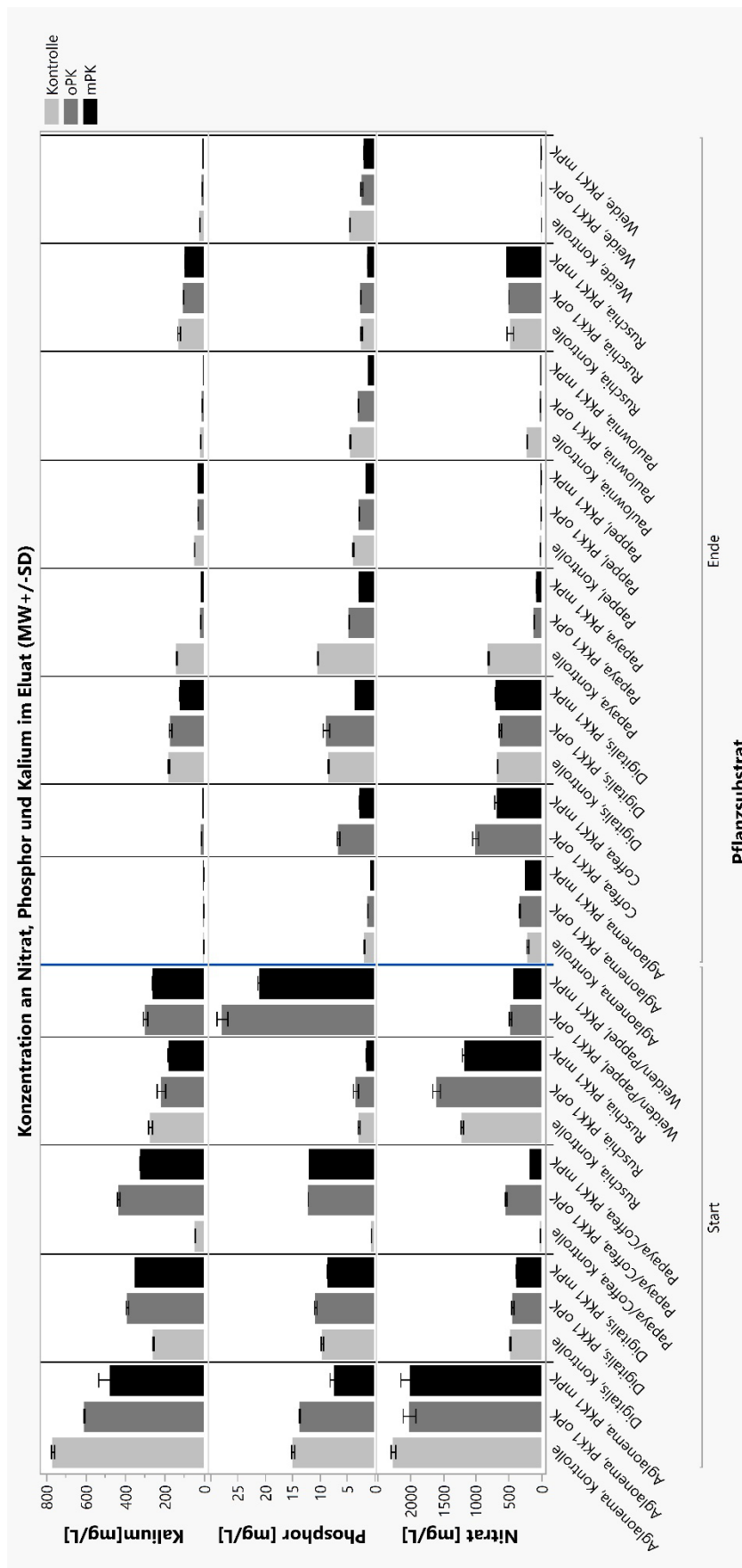


Abbildung 4.27: Konzentrationen von Nitrat, Phosphor und Kalium in den Eluaten der spezifischen Pflanzsubstrate mit/ohne Pflanzenkohle jeweils zum Versuchsstart und -ende

Tabelle 4.1: Einfluss der Pflanzenkohle auf das Nährstofffreisetzungverhalten von Pflanzsubstraten (Angabe sind Mittelwerte; VB bzw. VE: Versuchsbeginn/-ende; oPK: ohne Pflanzenkohle; mPK: mit Pflanzenkohle)

Probenbezeichnung	Kalium VB		Phosphor VB		Nitrat VB		Kalium VE		Phosphor VE		Nitrat VE	
	% vom Gesamtgehalt ⁴	Effekt PK ⁵ [%]	% vom Gesamtgehalt ⁴	Effekt PK ⁵ [%]	mg/kg TS	Effekt PK ⁵ [%]	% vom Gesamtgehalt ⁴	Effekt PK ⁵ [%]	% vom Gesamtgehalt ⁴	Effekt PK ⁵ [%]	mg/kg TS	Effekt PK ⁵ [%]
Papaya ¹ , Kontrolle							5,63		9,96		4092,4	
Papaya, PKK1 oPK	7,29		2,61		1092,1		0,86		2,76		615,0	
Papaya, PKK1 mPK	4,89	-33,0	3,08	18,1	360,9	-67,0	0,67	-22,0	2,18	-21,1	408,8	-33,5
Coffea ¹ , PKK1 oPK	Coffea und Papaya haben das gleiche Pflanzsubstrat						0,37		1,60		2023,8	
Coffea, PKK1 mPK							0,21	-44,1	0,75	-52,9	1368,2	-32,4
Aglaonema ¹ , Kontrolle	39,95		2,83		4522,8		0,49		0,61		432,8	
Aglaonema, PKK1 oPK	33,78		3,31		4033,0		0,31		0,27		675,2	
Aglaonema, PKK1 mPK	27,07	-19,9	1,99	-40,0	3998,0	-0,9	0,27	-11,3	0,31	15,0	506,8	-24,9
Digitalis ² , Kontrolle	5,32		1,64		964,7		2,08		1,12		1353,1	
Digitalis, PKK1 oPK	7,87		1,94		894,4		6,59		1,52		1144,6	
Digitalis, PKK1 mPK	6,88	-12,5	1,42	-26,7	773,9	-13,5	2,24	-66,1	0,62	-59,3	1395,4	21,9
Ruschia ² , Kontrolle	22,75		1,11		2435,8		19,85		1,18		963,4	
Ruschia, PKK1 oPK	16,26		1,29		3209,8		13,68		1,28		1009,4	
Ruschia, PKK1 mPK	14,32	-11,9	0,76	-41,2	2343,3	-27,0	13,46	-1,6	0,75	-41,3	1077,0	6,7
Weide ³ , Kontrolle	-		-		-		6,94		2,45		50,2	
Weide, PKK1 oPK	29,17		13,17		2389,6		2,38		1,56		49,9	
Weide, PKK1 mPK	27,79	-4,7	10,78	-18,1	2140,8	-10,4	1,55	-34,9	1,19	-23,9	62,6	25,4
Pappel ³ , Kontrolle	Pappel, Paulownia und Weide haben das gleiche Pflanzsubstrat						10,73		1,65		140,0	
Pappel, PKK1 oPK							6,43		1,70		66,7	
Pappel, PKK1 mPK							5,63	-12,4	0,85	-49,8	66,7	0,0
Paulownia ³ , Kontrolle	Pappel, Paulownia und Weide haben das gleiche Pflanzsubstrat						6,49		2,12		1125,9	
Paulownia, PKK1 oPK							2,90		1,97		124,1	
Paulownia, PKK1 mPK							1,15	-60,3	0,69	-64,8	110,0	-11,3

¹Tropen; ²Subtropen; ³Gemäßigte Breiten; ⁴prozentual freigesetzter Nährstoffgehalt vom Gesamtgehalt; ⁵prozentuale Reduzierung/Erhöhung der Nährstofffreisetzung im Vgl. Kompost mit und ohne Pflanzenkohle (negative Werte = Reduzierung der Freisetzung durch PK; positive Werte = Erhöhung der Freisetzung durch PK)

4.4 Elutionsverhalten von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) aus mit Pflanzenkohlesubstrat und Pflanzenkohle behandelten kontaminierten Böden (Parzellenversuche)

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Schüttel- und Perkulationsverfahren mit den PAK-kontaminierten Böden aus den vierjährigen Parzellenversuchen (Freilandversuchen) dargestellt.

Die Ergebnisse werden für die Summe der 16 EPA-PAK sowie anschließend erstmalig für alle niedermolekularen (2-3 Ringe) und höhermolekularen (4-6 Ringe) PAK-Einzelverbindungen der 16 EPA-PAK einzeln detailliert dargestellt.

Bei der Vorstellung der Ergebnisse der 16 EPA-PAK erfolgt zudem die Darstellung der Eluatparameter Trübung, pH-Wert sowie elektrische Leitfähigkeit. Der Eluatparameter TOC konnte erst bei den Säulenperkulationsversuchen bestimmt werden.

4.4.1 Parzellenversuche - Schüttelverfahren

4.4.1.1 Summe 16 EPA-PAK

In der Abbildung 4.28 (A) sind die Eluat-Konzentrationen sowie die Freisetzungen der Summe der 16 EPA-PAK in Abhängigkeit der verschiedenen Probennahmezeitpunkten jeweils zum Ende der 4 Vegetationsperioden dargestellt. Der pure PAK-Boden weist am Ende der ersten Vegetationsperiode (1. Jahr) eine gemittelte PAK-Eluatkonzentration von 9,56 µg/L auf, welche dann nach der 2. Vegetationsperiode stark ansteigt auf 37,99 µg/L im Mittel und sich anschließend nach dem 3. und 4. Jahr zwischen 29,06 µg/L und 41,08 µg/L einpendelt.

Deutlich zu erkennen ist der Effekt der Anwendung von Pflanzenkohlesubstrat (PKS) und Pflanzenkohle (PK) im Vergleich zum puren PAK-Boden (Kontrolle). Liegen die PAK-Konzentrationen im Eluat aller drei Varianten nach dem 1. Jahr noch auf relativ vergleichbarem Niveau, weisen die Eluate der Böden mit PKS und PK ab Ende der 2. Vegetationsperiode signifikant geringere PAK-Konzentrationen auf als die Eluate des jeweiligen PAK-Bodens. Die Eluatkonzentrationen der Summe der 16 EPA-PAK der Variante PAK+PKS liegen jahresübergreifend zwischen 4,24 µg/L und 14,07 µg/L und die der Variante PAK+PK zwischen 4,16 µg/L und 16,04 µg/L. Ab der 3. Vegetationsperiode zeigt die Anwendung von Pflanzenkohlesubstrat im PAK-kontaminierten Boden deutlich geringere PAK-Konzentrationen im Eluat als die Anwendung von alleiniger Pflanzenkohle.

Die aus allen Versuchszeiträumen gepoolte PAK-Eluatkonzentration des PAK-Bodens ist mit einem Mittelwert von 35,99 µg/L (Median: 32,35 µg/L) signifikant höher als die der Variante mit PKS (MW: 9,03 µg/L; Median: 9,37 µg/L; $p = 0,0081$) sowie PK (MW: 11,47 µg/L; Median: 12,68 µg/L; $p = 0,0237$). Ein signifikanter Unterschied zwischen der Anwendung von Pflanzenkohle sowie Pflanzenkohlesubstrat besteht hingegen nicht ($p = 0,43$; Abb. 4.28 C).

Die durchgeführten Schüttelversuche zur Abschätzung der Schadstoffkonzentration im

Sickerwasser lieferten demnach PAK-Konzentrationen, die den GFS und den Prüfwert der BBodSchV für den Pfad Boden-Grundwasser für die 16 EPA-PAK ohne Naphthalin (0,2 µg/L) aufgrund hoher Gesamtgehalte im Feststoff wie zu erwarten überschreiten, auch wenn darauf hingewiesen werden muss, dass dieser Prüfwert am Ort der Beurteilung (Übergang von ungesättigter zu gesättigter Zone) gilt.

Die freigesetzten Mengen an PAK zeigt die Abbildung 4.28 (A). Da die PAK-Gesamtgehalte sowohl boden- als auch jahresübergreifend auf relativ vergleichbarem Niveau blieben (vgl. Kap. 3.1.3.1), zeigen auch die freigesetzten Mengen an PAK im Verlauf der Vegetationsperioden nur geringfügige Unterschiede im Vergleich zu dem Trend der Eluatkonzentrationen. Analog zu den Eluatkonzentrationen weist der PAK-Boden in der 2. bis 4. Vegetationsperiode mit 58,15 µg/kg TS bis 81,88 µg/kg TS durchgängig signifikant höhere Freisetzungen auf als die Varianten mit PKS (8,46 µg/kg TS bis 32,35 µg/kg TS) und nur PK (19,49 µg/kg TS bis 32,09 µg/kg TS). Das entspricht im Mittel für den PAK-Boden 0,08 % und für die PAK-Böden mit PKS- und PK-Einmischung 0,02 % bzw. 0,03 % freigesetzte PAK-Anteile vom PAK-Gesamtgehalt im Feststoff pro Versuchsjahr.

Die aus allen Versuchszeiträumen gepoolte und gemittelte PAK-Freisetzung des PAK-Bodens ist mit 58,79 µg/kg TS (Median: 64,61 µg/kg TS) signifikant höher im Vergleich zu der des PAK+PKS-Bodens (17,87 µg/kg TS; Median: 18,74 µg/kg TS; $p = 0,0081$) sowie zu der des PAK-PK-Bodens (22,21 µg/kg TS; Median: 23,12 µg/kg TS; $p = 0,0183$). Ein signifikanter Unterschied zwischen der Anwendung von Pflanzenkohle sowie Pflanzenkohlesubstrat hinsichtlich der PAK-Freisetzung besteht hingegen nicht ($p = 0,66$; Abb. 4.28 C). Die Darstellung von kumulierten Freisetzungen erfolgt im Kap. 4.4.2 Säulenversuche.

Die Anwendung von Pflanzenkohlesubstrat sowie Pflanzenkohle führt durchgängig zu einer signifikanten Reduzierung der Freisetzung der Summe der 16 EPA-PAK bezogen auf den Gesamtgehalt im Feststoff um 20,4 % - 90,7 % (PKS) bzw. 36,1 % - 78,8 % (PK) (vgl. Abb. 4.28 C). Nach den ersten beiden Vegetationsperioden weisen die PAK-Böden mit PK-Einmischung höhere Reduzierungsraten auf als die Böden mit PKS, wohingegen nach den Vegetationsperioden drei und vier wiederum die PKS-Eimischung die PAK-Freisetzung stärker reduziert als diejenigen mit purer Pflanzenkohle. Gepoolt über den ganzen Versuchszeitraum führt die Anwendung von PKS und PK zu einer signifikanten Reduzierung der PAK-Freisetzung um 52,7 % bzw. 47,7 %, d.h. beide Materialien zeigen einen deutlich gesteigerten PAK-Rückhalt im Boden (vgl. Abb. 4.28 D).

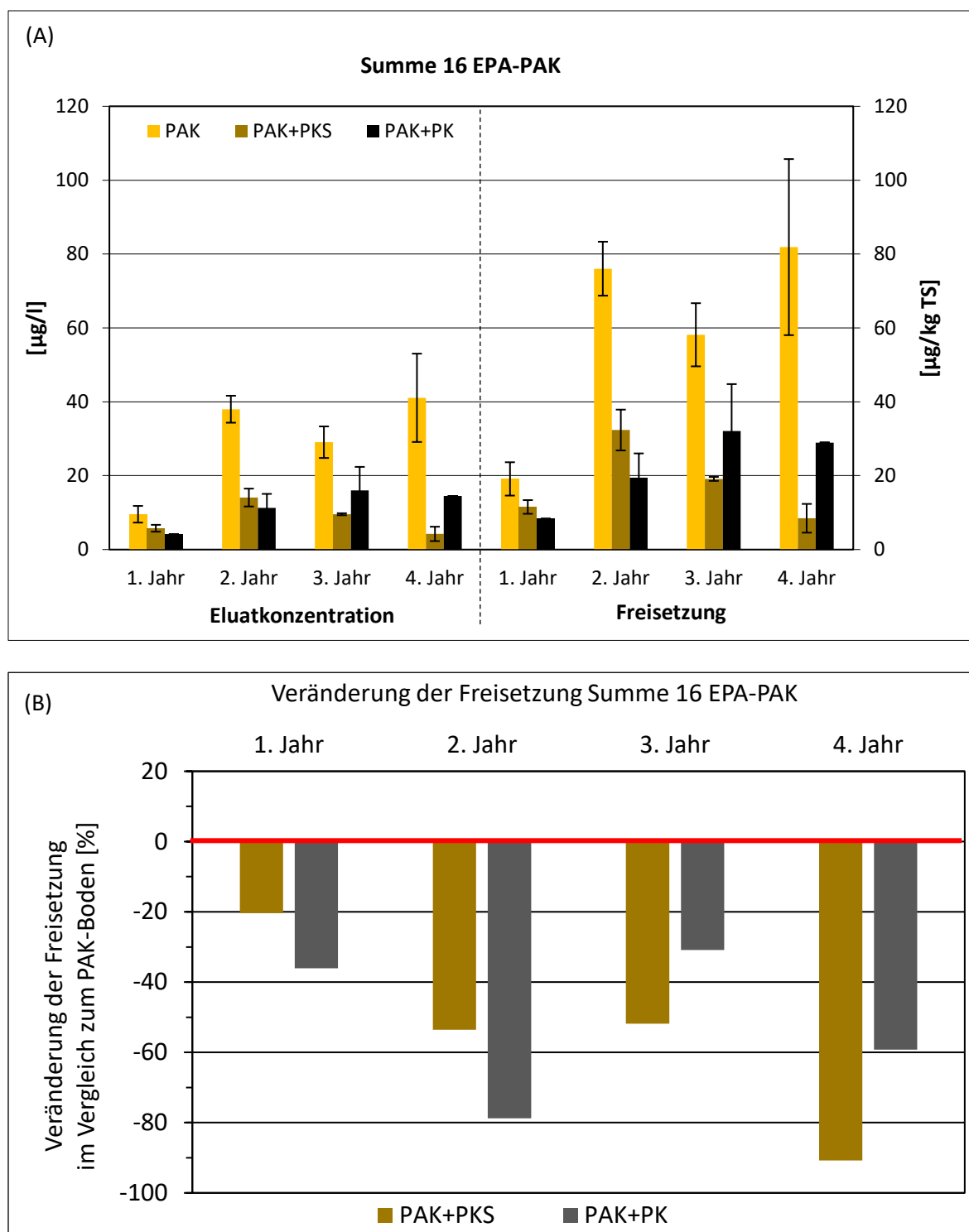
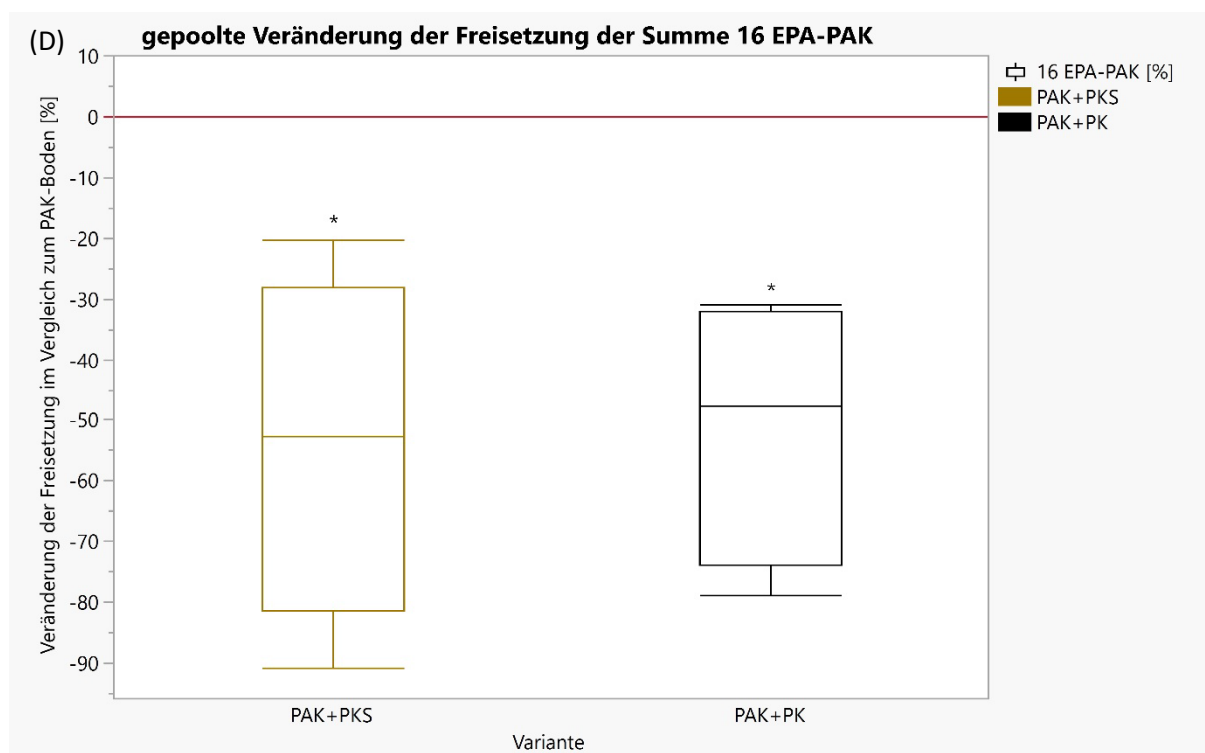
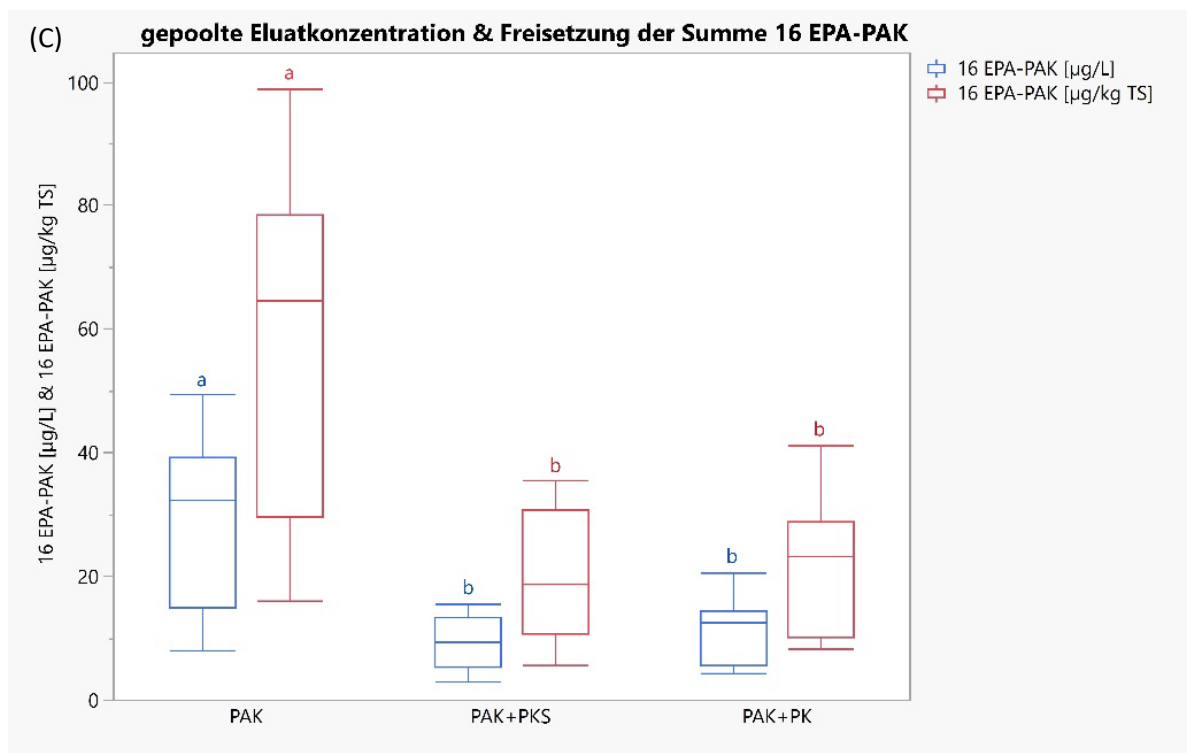


Abbildung 4.28: Summe der 16 EPA-PAK im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede; *signifikant unterschiedlich zur Kontrolle, $p < 0,05$)



Fort. Abbildung 4.28: Summe der 16 EPA-PAK im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede; Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; *signifikant unterschiedlich zur Kontrolle, $p < 0,05$)

4.4.1.2 Niedermolekulare (2-3 Ringe) EPA-PAK

Naphthalin (Nap)

Naphthalin (Nap) zeigt aufgrund seiner Flüchtigkeit die wie erwartet schwer zu interpretierenden Ergebnisse. Zunächst weist Nap variantenübergreifend nach der ersten Vegetationsperiode noch geringe Eluatkonzentrationen von 0,04 bis 0,10 µg/L auf, welche im 2. Jahr stark ansteigen auf 0,3 bis 0,81 g/L (Abb. 4.29 A). Während nach der dritten Vegetationsperiode die Nap-Eluatkonzentration des PAK-Bodens weiterhin ansteigt und mit 0,58 g/L ihr Maximum erreicht, stagniert diese bei der PKS-Variante bei ca. 0,50 µg/L. Die Anwendung von PK führt nun erstmals zu einer Reduzierung der Konzentration an Nap im Eluat, dennoch sind die Nap-Konzentrationen aller drei Varianten im 3. Jahr vergleichbar hoch. Zum Versuchsende im 4. Jahr weisen die Eluate der PKS- und PK-Varianten Nap-Konzentrationen von 0,07 bzw. 0,04 µg/L auf und bewegen sich somit wieder auf ein Niveau vergleichbar zum Versuchsbeginn. Der PAK-Boden hingegen weist im 4. Jahr mit 0,38 µg/L deutlich höhere Nap-Konzentrationen im Eluat auf als zu Beginn und auch im Vergleich zu den PKS/PK-Varianten. Die aus 4 Versuchsjahren gepoolte Nap-Eluatkonzentration des PAK-Bodens beträgt im Mittel 0,33 µg/L (Median: 0,33 µg/L), die des PAK+PKS-Bodens 0,28 µg/L (Median: 0,37 µg/L) sowie die des PAK-PK-Bodens 0,39 µg/L (Median: 0,50 µg/L). Ein signifikanter Unterschied zwischen den drei Varianten lässt sich nicht feststellen (Abb. 4.29 C). Grund hierfür sind u.a. die für Naphthalin durchaus zu erwartende hohen Standardabweichungen. Der Verlauf der Nap-Freisetzung hinsichtlich Minima und Maxima ähnelt dem der Nap-Eluatkonzentration (Abb. 4.29 A). Nach anfangs probenübergreifend geringen Freisetzungen an Naphthalin (0,07-0,19 µg/kg TS), steigen im 2. Jahr die Nap-Freisetzungen stark an und erreichen im Falle der PKS- sowie PK-Variante ihr jeweiliges Maximum mit 1,16 bzw. 1,40 µg/kg TS. Der PAK-Boden erreicht erst im darauffolgenden Jahr sein Maximum der Nap-Freisetzung mit 1,15 µg/kg TS, wohingegen die PKS- und PK-Varianten bereits wieder rückläufige Freisetzungen an Naphthalin aufweisen. Am Ende der Parzellenversuche liegen die Nap-Freisetzungen mit PKS und PK wieder im Bereich des Versuchsstartes, wohingegen der PAK-Boden eine deutlich höhere Nap-Freisetzung von 0,75 µg/kg TS aufweist. Die aus allen Versuchszeiträumen gepoolte und gemittelte Naphthalin-Freisetzung des PAK-Bodens ist mit 0,66 µg/kg TS (Median: 0,66 µg/kg TS) nicht unterschiedlich zu der des PAK+PKS-Bodens (MW: 0,60 µg/kg TS; Median: 0,97 µg/kg TS) sowie zu der des PAK-PK-Bodens (MW: 0,73 µg/kg TS; Median: 0,85 µg/kg TS). Auch hier sind, analog zu der Eluatkonzentration, keine signifikanten Unterschiede zwischen den drei Varianten feststellbar (Abb. 4.29 C).

Im Falle von Naphthalin führt die Anwendung von PKS sowie PK zu keinem eindeutigen Trend hinsichtlich einer Reduzierung der Freisetzung. In den ersten drei werden sogar höhere Nap-Freisetzungen auf den Parzellen mit PKS und PK im Vergleich zu den Kontrollen beobachtet (Ausnahme: PKS-Variante im 1. Jahr mit 64 % Reduzierung). Erst im letzten Jahr der Parzellenversuche kommt es zu Reduzierungen der Nap-Freisetzung bezogen auf den Gesamtgehalt im Feststoff um 86,68 % (PKS) bzw. 88,25 % (PK) (vgl. Abb. 4.29 B). Die aus allen Versuchsjahren gepoolte Veränderung der Nap-Freisetzungen zeigen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten mit und ohne PK/PKS (Abb. 4.29 D).

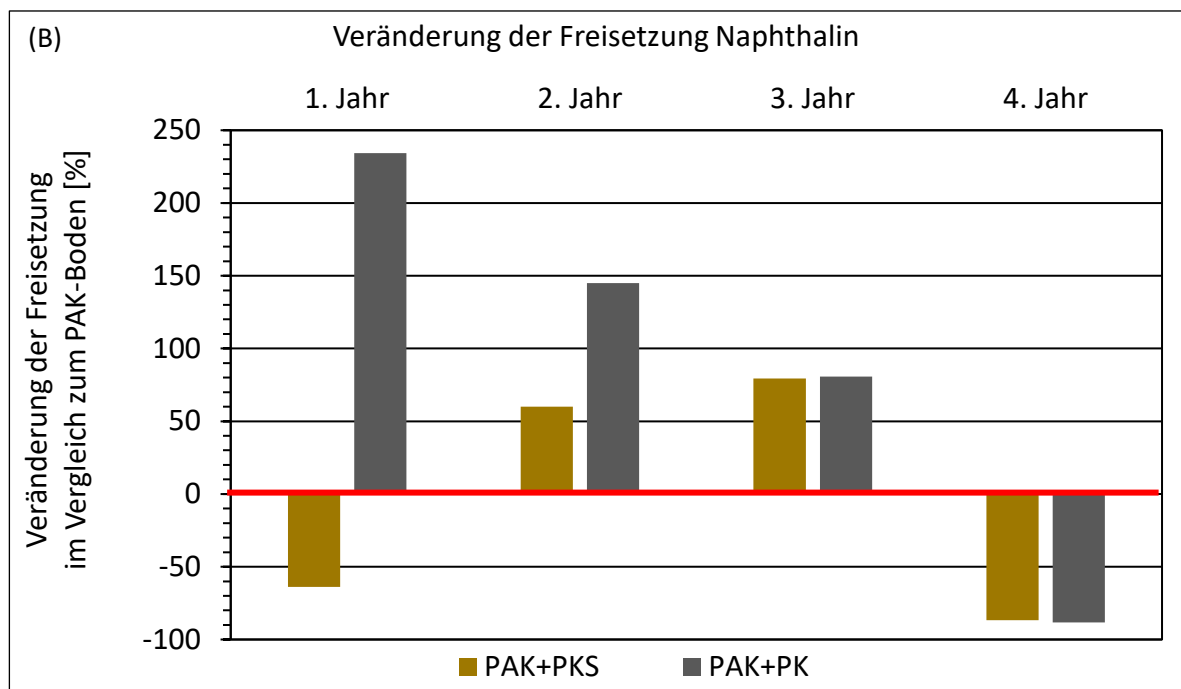
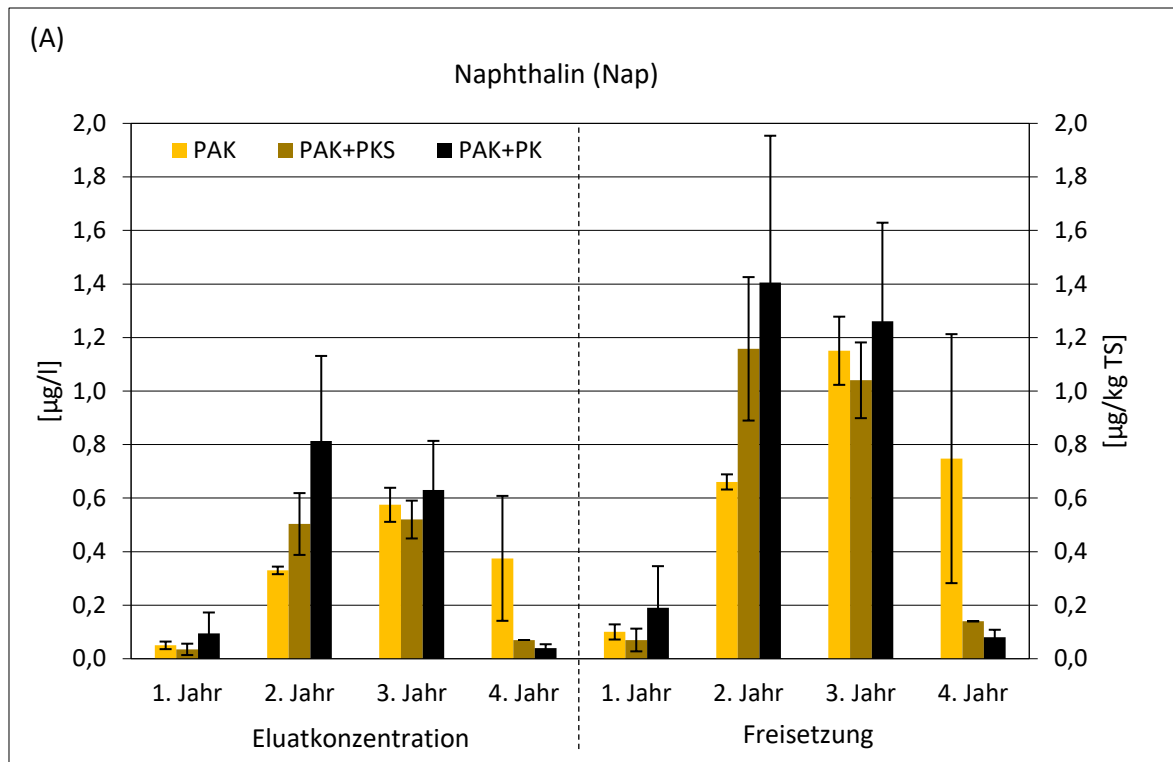
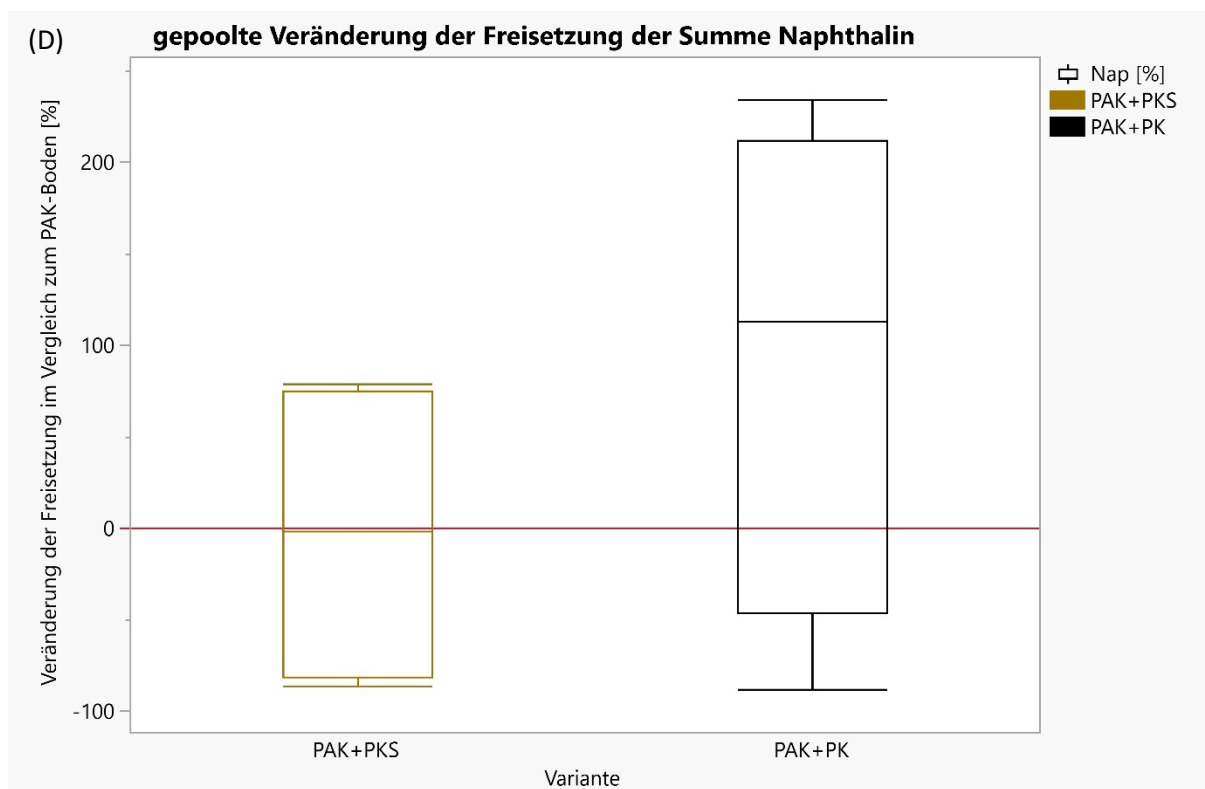
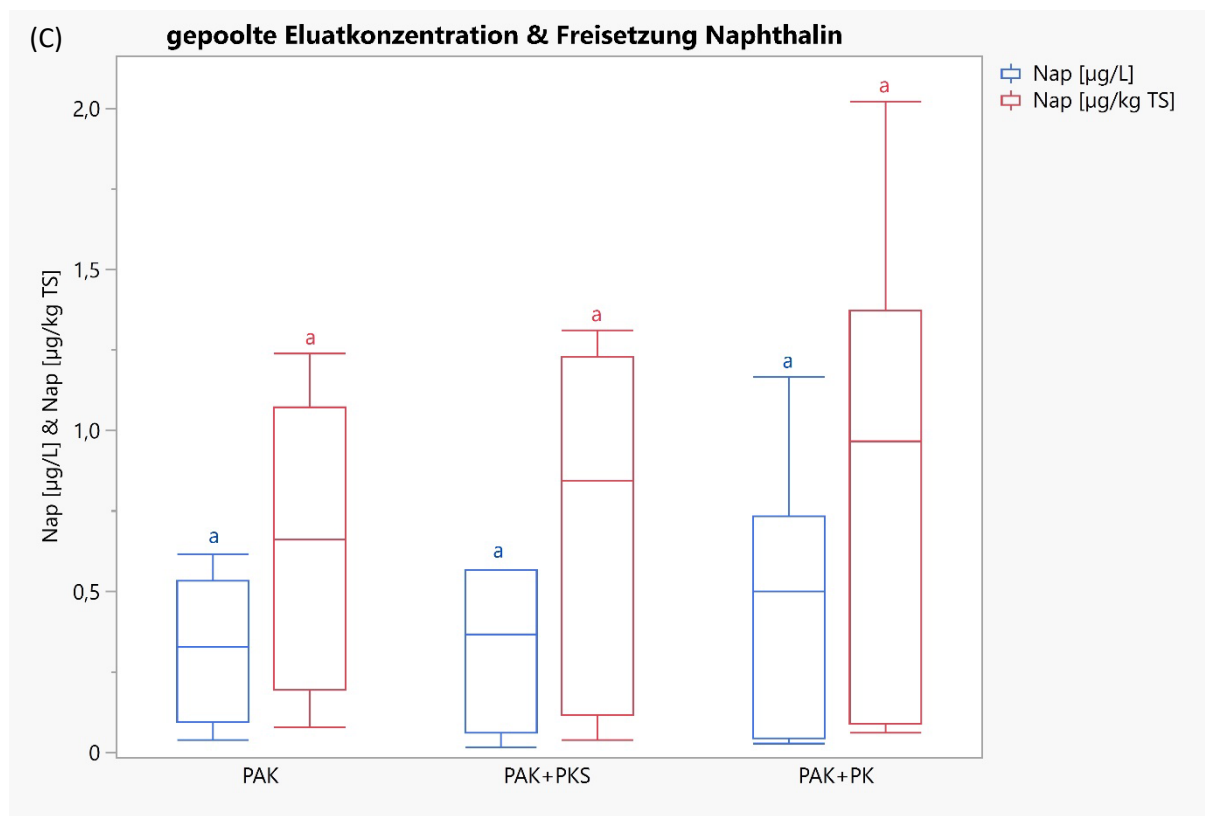


Abbildung 4.29: Naphthalin im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede; *signifikant unterschiedlich zur Kontrolle, $p < 0,05$)



Fort. Abbildung 4.29: Naphthalin im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; $p < 0,05$)

Acenaphthylen

Acenaphthylen (Acy) weist variantenübergreifend zunächst Eluatkonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l auf (Abb. 4.30 A). Im darauffolgenden Jahr lässt sich vergleichbar zur Summe der 16 EPA-PAK sowie zum Naphthalin ein hoher Anstieg der Acy-Eluatkonzentration feststellen, wobei der PAK-Boden sein Maximum mit 0,1 µg/l erst im 3. Jahr erreicht. Dennoch weisen die PAK-Böden mit PKS- und PK-Einmischung durchgehend geringere Acy-Konzentrationen im Eluat auf, als der pure PAK-Boden. Im dritten und vierten Versuchsjahr stagnieren die Acy-Eluatkonzentrationen der PKS- und PK-Varianten bei 0,02 bzw. 0,04 µg/l, wohingegen der PAK-Boden deutlich höhere Acy-Eluatkonzentrationen von 0,07 bis 0,1 µg/l aufweist.

Die aus allen Versuchszeiträumen gepoolte Acy-Eluatkonzentration des PAK-Bodens beträgt im Mittel 0,087 µg/l (Median: 0,090 µg/L), die des PAK+PKS-Bodens 0,032 µg/l (Median: 0,020 µg/L) sowie die des PAK-PK-Bodens 0,046 µg/l (Median: 0,040 µg/L). Die Varianten mit PKS und PK unterscheiden sich signifikant zu der mit purem PAK-Boden, wenngleich der p-Wert mit 0,044 zwischen PAK-Boden und PKS-Einmischung nur geringfügig unter dem p-Wert für eine statistische Signifikanz (<0,050) liegt (Abb. 4.30 C). Einen signifikanten Unterschied zwischen den Varianten mit PKS und PK ist hingegen nicht festzustellen.

Auch für Acenaphthylen folgt der Verlauf der Freisetzung dem der Eluatkonzentration (vgl. Abb. 4.30 A). Im 1. Versuchsjahr können aufgrund der unter der BG liegenden Eluatkonzentrationen keine Freisetzungen berechnet werden. Im darauffolgenden Jahr steigen die Freisetzungen jedoch sehr stark an und erreichen für die PKS- sowie PK-Varianten ihr Maximum mit 0,138 bzw. 0,098 µg/kg TS, wenngleich der PAK-Boden mit 0,180 µg/kg TS eine noch höhere Acy-Freisetzung aufweist und sein Maximum erst im 3. Jahr mit 0,200 µg/kg TS erreicht. Im 3. und 4. Versuchsjahr zeigen die PKS- und PK-Varianten mit im Mittel 0,040 bzw. 0,080 µg/kg TS deutlich geringere Acy-Freisetzungen als die PAK-Variante mit 0,14 bis 0,20 µg/kg TS, was für eine freisetzungszureduzierende Wirkung des PKS sowie der PK spricht.

Im Unterschied zur Eluatkonzentration zeigt sich bei den Acy-Freisetzungen aufgrund einer großen Streubreite keine Signifikanz zwischen dem PAK-Boden und der Variante mit PKS-Einmischung, jedoch beim Vergleich PAK-Boden und PAK+PK-Variante. So ist die Freisetzung aus dem PAK-Boden mit 0,173 µg/kg TS (Median: 0,180 µg/kg TS) aufgrund relativ hoher Standardabweichungen der Varianten nicht signifikant unterschiedlich zu der aus dem PAK-Boden mit PKS-Einmischung MW: 0,069 µg/kg TS; Median: 0,043 µg/kg TS), jedoch zu der aus dem PAK-Boden mit PK-Applikation (MW: 0,086 µg/kg TS; Median: 0,080 µg/kg TS), (Abb. 4.30 C).

Die Anwendung von Pflanzenkohle und -substrat führt ab dem zweiten Versuchsjahr bezogen auf den Gesamtgehalt im Feststoff durchgängig zu einer Reduzierung der Acenaphthylen-Freisetzung von 36,7 bis 88,7 % im Falle von PKS bzw. von 3,4 bis 71,1 % im Falle von PK, wobei das jeweilige Maximum im 3. Versuchsjahr auftritt (vgl. Abb. 4.30 B). Gepoolt über den ganzen Versuchszeitraum führt die Anwendung von PKS und PK zu einer signifikanten Reduzierung der Acy-Freisetzung um 76,3 % bzw. 60,3 %, d.h. beide Materialien zeigen einen gesteigerten Acy-Rückhalt im Boden (vgl. Abb. 4.30 D).

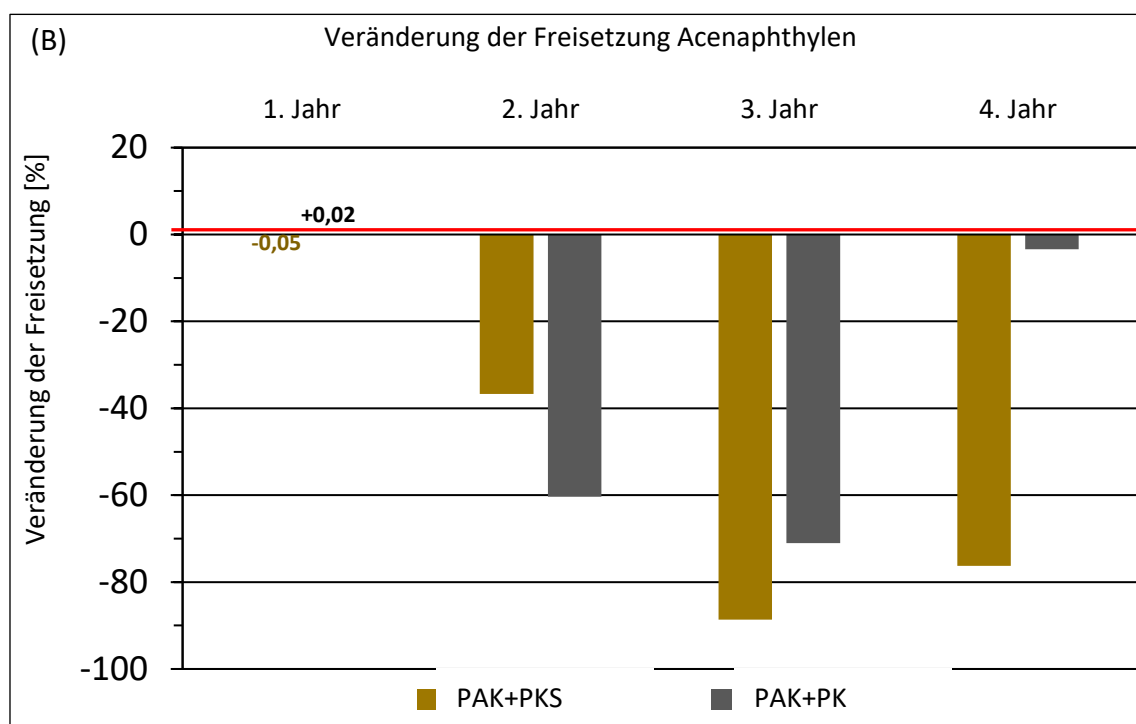
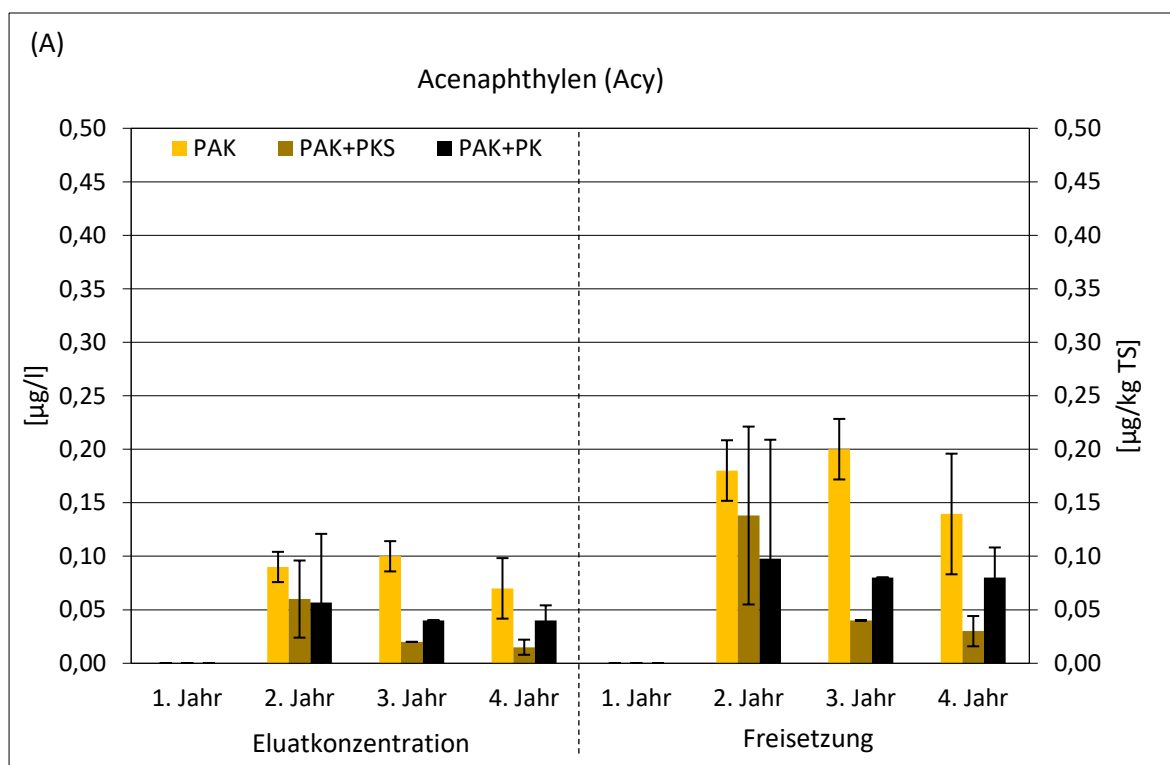
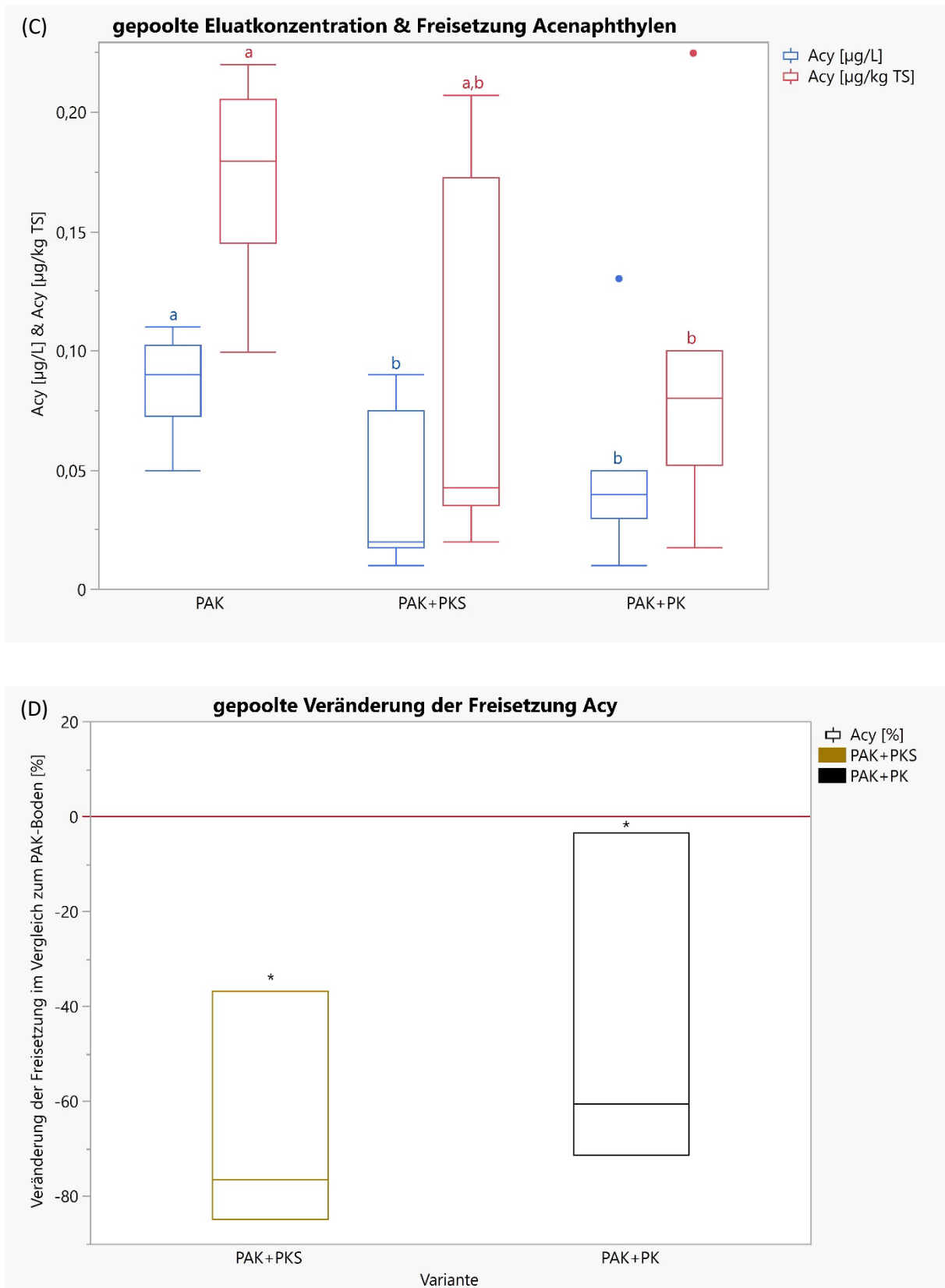


Abbildung 4.30: Acenaphthylen im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede; *signifikant unterschiedlich zur Kontrolle, $p < 0,05$)



Fort. Abbildung 4.30: Acenaphthylen im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; *signifikante Unterschiede, $p < 0,05$

Acenaphthen (Ace)

Auch Acenaphthen (Ace) weist, ähnlich wie die vorangegangenen niedermolekularen PAK-Einzelverbindungen, zunächst variantenübergreifend relativ geringe Eluatkonzentrationen auf, welche deutlich unter $0,1 \mu\text{g/l}$ liegen. Anschließend steigt die Eluatkonzentration aller drei Varianten auf ihr jeweiliges Maximum an, wobei der PAK-Boden mit im Mittel $0,98 \mu\text{g/L}$ eine deutlich höhere Ace-Konzentration im Eluat als die Parzellen mit PKS- und PK-Einmischung zeigt (Abb. 4.31 A). Im 3. Jahr sinken die Eluatkonzentrationen aller Varianten kontinuierlich ab, anschließend erreicht lediglich der PAK-Boden im letzten Versuchsjahr nochmals Ace-Konzentrationen von $>0,1 \mu\text{g/L}$, die Varianten mit PKS und PK sinken weiterhin ab. Aus allen Versuchszeiträumen gepoolt, beträgt die Ace-Eluatkonzentration des PAK-Bodens im Mittel $0,33 \mu\text{g/l}$ (Median: $0,13 \mu\text{g/L}$), wobei hier das extreme Maximum von $1,59 \mu\text{g/L}$ im 2. Versuchsjahr beachtet werden sollte. Die gepoolten Ace-Konzentrationen im Eluat des PAK+PKS-Bodens sowie des PAK+PK-Bodens sind mit $0,086 \mu\text{g/l}$ bzw. $0,073 \mu\text{g/l}$ (Median: $0,050 \mu\text{g/L}$ bei beiden Varianten) deutlich geringer. Dennoch lassen sich aufgrund von hohen Spannweiten keine signifikanten Unterschiede zwischen den drei Varianten der Parzellenversuche feststellen, wenngleich die Anwendung von PKS und PK deutliche Tendenzen aufzeigt (Abb. 4.31 C).

Die Freisetzung von Acenaphthen zeigt einen ähnlichen Verlauf wie die Eluatkonzentration (Abb. 4.31 A). Aufgrund sehr geringer Eluatkonzentrationen liegen die berechneten Freisetzungen an Ace anfangs variantenübergreifend $<0,1 \mu\text{g/kg TS}$, steigen im 2. Jahr jedoch stark auf ihre Maxima an. Aus dem PAK-Boden werden nun $1,96 \mu\text{g/kg TS}$ freigesetzt, aus den PKS- sowie PK-Varianten deutlich niedrigere $0,28$ bzw. $0,26 \mu\text{g/kg TS}$. Anschließend sinken die Ace-Freisetzungen mit PKS und PK kontinuierlich ab auf Werte zwischen $0,10$ und $0,20 \mu\text{g/kg TS}$. Der PAK-Boden zeigt zunächst ein ähnliches Absinken und erreicht im 3. Jahr sogar eine geringere Ace-Freisetzung, setzt dann aber im letzten Versuchsjahr mit $0,51 \mu\text{g/kg TS}$ nochmals deutlich mehr Acenaphthen frei als die Böden mit PKS und PK. Aufgrund der oben erwähnten relativ hohen Spannweiten lassen sich auch für Acenaphthen hinsichtlich der Anwendung von PKS und PK keine signifikanten Unterschiede bei der über alle Versuchszeiträume gepoolten und gemittelten Freisetzungen nachweisen. Diese ist aus dem PAK-Boden im Mittel mit $0,67 \mu\text{g/kg TS}$ (Median: $0,26 \mu\text{g/kg TS}$) zwar deutlich höher als die des PAK+PKS-Bodens (MW: $0,18 \mu\text{g/kg TS}$; Median: $0,10 \mu\text{g/kg TS}$) sowie des PAK+PK-Bodens (MW: $0,14 \mu\text{g/kg TS}$; Median: $0,10 \mu\text{g/kg TS}$), aber dennoch nicht signifikant unterschiedlich (Abb. 4.31 C). Die Wirkung des PKS und der PK auf die Veränderung der Freisetzung, bezogen auf den Gesamtgehalt, zeigt keinen einheitlichen Trend. Im 2. Versuchsjahr werden Reduzierungen der Ace-Freisetzung von $90,2 \%$ (PKS) und $90,4 \%$ (PK) beobachtet, im 3. Versuchsjahr wieder Zunahmen. Im 4. Versuchsjahr hingegen wird die Ace-Freisetzung durch die Anwendung von PKS um $59,4 \%$ und durch die PK um $79,0 \%$ reduziert (vgl. Abb. 4.31 B). Über die Versuchsdauer gepoolt kommt es im Falle der PKS im Median dennoch zu einer leichten Erhöhung der Ace-Freisetzung um $8,3 \%$, mit PK jedoch zu einer deutlichen, aber nicht signifikanten Reduzierung der Freisetzung um 35% (vgl. Abb. 4.31 D).

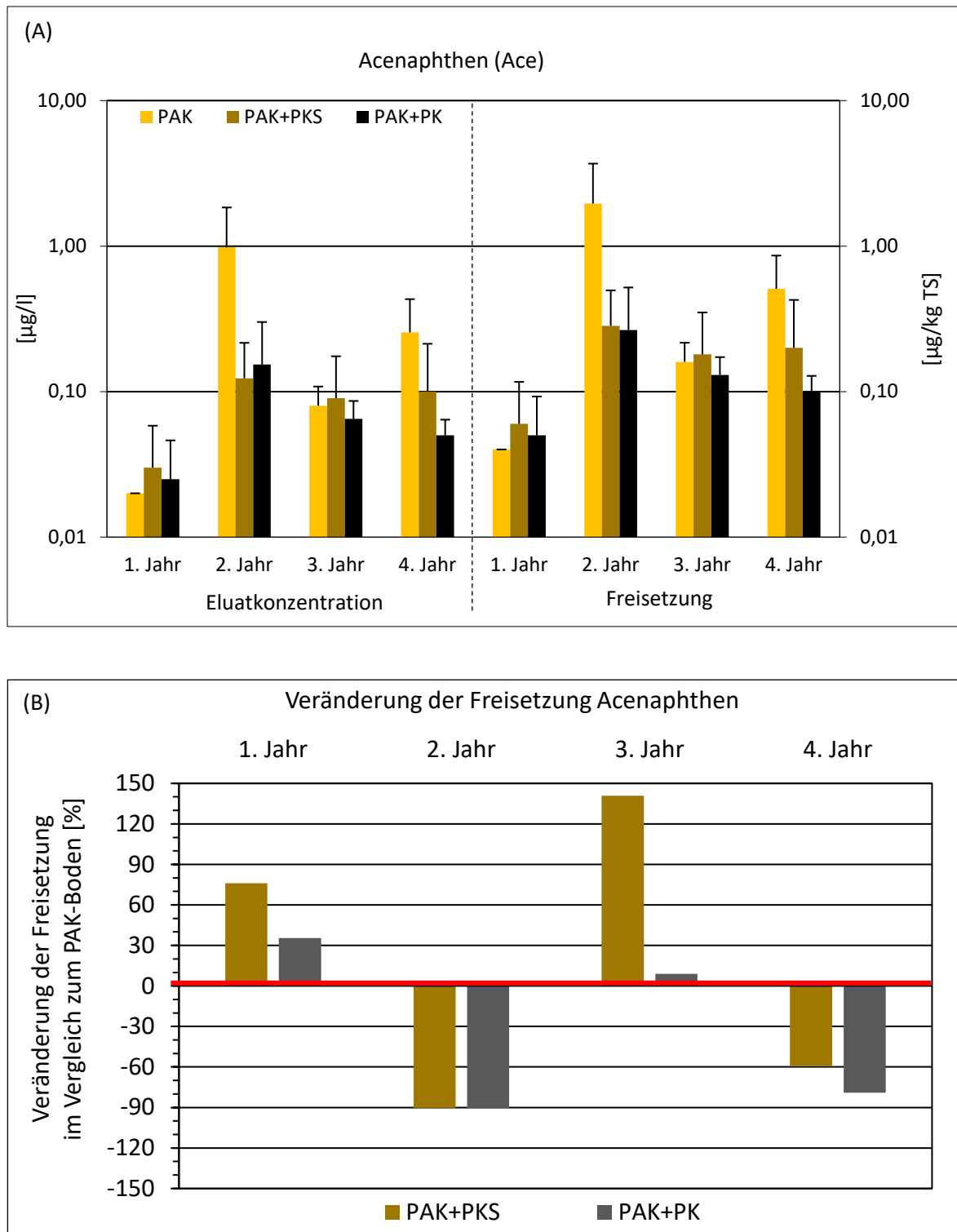
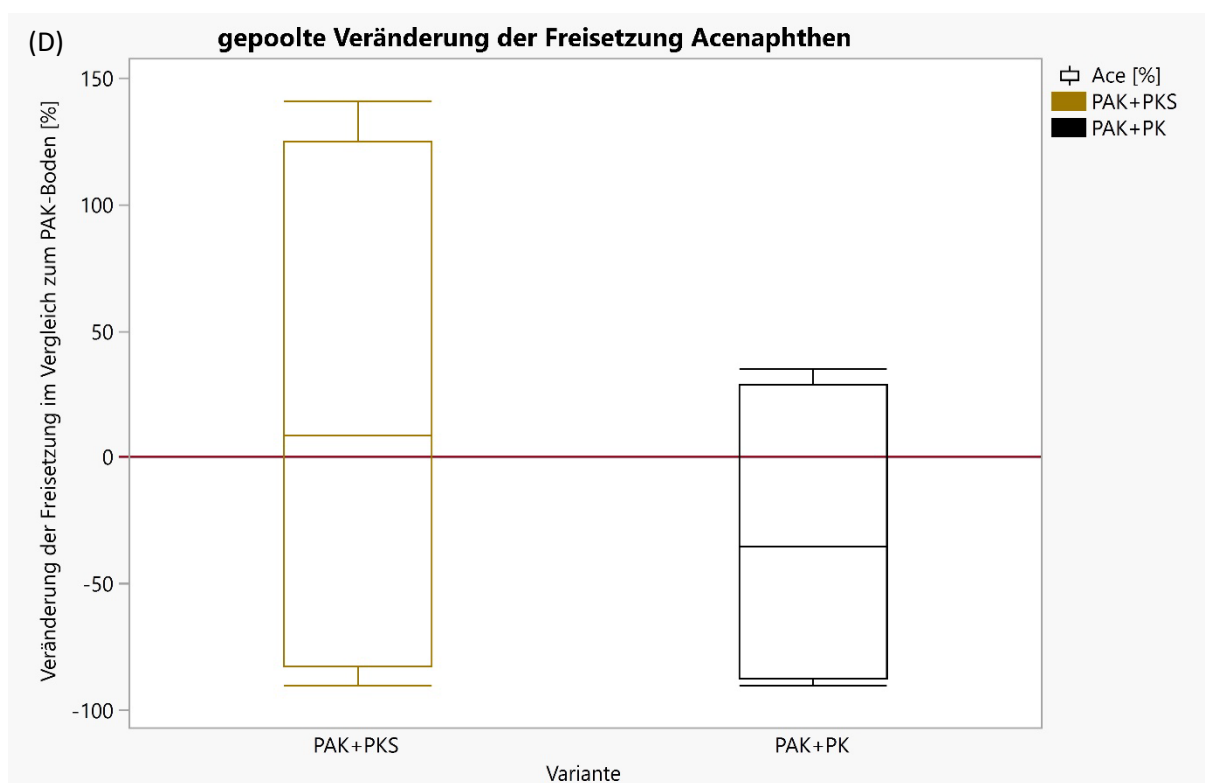
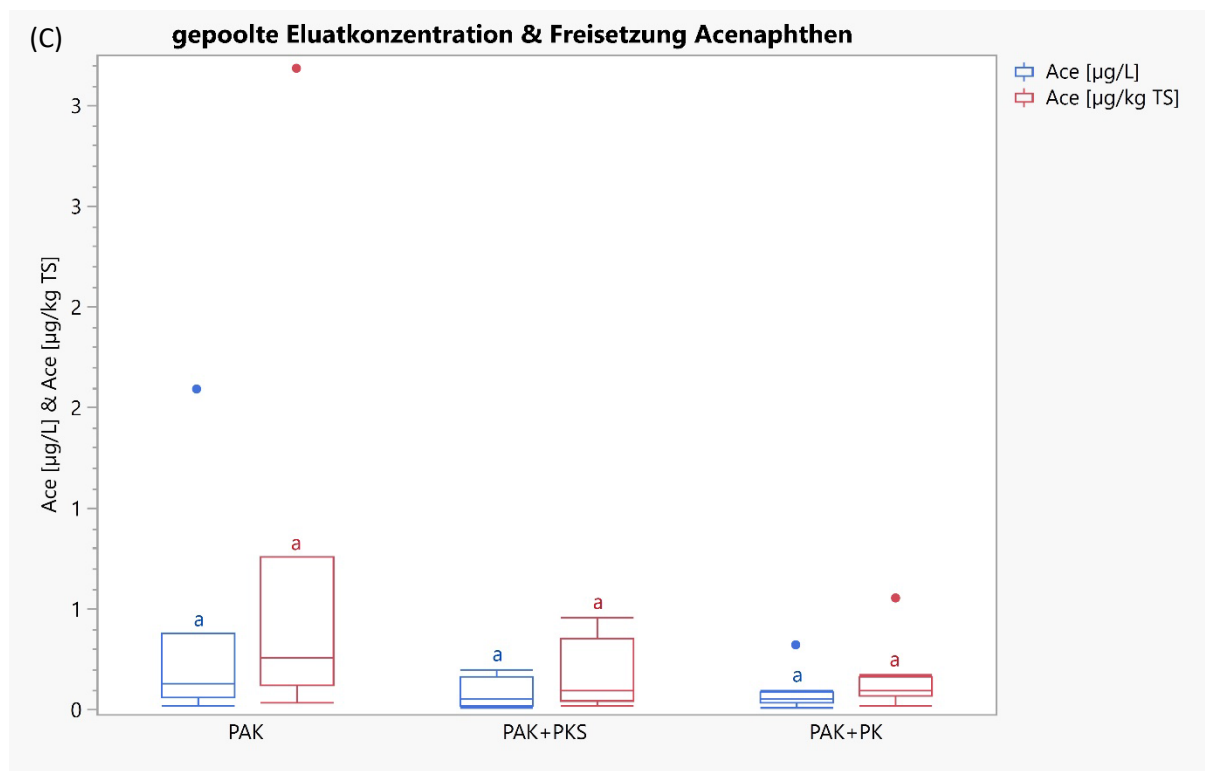


Abbildung 4.31: Acenaphthen im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede; *signifikant unterschiedlich zur Kontrolle, $p < 0,05$)



Fort. Abbildung 4.31: Acenaphthen im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, $p < 0,05$

Fluoren (Flo)

Fluoren (Flo) verhält sich zusammenfassend betrachtet ähnlich wie das vorangegangene beschriebene Acenaphthen (Ace). Die Eluatkonzentrationen an Fluoren sind im ersten Jahr der Parzellenversuche variantenübergreifend relativ niedrig und nur geringfügig über der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/L (Abb. 4.32 A). Anschließend steigt die Eluatkonzentration aller drei Varianten auf ihr jeweiliges Maximum an, wobei für den PAK-Boden mit 1,25 µg/L eine deutlich höhere Flo-Konzentration im Eluat als für die Böden mit PKS- und PK-Einmischung beobachtet wird. Im letzten Versuchsjahr steigt die Flo-Eluatkonzentration des PAK-Bodens nochmals auf 0,25 µg/L an, wohingegen die der PKS- und PK-Variante nochmals reduziert wird und im Falle der PK-Parzelle auf die Bestimmungsgrenze (0,01 µg/L) absinkt. Aus allen Versuchszeiträumen gepoolt, beträgt die Fluoren-Eluatkonzentration des PAK-Bodens im Mittel 0,40 µg/L (Median: 0,10 µg/L), wobei auch hier das Maximum von 1,25 µg/L im 2. Jahr bei der Interpretation beachtet werden sollte. Der PAK+PKS-Boden sowie der PAK+PK-Boden weisen deutlich geringere gepoolte Flo-Konzentrationen im Eluat von 0,09 µg/L (Median: 0,07 µg/L) bzw. 0,07 µg/L (Median: 0,06 µg/L) auf. Ähnlich wie beim Acenaphthen lassen sich auch für Fluoren trotz deutlicher Tendenzen keine signifikanten Unterschiede zwischen den drei Varianten der Parzellenversuche feststellen (Abb. 4.32 C).

Auch die Freisetzung von Fluoren zeigt große Übereinstimmung mit der von Acenaphthen. Aufgrund sehr geringer Eluatkonzentrationen liegen die Freisetzungen von Fluoren im 1. Versuchsjahr variantenübergreifend bei sehr geringen <0,1 µg/kg TS, steigen jedoch im darauffolgenden Jahr stark an und erreichen ihre jeweiligen Maxima mit 2,49 µg/kg TS für den PAK-Boden sowie deutlich niedrigere 0,38 bzw. 0,23 µg/kg TS für die PKS- bzw. PK-Varianten (Abb. 4.32 A). Im 3. Jahr sinken die Freisetzungen auf jeweils 0,15 µg/kg TS (PAK-Boden und PAK+PK-Boden) bzw. auf 0,18 µg/kg TS (PAK+PKS-Boden). Ähnlich dem Acenaphthen setzt auch der PAK-Boden im letzten Versuchsjahr mit 0,50 µg/kg TS wiederum deutlich mehr Fluoren frei als die Parzellen mit PKS und PK (0,08 µg/kg TS bzw. 0,02 µg/kg TS).

Aufgrund der abermals relativ hohen Spannweiten (symptomatisch für die niedermolekularen PAK-Einzelverbindungen der Parzellenversuche) lassen sich auch für Fluoren keine signifikanten Unterschiede bei der über alle Versuchszeiträume gepoolten und gemittelten Freisetzungen nachweisen. Die gepoolte Freisetzung von Fluoren aus dem PAK-Boden ist mit 0,79 µg/kg TS (Median: 0,20 µg/kg TS) zwar wiederum deutlich höher als die aus den PAK+PKS- und PAK+PK-Böden (0,19 µg/kg TS bzw. 0,12 µg/kg TS; Mediane: 0,14 µg/kg TS bzw. 0,12 µg/kg TS), aber wiederum nicht signifikant unterschiedlich (Abb. 4.32 C). Bezogen auf den Gesamtgehalt von Fluoren im Feststoff beeinflusst die Anwendung von PKS sowie PK die Fluoren-Freisetzung sehr unterschiedlich. Feststellbar sind sich abwechselnde Phasen der Reduzierung als auch Steigerung der Freisetzung, ähnlich dem Acenaphthen. Die Wirkung des PKS und der PK ist im zweiten und letzten Versuchsjahr zu beobachten, mit Reduzierungen der Fluoren-Freisetzung von 85-98 %, bezogen auf den Gesamtgehalt im Feststoff (vgl. Abb. 4.32 B). Über die ganze Versuchsdauer gepoolt kommt es im Falle der PKS dennoch zu einer Erhöhung der Flo-Freisetzung um 18 %, mit PK jedoch zu einer deutlichen aber nicht signifikanten Reduzierung der Freisetzung um 54 % (vgl. Abb. 4.32 D).

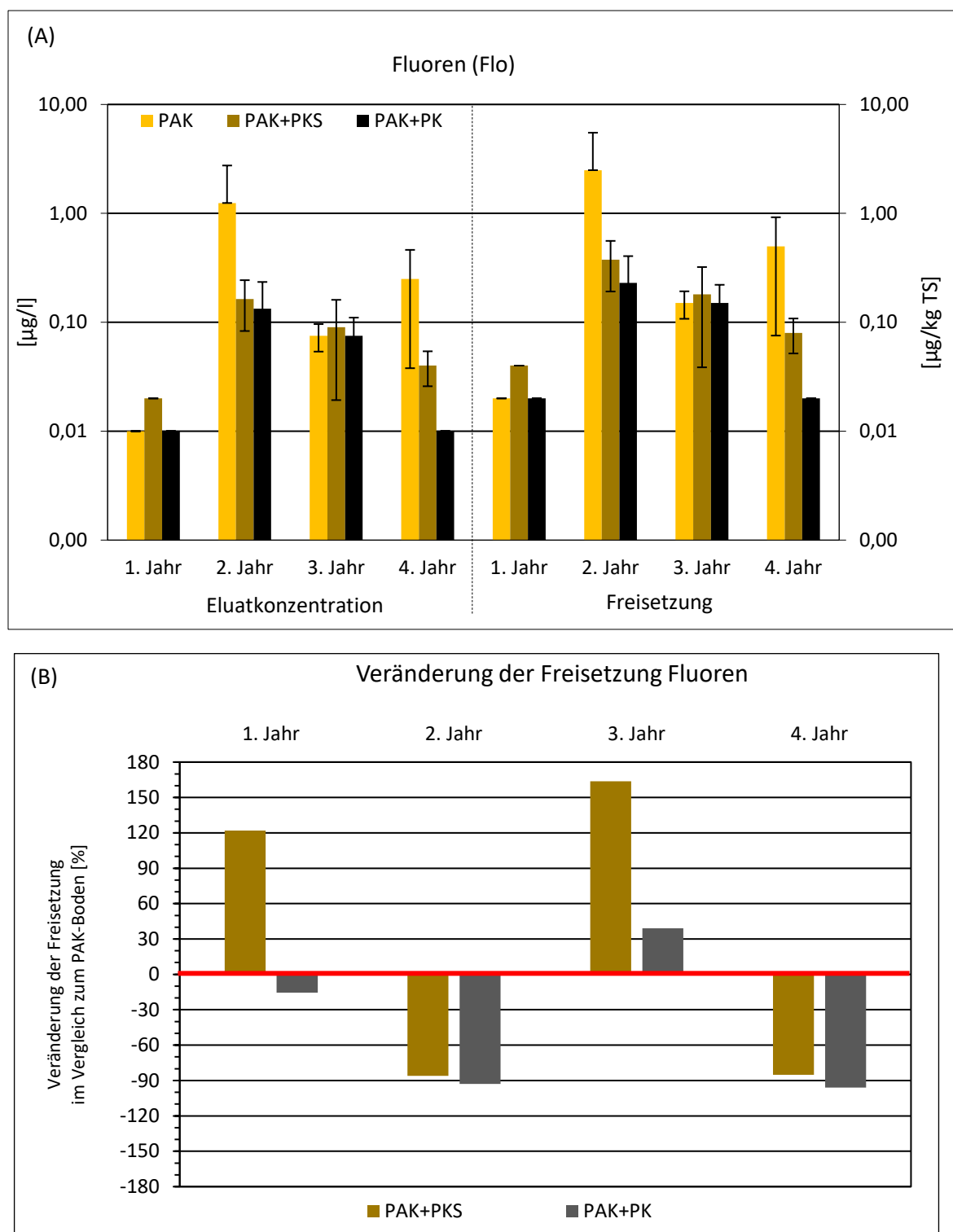
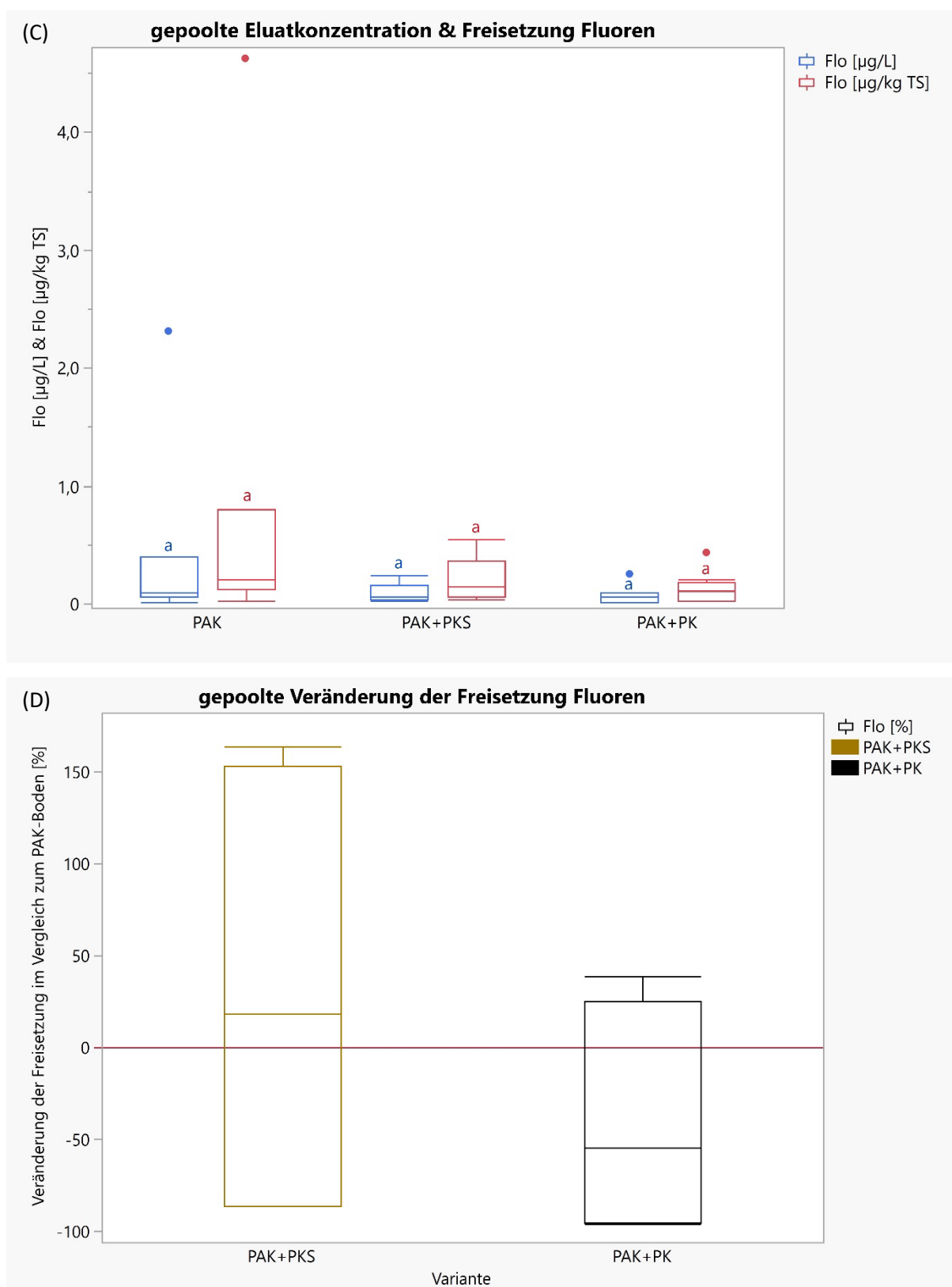


Abbildung 4.32: Fluoren im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, $p < 0,05$



Fort. Abbildung 4.32: Fluoren im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, $p < 0,05$

Phenanthren (Phe)

Das aus drei anellierten Benzolringen aufgebaute Phenanthren (Phe) weist im Eluat des PAK-Bodens von Beginn der Parzellenversuche an höhere Konzentrationen auf, als die Böden mit PKS- und PK-Einmischungen. Nach dem ersten Versuchsjahr bleibt die Phe-Eluatkonzentration mit 0,095 µg/L nur geringfügig unter 0,1 µg/L, wohingegen die Eluatkonzentrationen der PKS- und PK-Varianten mit 0,015 bzw. 0,01 µg/L deutlich geringer ausfallen (Abb. 4.33 A). Anschließend steigt, wie auch bei allen vorangegangenen niedermolekularen PAK, die Eluatkonzentration der drei Varianten auf ihr jeweiliges Maximum von 3,73 µg/L (PAK-Boden) bzw. 0,71 µg/L (PAK+PKS) und 0,72 µg/L (PAK+PK) an, wobei der PAK-Boden eine deutlich höhere Flo-Konzentration im Eluat aufweist als die Böden mit PKS und PK. Im 3. Versuchsjahr erfolgt übergreifend ein Absinken der Eluatkonzentrationen auf <1 µg/L, dennoch weist der PAK-Boden mit 0,63 µg/L die höchste Phe-Eluatkonzentration auf. Im letzten Versuchsjahr kommt es Falle des PAK-Bodens wieder zu einem Anstieg der Eluatkonzentration auf 2,55 µg/L, wohingegen die Parzellen mit PKS sowie der PK weiterhin Reduzierungen ihrer jeweiligen Eluatkonzentration auf 0,18 µg/L bzw. 0,28 µg/L aufweisen. Die aus allen Versuchszeiträumen gepoolte Phe-Eluatkonzentration des PAK-Bodens ist im Mittel mit 1,75 µg/L (Median: 0,99 µg/L) deutlich höher als die der PKS- und PK-Varianten mit 0,32 µg/L (Median: 0,26 µg/L) bzw. 0,35 µg/L (Median: 0,27 µg/L). Ähnlich wie bei allen vorangegangenen niedermolekularen PAK lassen sich auch für Phenanthren trotz höherer Eluatkonzentrationen des PAK-Bodens aufgrund von relativ hohen Standardabweichungen lediglich sehr deutliche Tendenzen, aber jedoch knapp keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten mit PKS und PK gegenüber dem PAK-Boden feststellen ($p=0,083$; $p=0,092$; Abb. 4.33 C).

Bei Phenanthren zeigt der PAK-Boden von Beginn der Parzellenversuche an höherer Phe-Freisetzung als die Böden mit PKS- und PK-Einmischungen. Nach dem 1. Versuchsjahr setzt der PAK-Boden mit 0,19 µg/kg TS deutlich mehr Phe frei, als die PAK-Böden mit PKS- und PK-Einmischungen (0,03 µg/kg TS bzw. 0,02 µg/kg TS; Abb. 4.33 A). Anschließend steigt, analog zur Eluatkonzentration, die Phe-Freisetzung der drei Varianten auf ihr jeweiliges Maximum von 7,46 µg/kg TS (PAK-Boden) bzw. 1,63 µg/kg TS (PAK+PKS) und 1,24 µg/kg TS (PAK+PK) an. Nach einem Absinken der Freisetzungen im 3. Versuchsjahr, steigt im letzten Jahr die Phe-Freisetzung des PAK-Bodens nochmal an auf 5,08 µg/kg TS, wohingegen die Böden mit dem PKS sowie PK weiterhin Reduzierungen aufweisen und mit 0,36 µg/kg TS bzw. 0,55 µg/kg TS deutlich weniger freisetzen. Die aus allen Versuchszeiträumen gepoolte Phe-Freisetzung des PAK-Bodens ist im Mittel mit 3,50 µg/kg TS (Median: 1,98 µg/kg TS) deutlich höher als die der PKS- und PK-Varianten mit 0,70 µg/kg TS (Median: 0,52 µg/kg TS) bzw. 0,64 µg/kg TS (Median: 0,52 µg/kg TS). Aufgrund der bei den niedermolekularen PAK-Einzelverbindungen der Parzellenversuche regelmäßig wiederkehrenden relativ hohen Standardabweichungen, lassen sich auch für Phenanthren, analog zur Eluatkonzentration, keine signifikanten Unterschiede bei der über alle Versuchszeiträume gepoolten und gemittelten Freisetzungen hinsichtlich der drei Varianten der Parzellenversuche nachweisen. Die Freisetzung von Phenanthren aus dem PAK-Boden ist zwar wiederum deutlich höher als die aus den PAK+PKS- und PAK+PK-Böden, aber abermals knapp nicht signifikant

unterschiedlich ($p=0,075$; $p=0,092$; vgl. Abb. 4.33 C).

Bezogen auf den Gesamtgehalt von Phenanthren im Feststoff bewirkt die Anwendung von PKS sowie PK mit Ausnahme der PKS-Variante im 3. Jahr durchgängig eine jährliche Reduzierung der Phe-Freisetzung um bis zu 76-94 % (PKS) bzw. 17-97 % (PK). (vgl. Abb. 4.33 C). Gepoolt über den gesamten Versuchszeitraum reduziert PKS die Phe-Freisetzung um 78 % und PK knapp signifikant um 88 % im Median (Abb. 4.33 D).

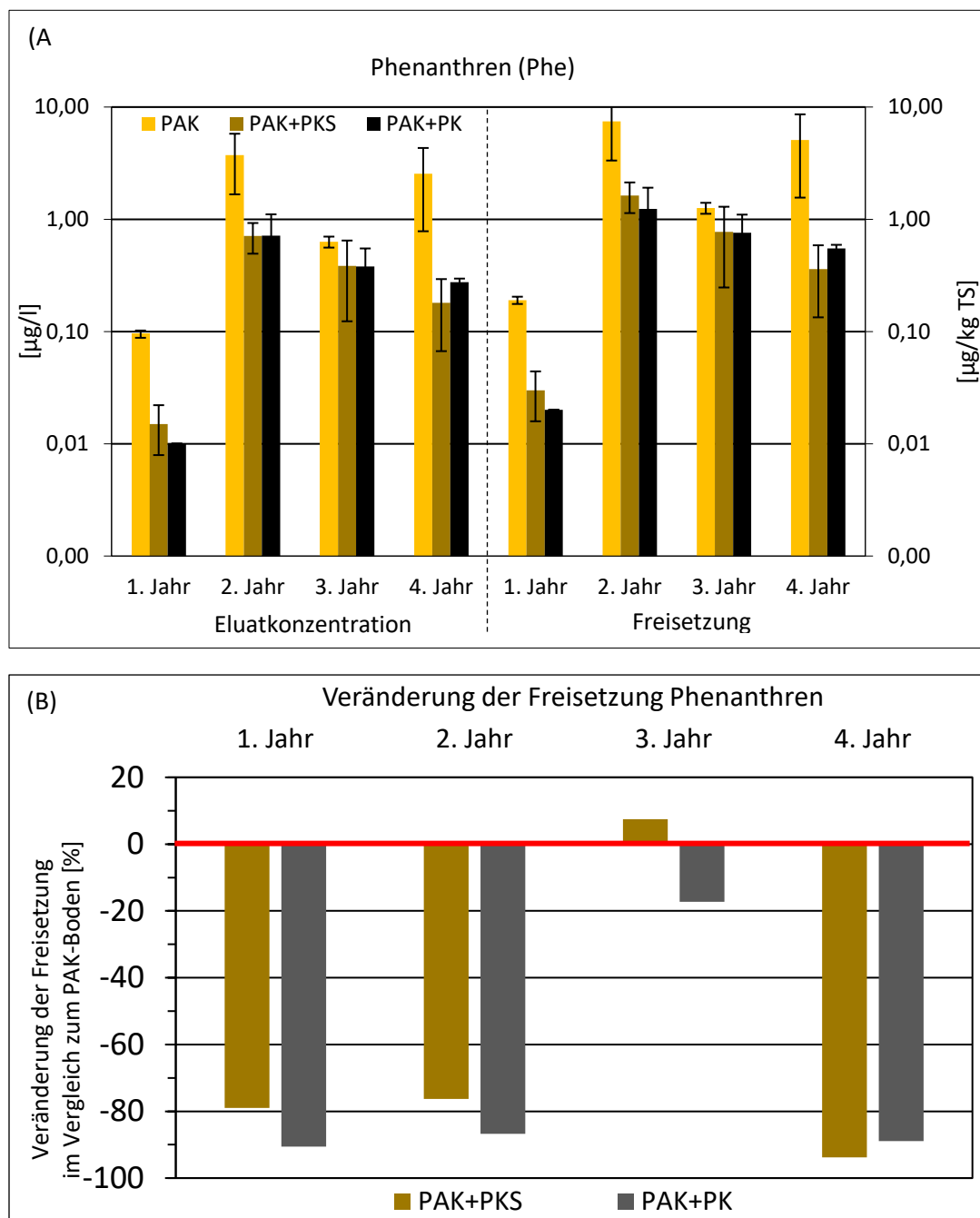
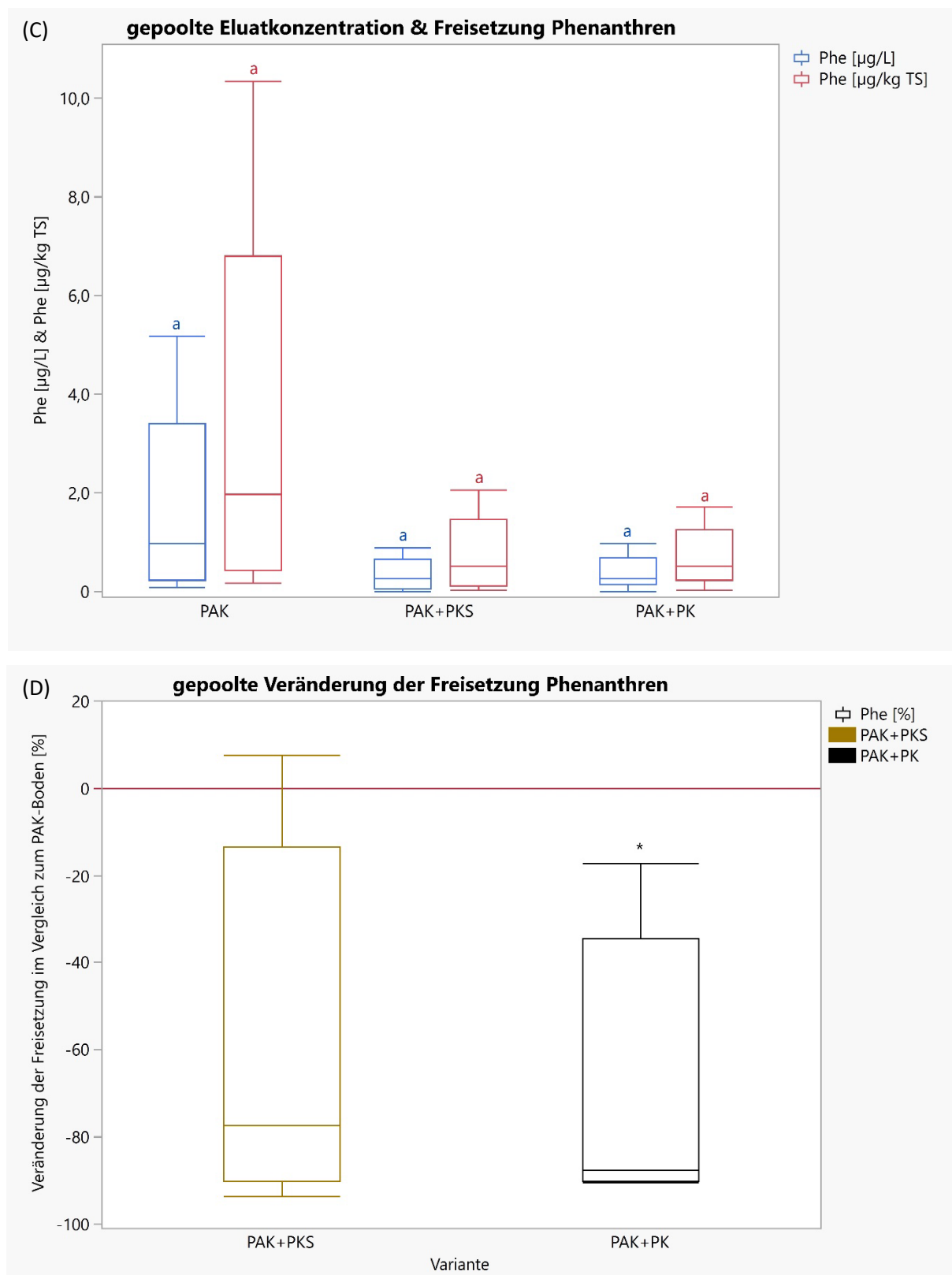


Abbildung 4.33: Phenanthren im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, $p<0,05$



Fort. Abbildung 4.33: Phenanthren im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, *unterschiedlich zur Kontrolle; $p < 0,05$)

Anthracen (Ant)

Das ebenfalls aus drei anellierten Benzolringen aufgebaute Anthracen (Ant) zeigt, analog zum Phenanthren, im Eluat des PAK-Bodens von Beginn der Parzellenversuche an höhere Eluat-Konzentrationen als die Böden mit PKS- und PK-Einmischungen. Nach dem 1. Versuchsjahr bleiben die Ant-Eluatkonzentration aller Varianten $\leq 0,1 \mu\text{g/L}$, die PK-Variante sogar unter der Bestimmungsgrenze von $0,01 \mu\text{g/L}$ (Abb. 4.34 A). In den anschließenden zwei Jahren steigt die Eluatkonzentration der drei Varianten auf ihr jeweiliges Maximum von $0,39 \mu\text{g/L}$ (PAK-Boden) bzw. $0,093 \mu\text{g/L}$ (PAK+PKS) und $0,47 \mu\text{g/L}$ (PAK+PK) an. Der PAK-Boden weist nun eine deutlich höhere Ant-Konzentration im Eluat auf, als die Böden mit PKS- und PK-Einmischung. Im letzten Versuchsjahr steigt die Ant-Eluatkonzentration des PAK-Bodens abermals an auf $0,45 \mu\text{g/L}$, wohingegen die Böden mit PKS sowie PK mit $0,035 \mu\text{g/L}$ bzw. $0,085 \mu\text{g/L}$ Ant im Eluat aufweisen. Die aus allen Versuchszeiträumen gepoolte Ant-Eluatkonzentration des PAK-Bodens ist im Mittel mit $0,30 \mu\text{g/L}$ (Median: $0,28 \mu\text{g/L}$) deutlich höher als die der PKS- und PK-Varianten mit $0,07 \mu\text{g/L}$ (Median: $0,05 \mu\text{g/L}$) bzw. $0,09 \mu\text{g/L}$ (Median: $0,09 \mu\text{g/L}$). Abweichend zu den vorangegangenen niedermolekularen PAK lassen sich nun im Falle von Anthracen auch statistische Unterschiede zwischen den Varianten der Parzellenversuche feststellen. So sind die Eluatkonzentrationen des PAK-Bodens und des PAK+PKS-Bodens signifikant unterschiedlich ($p = 0,003$), analog dazu ebenfalls die des PAK-Bodens und des PAK+PK-Bodens ($p = 0,006$). Die Anwendung von PKS und PK führt demnach zu signifikant niedrigeren Eluatkonzentrationen. Ein signifikanter Unterschied zwischen den Parzellen mit PKS und PK ist jedoch nicht feststellbar ($p = 0,75$) (Abb. 4.34 C).

Der PAK-Boden weist von Beginn an höhere Freisetzungen auf als die Böden mit PKS- und PK-Einmischungen. Nach dem 1. Versuchsjahr werden aus PAK-Boden mit $0,20 \mu\text{g/kg TS}$ deutlich mehr Ant freigesetzt, als aus den Böden mit PKS und PK ($0,05 \mu\text{g/kg TS}$ bzw. $< \text{BG}$; Abb. 4.34 A). Anschließend steigt in den Versuchsjahren 2 und 3 die Freisetzung der drei Varianten auf ihr jeweiliges Maximum von $0,77 \mu\text{g/kg TS}$ (PAK-Boden) bzw. $0,25 \mu\text{g/kg TS}$ (PAK+PKS) und $0,28 \mu\text{g/kg TS}$ (PAK+PK) an. Vor allem im 2. Jahr weist der pure PAK-Boden nun eine deutlich höhere Freisetzung auf, als die PKS- und PK-Varianten. Im letzten Jahr der Parzellenversuche steigt die Freisetzung des PAK-Bodens auf $0,90 \mu\text{g/kg TS}$ an, die der Böden mit PKS und PK hingegen sinken auf $0,07 \mu\text{g/kg TS}$ bzw. $0,17 \mu\text{g/kg TS}$. Die aus allen Versuchszeiträumen gepoolte Ant-Freisetzung des PAK-Bodens ist im Mittel mit $0,60 \mu\text{g/kg TS}$ (Median: $0,55 \mu\text{g/kg TS}$) deutlich höher, als die der PKS- und PK-Varianten mit $0,15 \mu\text{g/kg TS}$ bzw. $0,18 \mu\text{g/kg TS}$ (Median: $0,10$ bzw. $0,17 \mu\text{g/kg TS}$) (Abb. 4.34 C). Die Parzellen mit PKS und PK verhalten sich signifikant unterschiedlich zu dem puren PAK-Boden ($p = 0,004$ bzw. $p = 0,005$). Die Anwendung von PKS bzw. PK führt demnach zu signifikant niedrigeren Anthracen-Freisetzungen. Ein signifikanter Unterschied zwischen den Parzellen mit PKS und PK untereinander kann hingegen nicht festgestellt werden ($p = 0,83$). Die Anwendung von PKS sowie PK bewirkt, bezogen auf den Gesamtgehalt von Anthracen im Feststoff, eine durchgängige Reduzierung der Freisetzung von Anthracen um 14 - 93 % (PKS) bzw. 28 - 92 % (PK) (vgl. Abb. 4.34 B). Gepoolt über den gesamten Versuchszeitraum wird Anthracen mit PKS um 69 % und mit PK um 80 % reduziert (vgl. Abb. 4.34 D).

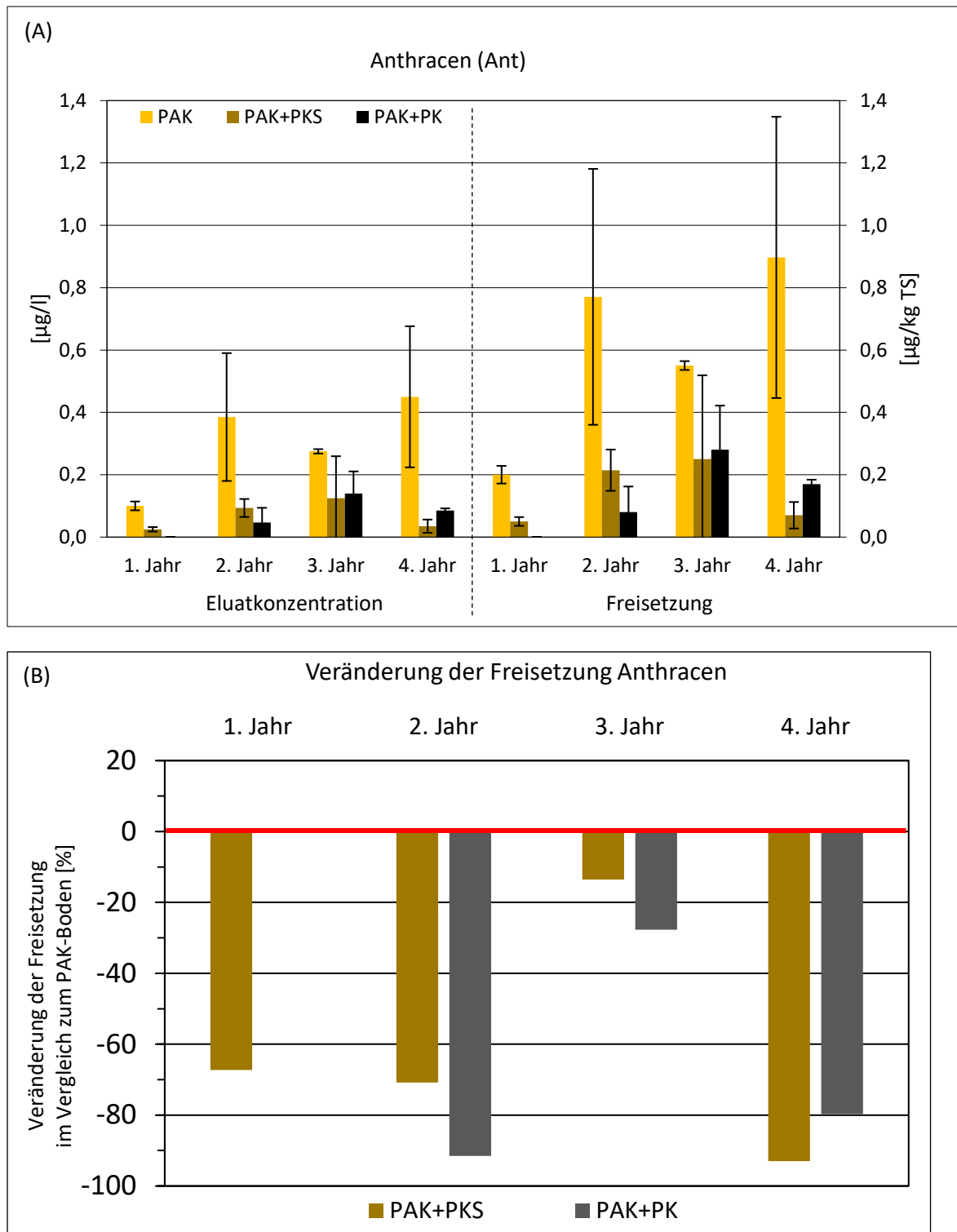
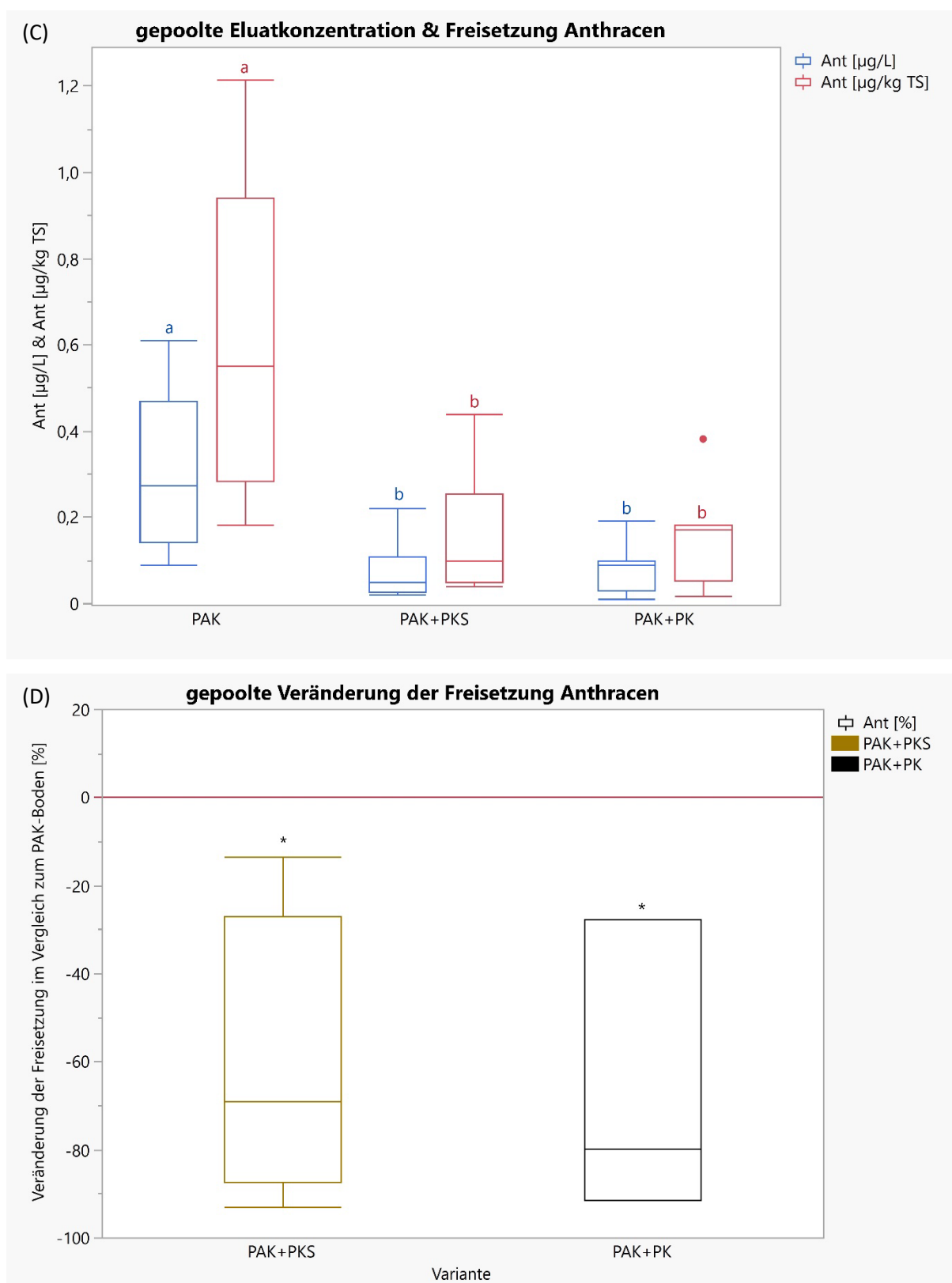


Abbildung 4.34: Anthracen im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, *unterschiedlich zur Kontrolle; $p < 0,05$)



Fort. Abbildung 4.34: Anthracen im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, *unterschiedlich zur Kontrolle; $p < 0,05$)

4.4.1.3 Höhermolekulare (4-6 Ringe) EPA-PAK

Fluoranthen (FluA)

Nach dem 1. Versuchsjahr verteilen sich die FluA-Eluatkonzentrationen der drei Varianten um 0,1 µg/L in der Reihenfolge PAK+PKS (0,14 µg/L) > PAK (0,1 µg/L) > PAK+PK (0,07 µg/L). Der PAK-Boden jedoch weist ab dem 2. Versuchsjahr durchgängig höhere Eluatkonzentrationen des aus vier Ringen bestehenden und somit zu den höhermolekularen PAK zugehörigen Fluoranthens (FluA) auf als die Varianten mit PKS- und PK-Einmischungen (Abb. 4.35 A). Die Eluatkonzentrationen der drei Varianten steigen stark an, wobei die PKS- und PK-Varianten mit 1,16 µg/L bzw. 0,73 µg/L deutlich unter der des PAK-Bodens mit 3,49 µg/L. Auch im darauffolgenden 3. Versuchsjahr weist der PAK-Boden mit 1,90 µg/L eine höhere FluA-Konzentration im Eluat auf, als die Böden mit PKS und PK (0,82 bzw. 1,15 µg/L). Im letzten Versuchsjahr steigt die FluA-Konzentration im Eluat des PAK-Bodens nochmals an und erreicht ihr Maximum mit 5,26 µg/L, wohingegen die des PAK+PKS-Bodens auf weiterhin auf 0,51 µg/L absinkt und die des PAK+PK-Bodens leicht auf 1,45 µg/L ansteigt.

Die aus allen Versuchszeiträumen gepoolte FluA-Eluatkonzentration des PAK-Bodens ist im Mittel mit 2,69 µg/L (Median: 2,64 µg/L) deutlich höher als die der PKS- und PK-Varianten mit 0,65 µg/L bzw. 0,85 µg/L (Median: 0,74 µg/L bzw. 0,71 µg/L). Zwischen den drei Varianten der Parzellenversuche lässt sich nur im Vergleich PAK-Boden und PAK+PK-Variante ein signifikanter Unterschied feststellen ($p = 0,043$), d.h. die Anwendung von PK führt zu signifikant niedrigeren Eluatkonzentrationen (Abb. 4.35 C). Ein signifikanter Unterschied zwischen dem PAK-Boden und der PKS-Variante sowie zwischen den Parzellen mit PKS und PK untereinander ist jedoch nicht feststellbar ($p = 0,061$ bzw. $p = 0,66$).

Die Freisetzung von Fluoranthen folgt erwartungsgemäß dem Verlauf der Eluatkonzentration. Nach anfangs sehr geringen Freisetzungen aller drei Varianten weist der PAK-Boden in den Versuchsjahren 2-4 durchgängig höhere Freisetzungen von FluA auf, als die Böden mit PKS- und PK-Einmischungen (Abb. 4.35 A). So werden im 2. Jahr aus dem PAK-Boden 6,98 µg/kg TS und im 4. Jahr sogar 10,48 µg/kg TS FluA freigesetzt, wohingegen die Freisetzung aus dem PAK+PKS-Boden kontinuierlich absinkt auf 1,01 µg/kg TS (4. Jahr).

Die aus allen Versuchszeiträumen gepoolte FluA-Freisetzung des PAK-Bodens ist im Mittel mit 5,37 µg/kg TS (Median: 5,28 µg/kg TS) deutlich höher, als die der PAK+PKS- und PAK+PK-Varianten mit 1,39 µg/kg TS bzw. 1,65 µg/kg TS (Median: 1,48 µg/kg TS bzw. 1,42 µg/kg TS) (Abb. 4.35 C). Ein signifikanter Unterschied zwischen den Varianten PAK und PAK+PK ist feststellbar ($p = 0,049$), zwischen den Varianten PAK und PAK+PKS sowie zwischen PKS und PK untereinander hingegen abermals nicht.

Die Anwendung von PKS sowie PK führt, bezogen auf den Gesamtgehalt von FluA im Feststoff, mit einer Ausnahme im 1. Jahr (PKS-Variante: +77 %), zu einer Reduzierung der Freisetzung von FluA um 32 - 91 % (PKS) bzw. 23 - 85 % (PK) (vgl. Abb. 4.35 B). Über den ganzen Versuchszeitraum gepoolt reduziert PKS die FluA-Freisetzung um 47 % und PK um 46 % (vgl. Abb. 4.35 D).

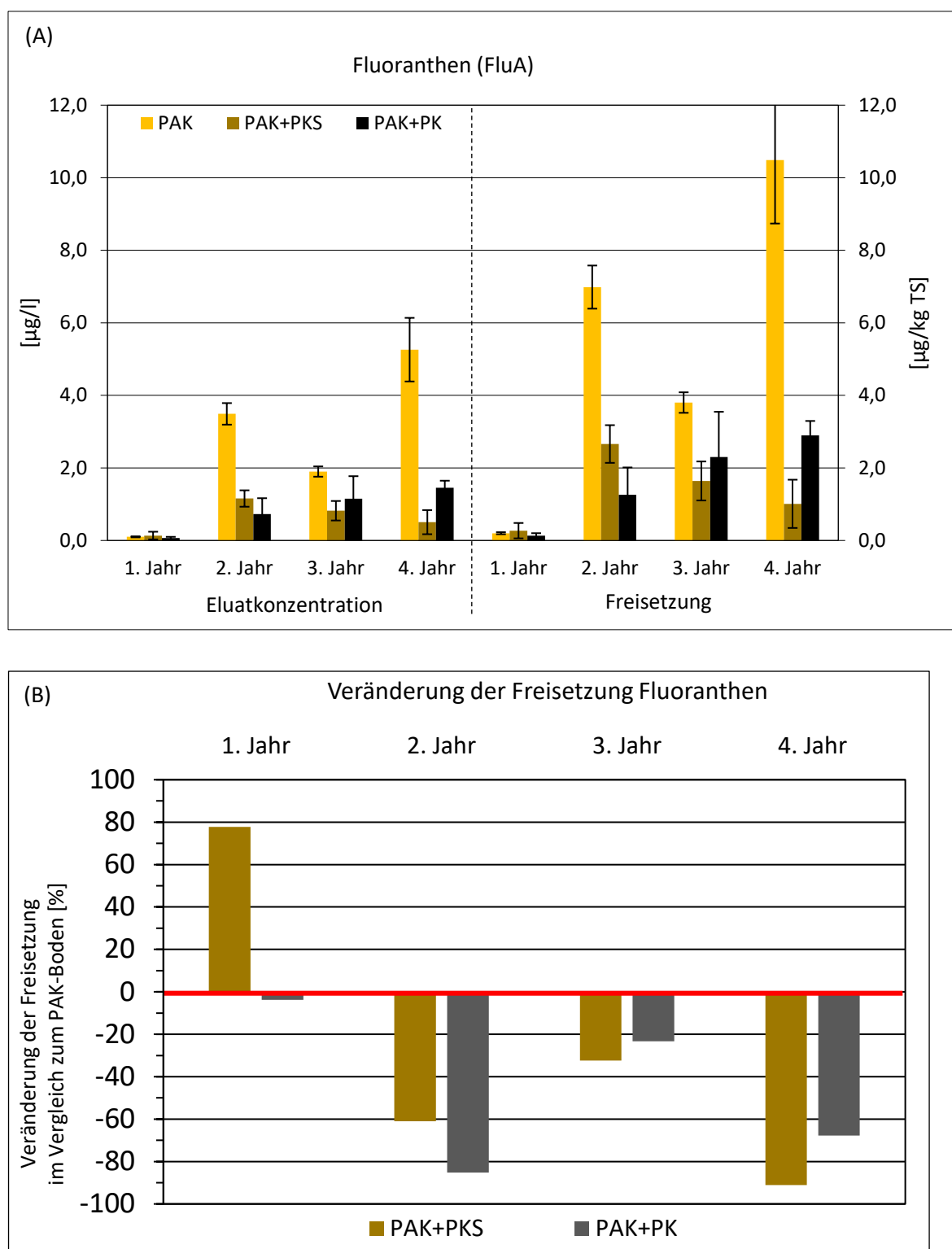
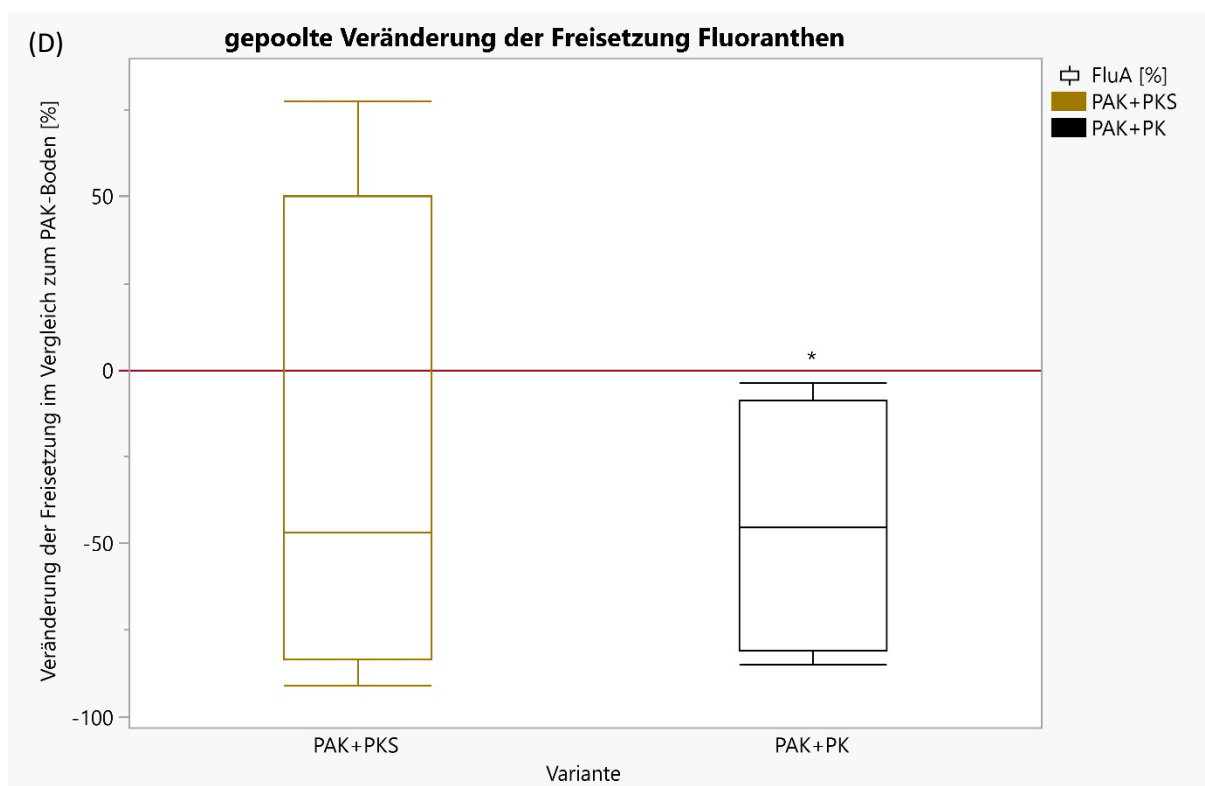
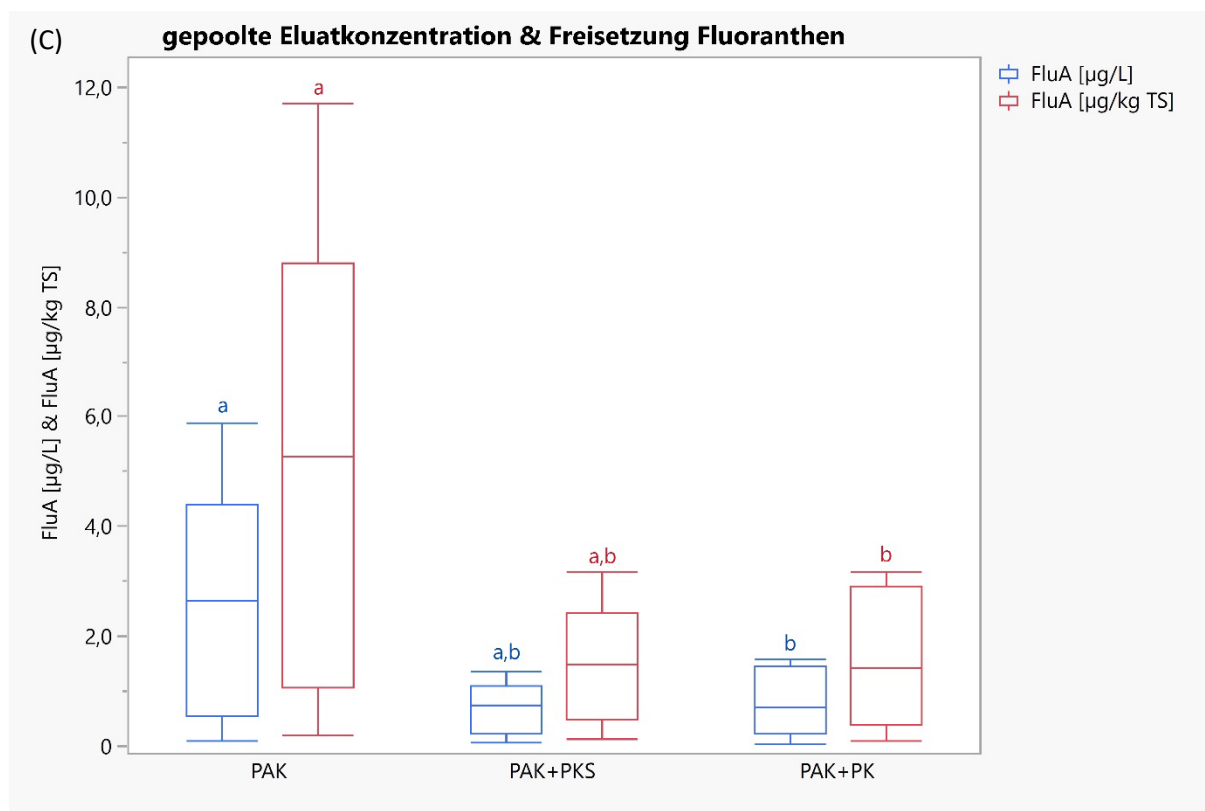


Abbildung 4.35: Fluoranthen im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, *unterschiedlich zur Kontrolle; $p < 0,05$)



Fort. Abbildung 4.35: Fluoranthen im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, $p < 0,05$

Pyren (Pyr)

Pyren (Pyr) weist im Eluat des PAK-Bodens von Beginn der Parzellenversuche an höhere Konzentrationen auf, als die Böden mit PKS- und PK-Einmischungen (Abb. 4.36 A). Bereits nach dem 1. Versuchsjahr beträgt die Pyr-Eluatkonzentration der PKS- und PK-Varianten mit 0,19 µg/L bzw. 0,33 µg/L deutlich weniger, als die des PAK-Bodens mit 1,46 µg/L. In den anschließenden zwei Jahren steigt die Eluatkonzentration der drei Varianten auf ihr jeweiliges Maximum von 4,06 µg/L (PAK-Boden; 2. Jahr) bzw. 1,42 µg/L (PAK+PKS; 2. Jahr) und 1,49 µg/L (PAK+PK; 3. Jahr) an, wobei der PAK-Boden stets eine höhere Pyr-Konzentration im Eluat aufweist, als die Böden mit PKS- und PK-Einmischung. Im letzten Versuchsjahr sinken die Pyr-Eluatkonzentration der Böden mit PKS sowie PK auf 0,38 µg/L bzw. 0,92 µg/L fast wieder auf Ausgangsniveau, wohingegen der PAK-Boden auf 3,86 µg/L ansteigt.

Erwartungsgemäß hoch ist die aus allen Versuchszeiträumen gepoolte Pyr-Eluatkonzentration des PAK-Bodens im Mittel mit 3,15 µg/L (Median: 3,30 µg/L), wohingegen die der PKS- und PK-Varianten mit 0,72 µg/L bzw. 0,96 µg/L (Median: 0,71 µg/L bzw. 1,05 µg/L) deutlich geringer ausfallen. Die Eluatkonzentration des PAK-Bodens ist signifikant niedriger als die des PAK+PKS-Bodens ($p = 0,001$) und die des PAK+PK-Bodens ($p = 0,002$). Ein signifikanter Unterschied zwischen den Böden mit PKS und PK ist jedoch abermals nicht feststellbar ($p = 0,54$) Abb. 4.36 C).

Die Freisetzung von Pyren folgt dem Verlauf der Eluatkonzentration, d.h. die Freisetzungen von Pyr aus dem PAK-Boden sind von Beginn der Versuche an höher, als die aus den Varianten mit der PKS bzw. PK (Abb. 4.36 A). Im 2. Und 3. Versuchsjahr erreichen alle Varianten ihr jeweiliges Maximum von 8,13 µg/kg TS (PAK-Boden; 2. Jahr) bzw. 3,26 µg/kg TS (PAK+PKS; 2. Jahr) und 2,97 µg/kg TS (PAK+PK; 3. Jahr). Im letzten Versuchsjahr sinken die Pyr-Freisetzungen aus den Böden mit PKS sowie PK auf 0,75 µg/kg TS bzw. 1,83 µg/kg TS, wohingegen die aus dem PAK-Boden auf 7,69 µg/kg TS ansteigt.

Die aus allen Versuchszeiträumen gepoolte Pyren-Freisetzung aus dem PAK-Boden ist im Mittel mit 6,30 µg/kg TS (Median: 6,58 µg/kg TS) signifikant höher als die aus den PAK+PKS- und PAK+PK-Böden mit 1,55 µg/kg TS bzw. 1,84 µg/kg TS (Median: 1,42 µg/kg TS bzw. 2,10 µg/kg TS) (Abb. 4.36 C), d.h. die Böden mit PKS und PK eluieren über 4 Jahre signifikant weniger Pyren als der pure PAK-Boden ($p = 0,003$ bzw. $p = 0,001$). Ein signifikanter Unterschied zwischen den Parzellen mit PKS und PK kann hingegen abermals nicht festgestellt werden ($p = 0,72$).

Bezogen auf den Gesamtgehalt von Pyren im Feststoff führt die Anwendung von PKS sowie PK durchgängig zu einer Reduzierung der Freisetzung von Pyren um 56 - 91 % (PKS) bzw. 44 - 80 % (PK) (vgl. Abb. 4.36 B). Gepoolt über die gesamten 4 Versuchsjahre wird die Auswaschung von Pyren signifikant um 71 % (PKS) bzw. 72 % (PK) reduziert vgl. Abb. 4.36 D).

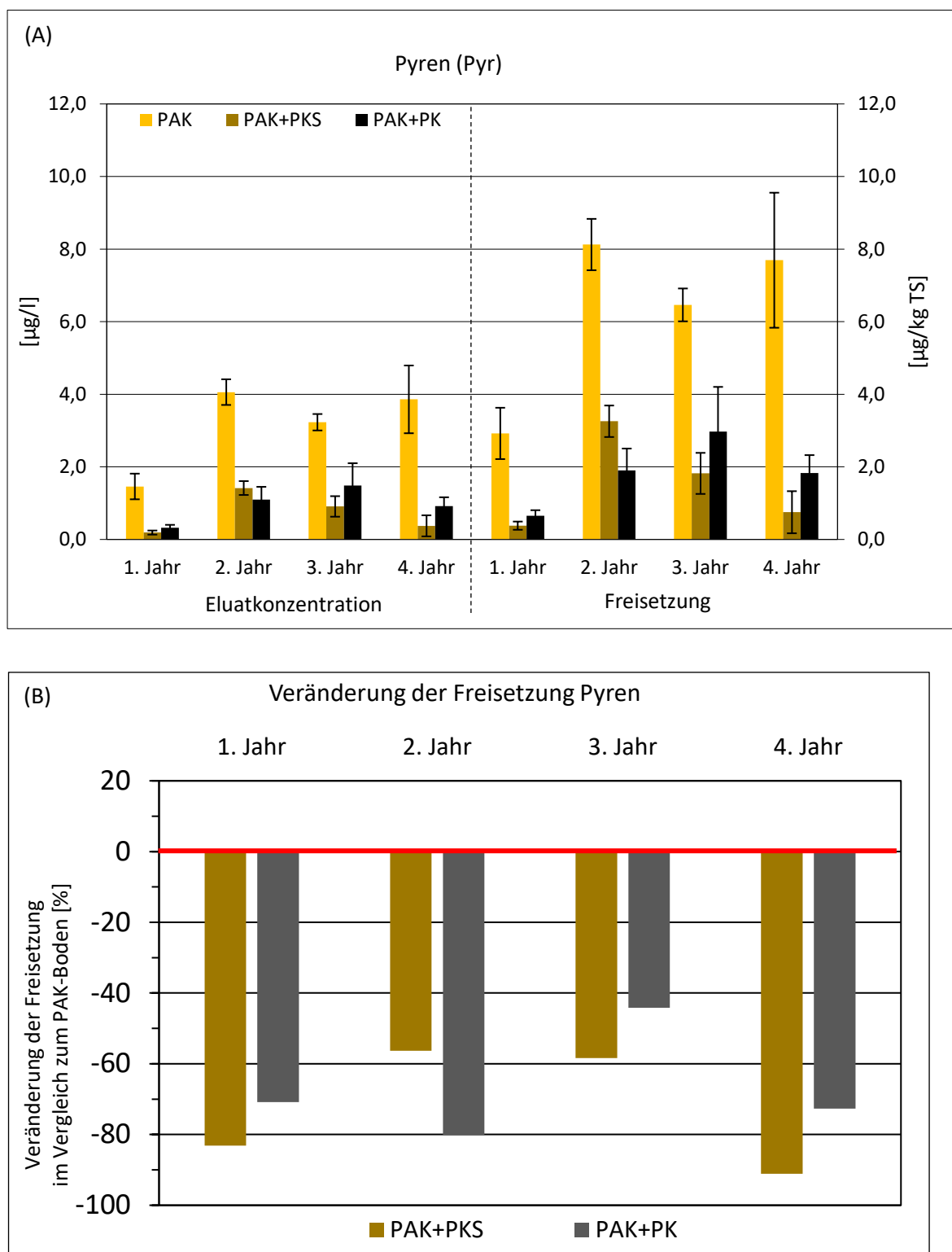
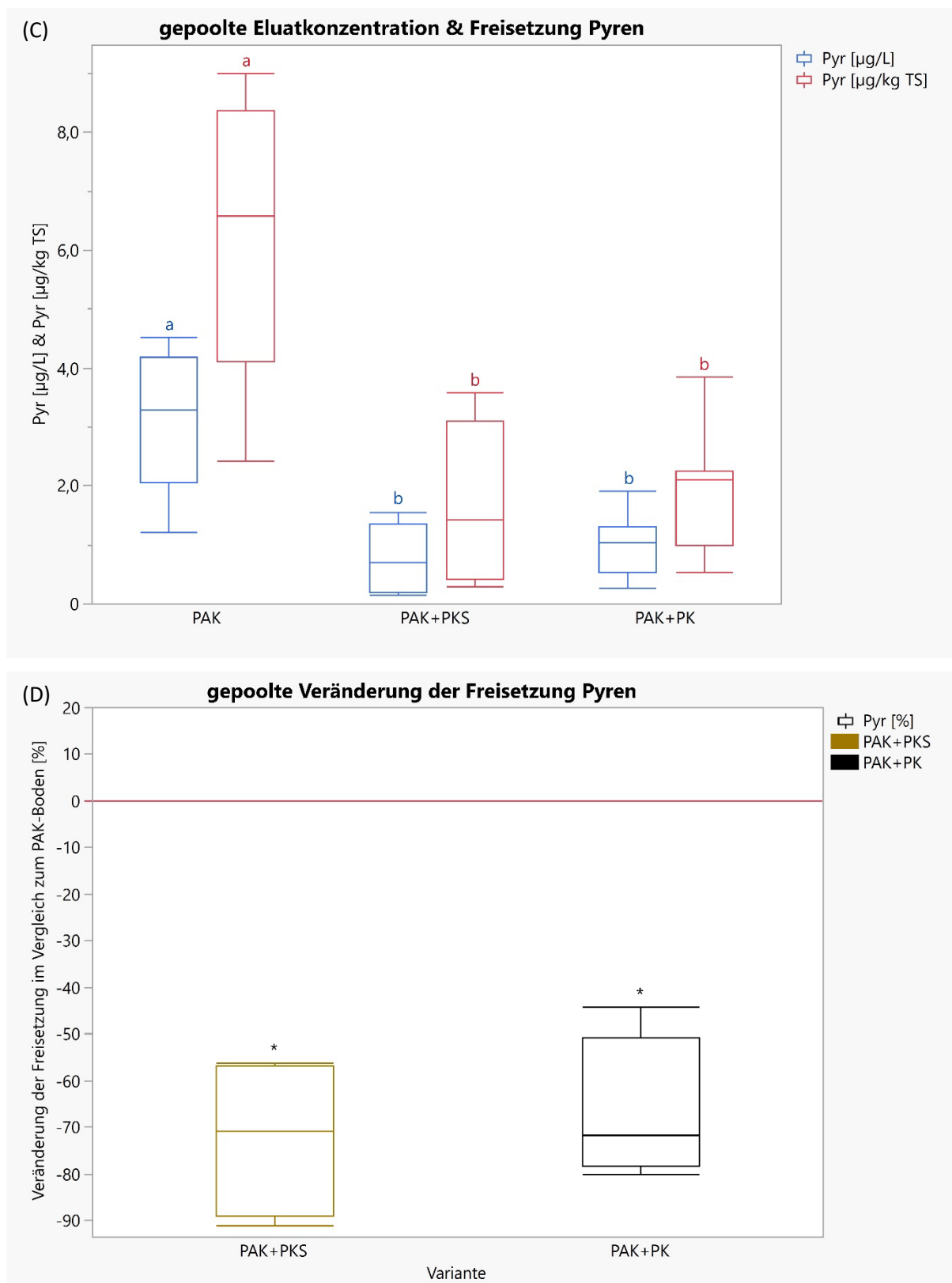


Abbildung 4.36: Pyren im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, *unterschiedlich zur Kontrolle; $p < 0,05$)



Fort. Abbildung 4.36: Pyren im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, *unterschiedlich zur Kontrolle; $p < 0,05$)

Benzo[a]anthracen

Benzo[a]anthracen (BaA) weist ebenfalls von Beginn der Parzellenversuche an höhere Konzentrationen im Eluat des PAK-Bodens auf als im Eluat der PKS- bzw. PK-Varianten (Abb. 4.37 A). Nach relativ vergleichbaren BaA-Eluatkonzentration (0,34 - 0,70 µg/L) im 1. Jahr, kommt es im darauffolgenden Jahr bei dem PAK-Boden zu einem starken Anstieg der Eluatkonzentration auf 3,08 µg/L. Die Eluate der PKS- und PK-Varianten mit 0,97 µg/L bzw. 0,59 µg/L zeigen diesen Anstieg nicht. Im 3. Jahr steigen die BaA-Eluatkonzentration aller drei Varianten auf ihr jeweiliges Maximum von 4,91 µg/L (PAK-Boden) bzw. 1,40 µg/L (PAK+PKS) und 2,48 µg/L (PAK+PK) an. Im letzten Versuchsjahr sinken die BaA-Eluatkonzentration aller drei Böden ab, der PAK-Boden weist mit 2,49 µg/L dennoch eine deutlich höhere Konzentration auf, als die Varianten mit PKS und PK. Der PAK-Boden mit PKS erreicht mit 0,37 µg/L sogar einen leicht niedrigeren Wert als zu Beginn der Versuche (Abb. 4.37 A).

Aus allen Versuchszeiträumen gepoolt, ist die BaA-Eluatkonzentration des PAK-Bodens im Mittel mit 2,79 µg/L (Median: 2,81 µg/L) signifikant höher als die der PKS- und PK-Varianten mit 0,83 bzw. 1,27 µg/L (Median: 0,86 bzw. 0,67 µg/L). Die Eluatkonzentration des PAK-Bodens und die des PAK+PKS-Bodens sowie die Eluatkonzentration des PAK-Bodens und die des PAK+PK-Bodens sind jeweils signifikant unterschiedlich ($p = 0,018$ bzw. $0,039$). Ein signifikanter Unterschied zwischen der Anwendung von PKS und PK besteht wiederum nicht ($p = 0,72$) (Abb. 4.37 C).

Analog zur Eluatkonzentration sind die Freisetzungen nach dem ersten Versuchsjahr relativ vergleichbar (0,68 - 1,40 µg/kg TS) (Abb. 4.37 A), wobei die PK-Variante die niedrigste Freisetzung zeigt. Im darauffolgenden Jahr kommt es erwartungsgemäß vor allem bei dem PAK-Boden zu einer starken Erhöhung der BaA-Freisetzung, die Varianten mit PKS und PK weisen hingegen einen viel flacheren Anstieg auf. Im 3. Jahr steigen analog zur Eluatkonzentration auch die Freisetzungen aller drei Varianten auf ihr jeweiliges Maximum von 9,82 µg/kg TS (PAK-Boden) bzw. 2,79 µg/kg TS (PAK+PKS) und 4,96 µg/kg TS (PAK+PK) an. Dabei weist der PAK-Boden stets eine höhere BaA-Freisetzung auf, und die PK-Variante zeigt nun eine höhere Freisetzung als die Variante mit PKS. Im letzten Versuchsjahr sinken die BaA-Freisetzungen aus allen drei Böden ab, wohingegen der PAK-Boden mit 4,96 µg/kg TS immer noch deutlich mehr freisetzt, als der PAK+PKS-Boden (0,73 µg/kg TS), welcher unter sein Ausgangsniveau absinkt.

Die aus allen Versuchszeiträumen gepoolte Benzo[a]anthracen-Freisetzung aus dem PAK-Boden ist im Mittel mit 5,59 µg/kg TS (Median: 5,61 µg/kg TS) deutlich höher, als die aus den PAK+PKS- und PAK+PK-Böden mit 1,74 µg/kg TS bzw. 2,50 µg/kg TS (Median: 1,98 µg/kg TS bzw. 1,16 µg/kg TS) (Abb. 4.37 C). Die Varianten mit PKS und PK eluieren signifikant weniger BaA als der pure PAK-Boden ($p = 0,024$ bzw. $p = 0,039$). Ein signifikanter Unterschied zwischen den Parzellen mit PKS und PK untereinander besteht hingegen nicht ($p = 0,79$).

Die Anwendung von PKS sowie PK führt, bezogen auf den Gesamtgehalt von BaA im Feststoff, mit einer Ausnahme im 1. Jahr (+10 %) zu einer Reduzierung der Freisetzung von BaA um 61 - 87 % (PKS) bzw. 24 - 87 % (PK), gepoolt über die ganzen 4 Jahre um 61 % bzw. 31 % (vgl. Abb. 4.37 B und D).

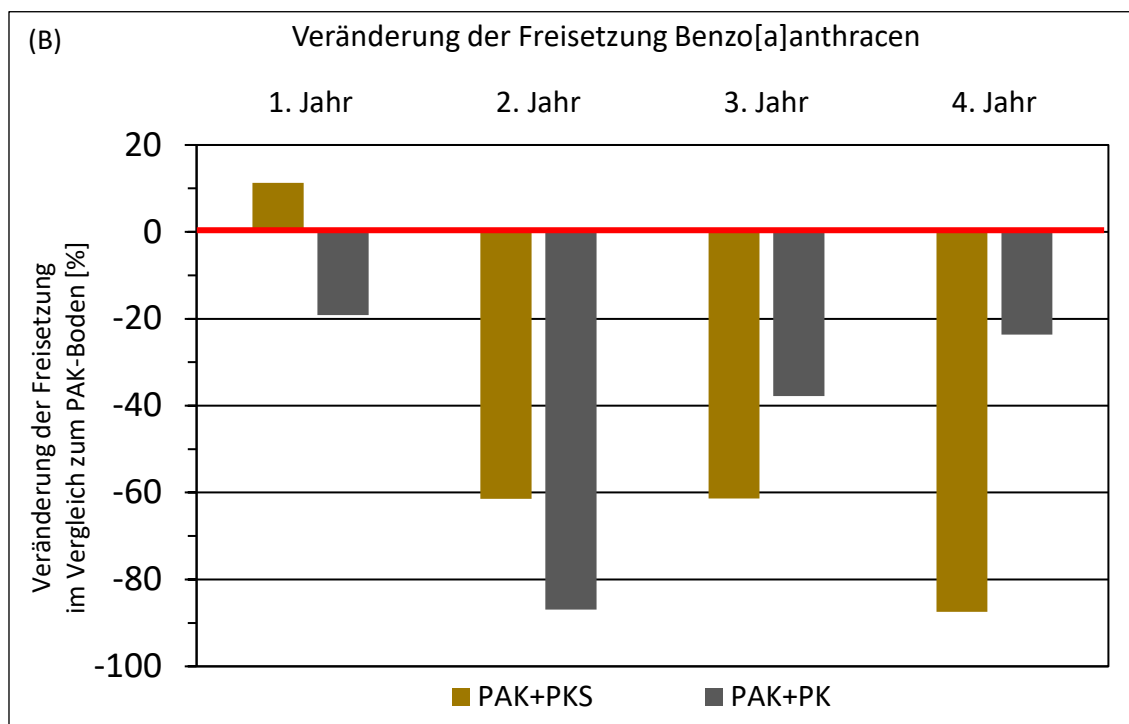
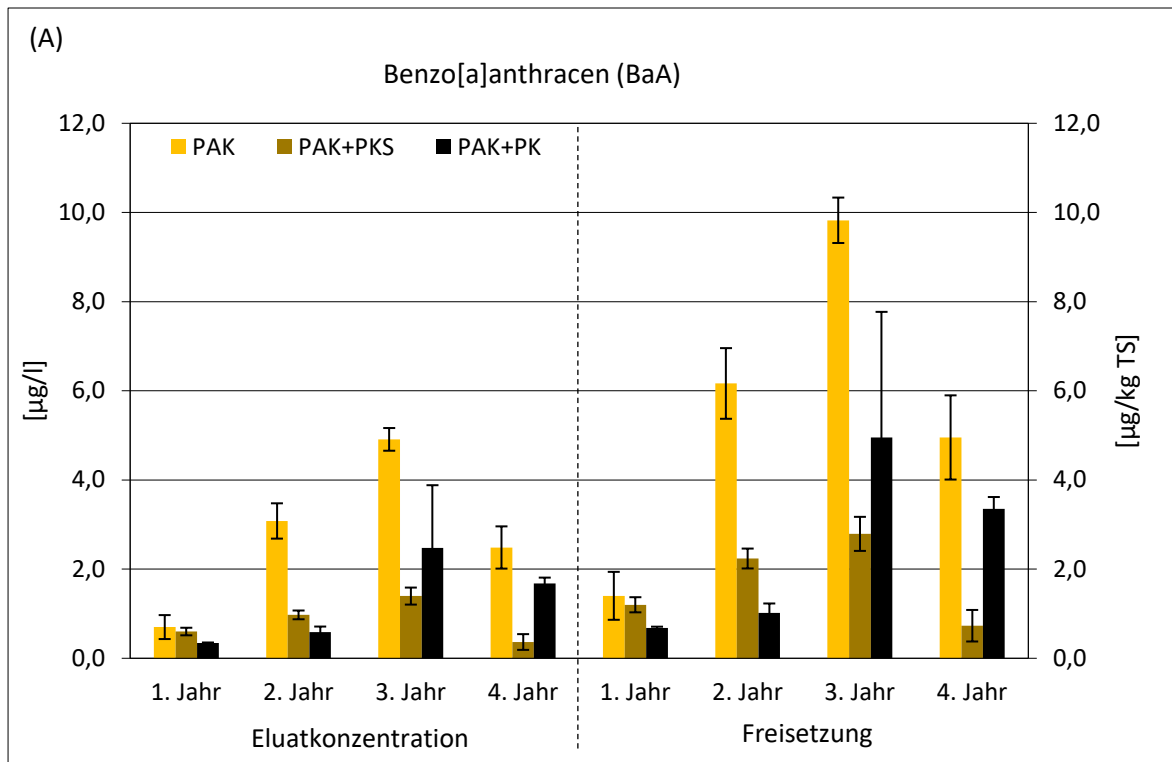
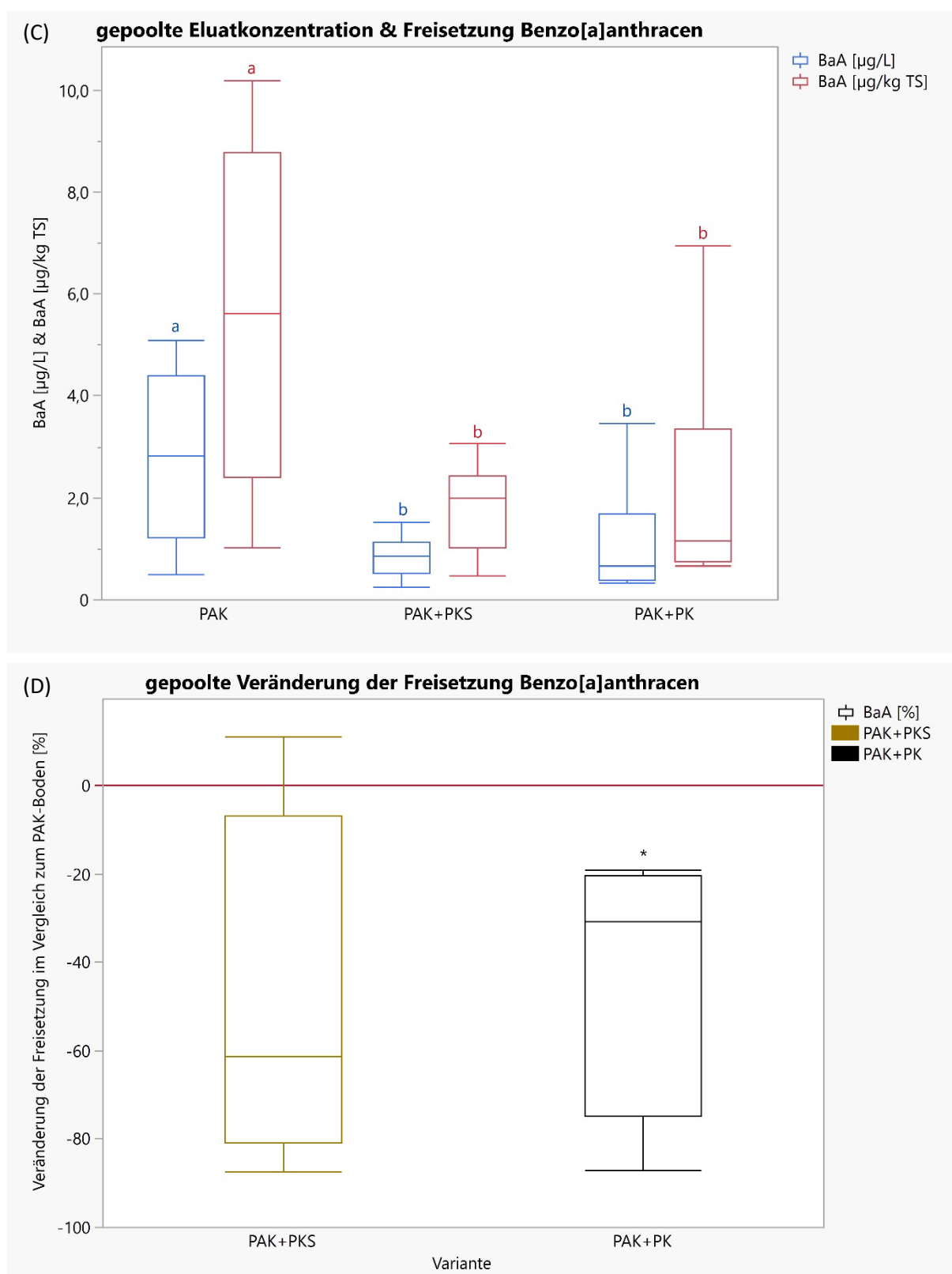


Abbildung 4.37: Benzo[a]anthracen im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, *unterschiedlich zur Kontrolle; $p < 0,05$)



Fort. Abbildung 4.37: Benzo[a]anthracen im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, *unterschiedlich zur Kontrolle; $p < 0,05$)

Chrysen

Das aus vier kondensierten Benzolringen aufgebaute Chrysen (Chr) weist ebenfalls durchgängig höhere Konzentrationen im Eluat des PAK-Bodens auf, als im Eluat der PKS- bzw. PK-Varianten (Abb. 4.38 A). Generell ist das Elutionsverhalten von Chrysen sehr ähnlich dem des Benzo[a]anthracen. Nach einem vergleichbaren Konzentrationsniveau nach dem 1. Versuchsjahr, steigt die Eluatkonzentration des PAK-Bodens an auf 2,13 µg/L, wohingegen die Eluate der PKS- und PK-Varianten deutlich weniger ansteigen und weiterhin unter 1,0 µg/L bleiben. Im 3. Jahr verhalten sich die Varianten sehr unterschiedlich. Der PAK-Boden stagniert bei 2,05 µg/L, die PK-Variante steigt auf 1,07 µg/L und der PKS-Boden sinkt auf 0,54 µg/L. Im letzten Versuchsjahr sinken die Chr-Eluatkonzentration der Böden mit PKS und PK ab, wohingegen der PAK-Boden auf sein Maximum von 2,47 µg/L ansteigt. Der PAK-Boden mit PKS erreicht mit 0,28 µg/L sogar eine niedrigere Eluatkonzentration als zu Beginn der Parzellenversuche. Die aus allen Versuchszeiträumen gepoolte Chrysen-Eluatkonzentration des PAK-Bodens ist im Mittel mit 1,86 µg/L (Median: 2,10 µg/L) deutlich höher, als die der PKS- und PK-Varianten mit 0,55 µg/L bzw. 0,70 µg/L (Median: 0,55 µg/L bzw. 0,76 µg/L; Abb. 4.38 C). Aufgrund geringer werdender Standardabweichungen, lassen sich analog zu den bereits vorgestellten Vier-Ring-PAK auch bei Chrysen statistische Unterschiede zwischen den drei Varianten nachweisen. Die Eluatkonzentration des PAK-Bodens und die des PAK+PKS-Bodens unterscheiden sich ebenso signifikant wie die Eluatkonzentration des PAK-Bodens und die des PAK+PK-Bodens ($p = 0,0033$ bzw. $0,0045$), d.h. sowohl die Anwendung von PKS, als auch die von PK führt zu signifikant niedrigeren Chrysen-Konzentrationen im Eluat (Abb. 4.38 C). Die Anwendung von PKS und PK unterscheidet sich hingegen wiederum nicht signifikant voneinander ($p = 0,54$).

Analog zur Eluatkonzentration verlaufen auch die Freisetzungen von Chrysen aus den drei Varianten. Der PAK-Boden zeigt einen starken Anstieg im 2. Jahr, die Varianten mit PKS und PK weisen hingegen einen flacheren Anstieg auf und bleiben deutlich unter den Freisetzungen des PAK-Bodens. Im letzten Versuchsjahr sinken die Chrysen-Freisetzungen aus den Böden mit PKS und PK ab, wohingegen der PAK-Boden mit 4,92 µg/kg TS sein Maximum erreicht. Der PAK+PKS-Boden sinkt sogar auf 0,57 µg/kg TS und somit unter sein Ausgangsniveau (Abb. 4.38 A). Aus allen Versuchszeiträumen gepoolt, setzt der PAK-Boden im Mittel 3,71 µg Chrysen pro kg TS Boden (Median: 4,20 µg/kg TS) deutlich mehr frei, als die PAK-Böden mit PKS und PK (MW: 1,16 µg/kg TS bzw. 1,36 µg/kg TS; Median: 1,10 bzw. 1,35 µg/kg TS; Abb. 4.38 C). Die Varianten mit PKS und PK zeigen somit signifikant niedrigere Chrysen-Freisetzungen im Vergleich zu dem PAK-Boden ($p = 0,0033$ bzw. $p = 0,0045$). Ein signifikanter Unterschied zwischen den Parzellen mit PKS und PK untereinander besteht hingegen nicht ($p = 0,79$). Die Freisetzung von Chrysen wird, bezogen auf den Gesamtgehalt im Feststoff, durch die Anwendung von PKS und PK durchgängig reduziert (27 - 89 % bzw. 34 - 80 %; (vgl. Abb. 4.38 B). Im Falle der Anwendung von PKS steigt die Reduzierung der Freisetzung mit zunehmender Versuchsdauer sogar an, d.h. die Wirkung des PKS auf den Rückhalt von Chrysen wird von Jahr zu Jahr größer. Gepoolt über die vier Jahre der Parzellenversuche reduziert PKS die Chr-Freisetzung signifikant um 56 % und PK um 49 % gegenüber dem PAK-Boden (vgl. Abb. 4.38 D).

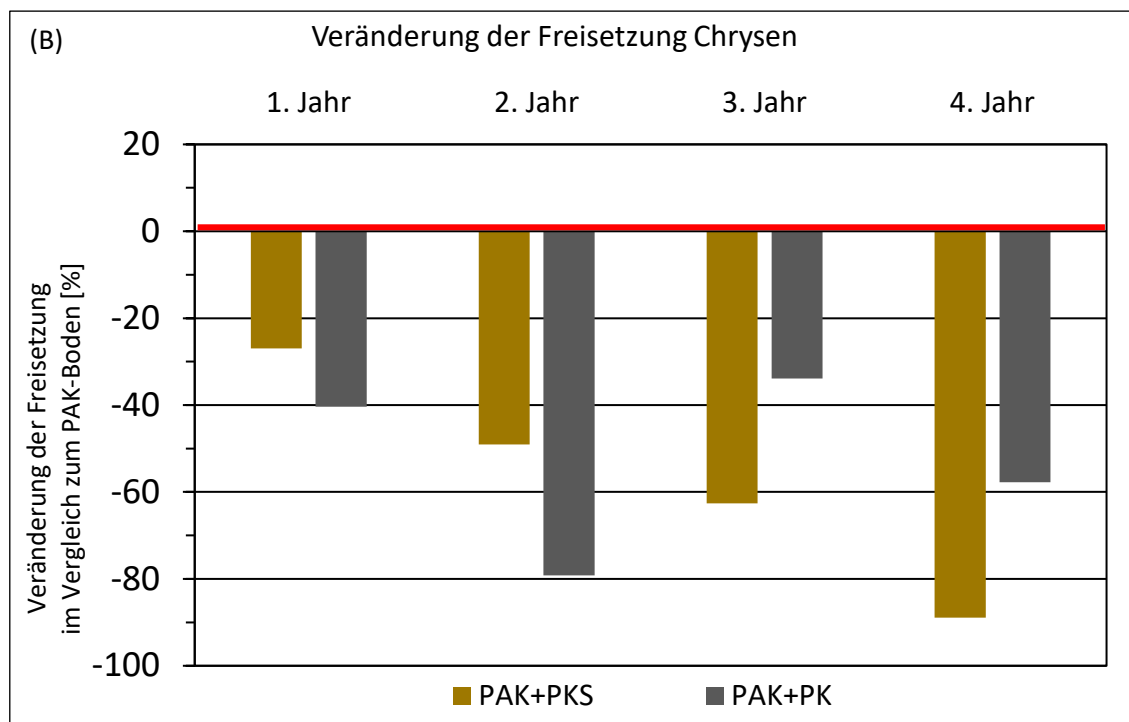
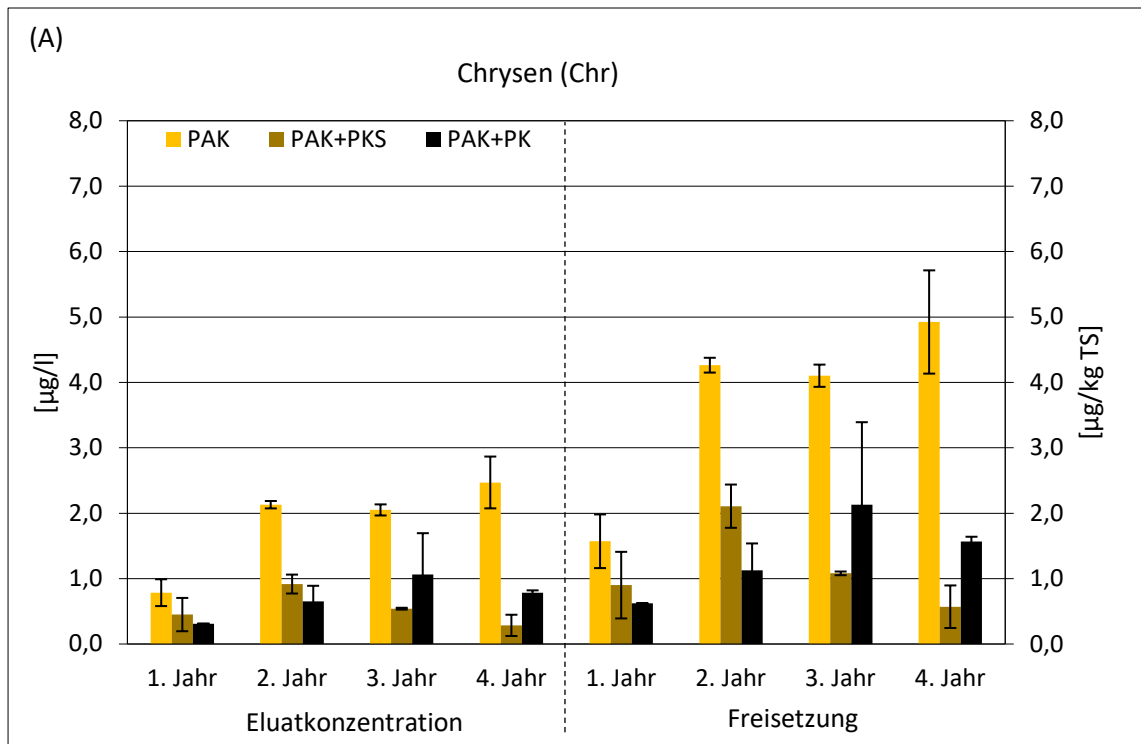
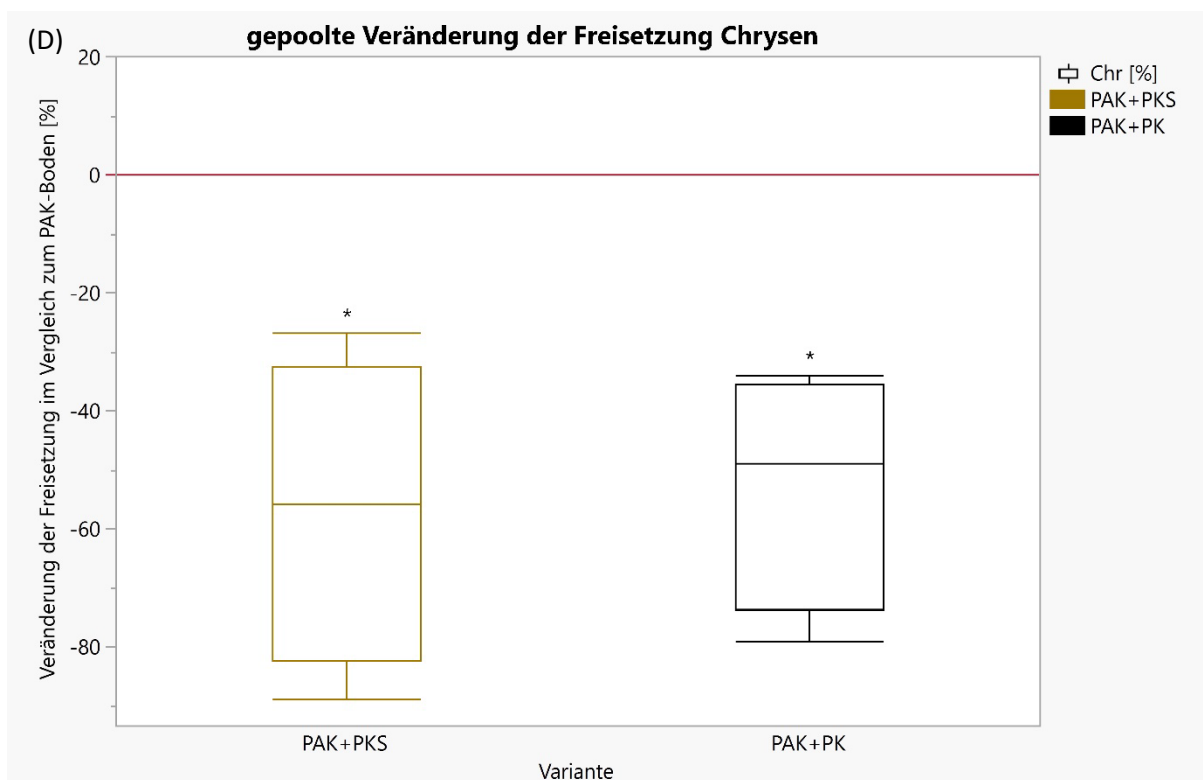
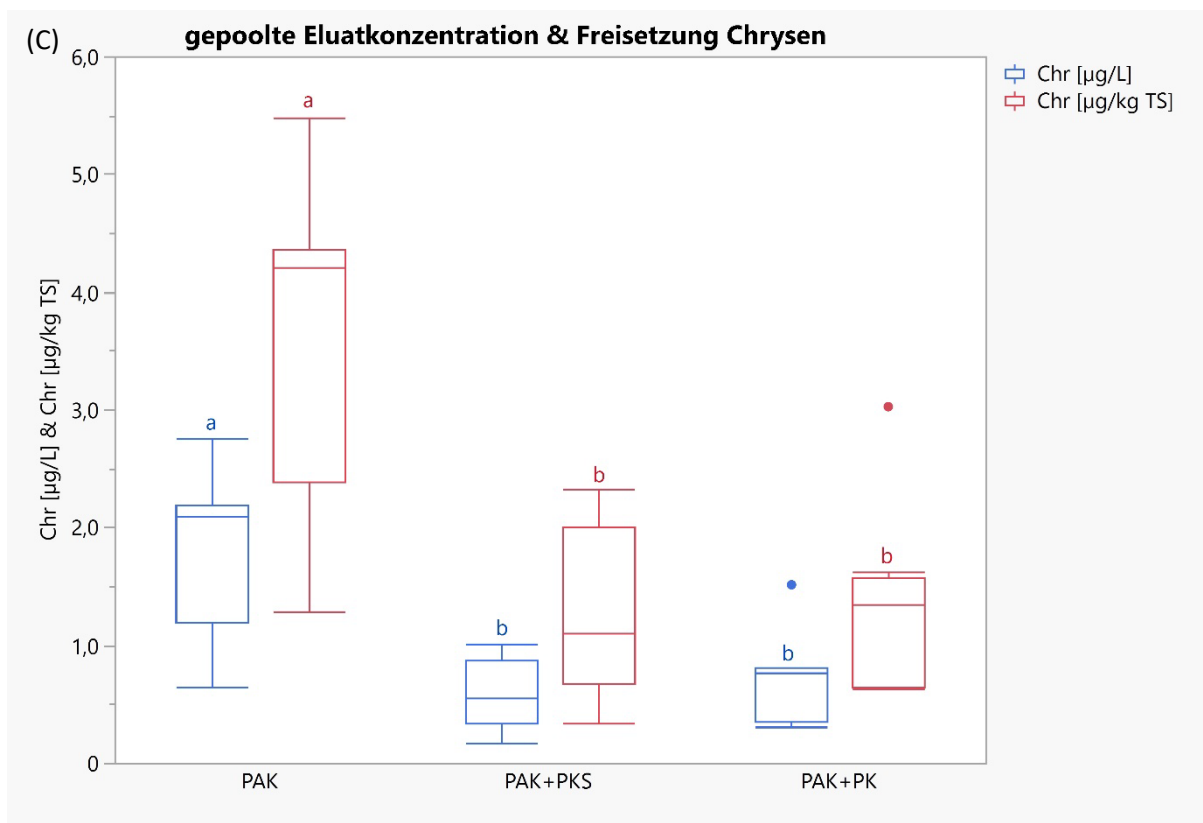


Abbildung 4.38: Chrysen im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, *unterschiedlich zur Kontrolle; $p < 0,05$)



Fort. Abbildung 4.38: Chrysen im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, *unterschiedlich zur Kontrolle; $p < 0,05$)

Benzo[b]fluoranthen

Auch bei dem Fünf-Ring-PAK Benzo[b]fluoranthen (BbF) lässt sich das bereits bei den vorangegangenen PAK-Einzelkongenere erkennbare Muster beobachten. Im Eluat des PAK-Bodens lässt sich über die gesamte Versuchsdauer eine durchgängig höhere Eluatkonzentration an BbF beobachten als im Eluat der PAK-Böden mit PKS- bzw. PK-Anwendungen (Abb. 4.39 A), wenngleich sich die Böden nach einem Anstieg der jeweiligen Eluatkonzentrationen im 2. Jahr daran anschließend sehr unterschiedlich verhalten. Der PAK-Boden stagniert bei 3,2 µg/L, die PAK-PK-Variante steigt auf 1,66 µg/L und der PAK+PKS-Boden sinkt auf 0,98 µg/L. Im letzten Versuchsjahr sinken die BbF-Eluatkonzentration der Böden mit PKS und PK ab und erreichen im Falle der PKS-Variante mit 0,5 µg/L sogar eine niedrigere Eluatkonzentration als zu Beginn der Parzellenversuche. Die Eluatkonzentration des PAK-Bodens hingegen steigt auf ihr Maximum von 4,48 µg/L und liegt somit deutlich höher als die der Böden mit PKS bzw. PK. Die aus allen Versuchszeiträumen gepoolte BbF-Eluatkonzentration des PAK-Bodens ist im Mittel mit 3,08 µg/L (Median: 3,23 µg/L) signifikant höher, als die der PKS- und PK-Varianten mit 1,02 µg/L bzw. 1,27 µg/L (Median: 1,11 bzw. 1,28 µg/L; Abb. 4.39 C). Die Eluatkonzentration des PAK-Bodens und die des PAK+PKS-Bodens unterscheiden sich signifikant ($p = 0,0024$), die Eluatkonzentration des PAK-Bodens und die des PAK+PK-Bodens ebenso ($p = 0,0061$). Die Anwendung von PKS und PK unterscheidet sich hingegen nicht ($p = 0,43$).

Die Freisetzungen an BbF sind aus dem PAK-Boden von Beginn an durchgängig höher als aus den Böden mit PKS bzw. PK (Abb. 4.39 A). Nach erwartungsgemäßem Anstieg der Freisetzungen im 2. Jahr wobei der PAK-Boden mit 6,45 µg/kg TS sehr viel stärker ansteigt als die Variante mit PKS (1,85 µg/kg TS), verhält sich im 3. Jahr analog zum Chrysen auch BbF sehr unterschiedlich. Der PAK-Boden bleibt mit 6,41 µg/kg TS relativ konstant, der PAK+PK-Boden steigt auf 3,31 µg/kg TS an und der PAK+PKS-Boden sinkt auf 1,96 µg/kg TS. Im letzten Versuchsjahr sinken die BbF-Freisetzungen aus den Varianten mit PKS und PK, die des PAK-Boden hingegen steigt aufgrund ansteigender Eluatkonzentrationen wieder an auf ihr Maximum von 8,93 µg/kg TS. Der Boden mit Pflanzenkohlesubstrat sinkt sogar auf eine Freisetzung unterhalb seines Ausgangsniveaus. Der PAK-Boden setzt allen Versuchszeiträumen gepoolt im Mittel mit 6,15 µg/kg TS (Median: 6,45 µg/kg TS) deutlich mehr BbF frei, als die PAK-Böden mit PKS und PK (MW: 2,14 bzw. 2,46 µg/kg TS; Median: 2,22 bzw. 2,21 µg/kg TS; Abb. 4.39 C). Die Varianten mit PKS und PK unterscheiden sich signifikant zu dem PAK-Boden ($p = 0,0045$ bzw. $p = 0,0033$), d.h. die Anwendung von PKS und PK führt zu signifikant niedrigeren BbF-Freisetzungen. Ein signifikanter Unterschied zwischen den Parzellen mit PKS und PK untereinander besteht abermals nicht ($p = 1,00$).

Die Anwendung von PKS sowie PK führt, bezogen auf den Gesamtgehalt von BbF im Feststoff, mit einer Ausnahme im 1. Jahr (+14 %), durchgängig zu einer Reduzierung der Freisetzung von BbF um 42 - 90 % (PKS) bzw. 4 - 76 % (PK) (vgl. Abb. 4.39 B). Für das PKS nimmt die Reduzierung der Freisetzung ab dem 2. Jahr mit zunehmender Versuchsdauer zu. Der in Abbildung 4.39 D dargestellte gepoolte Median zeigt Reduzierungen von 50 % (PKS) und 49 % (PK).

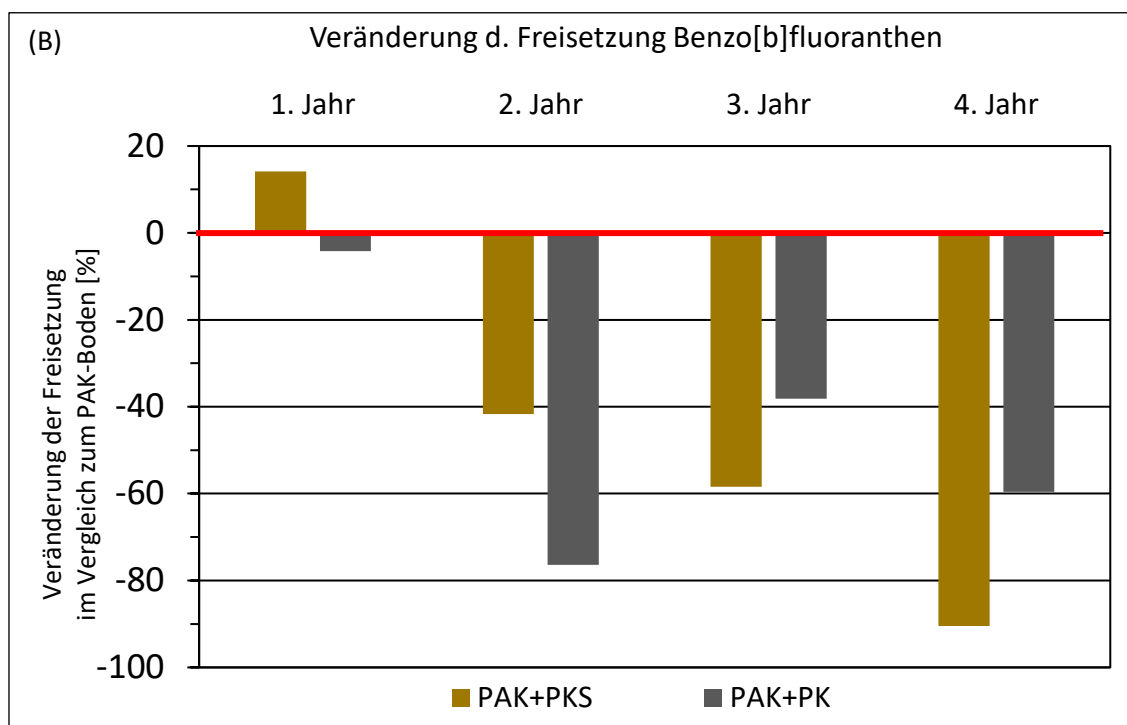
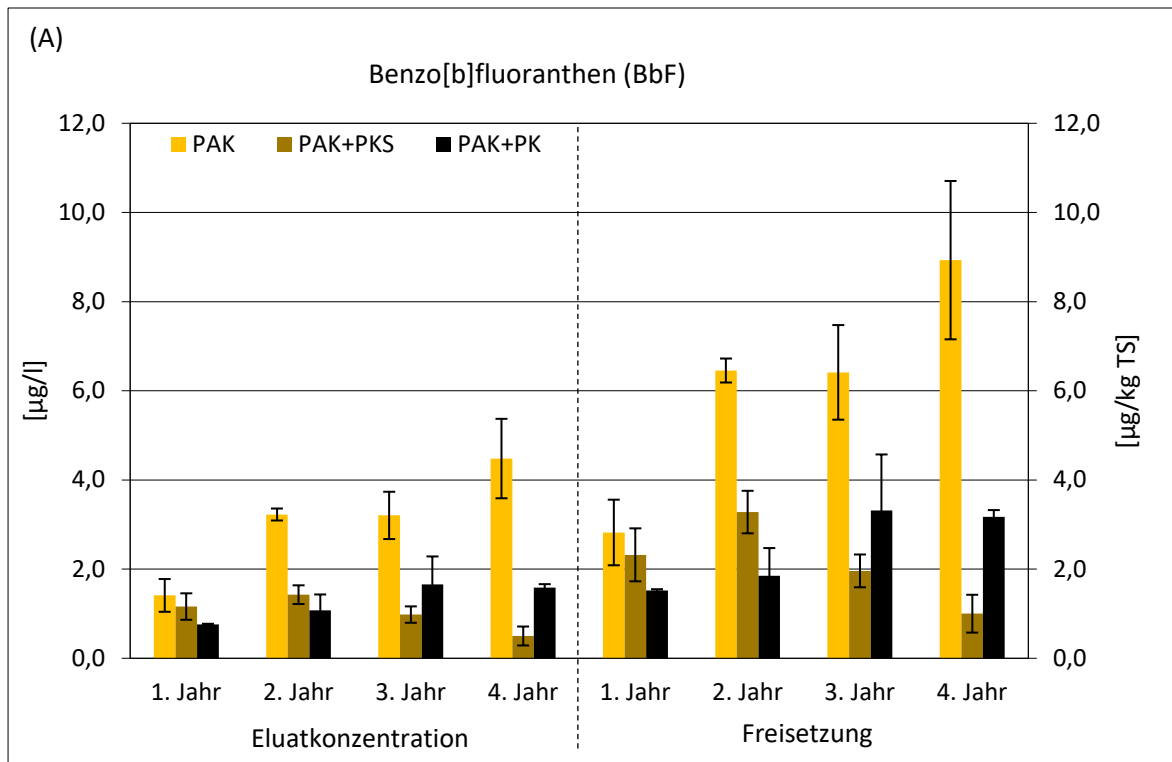
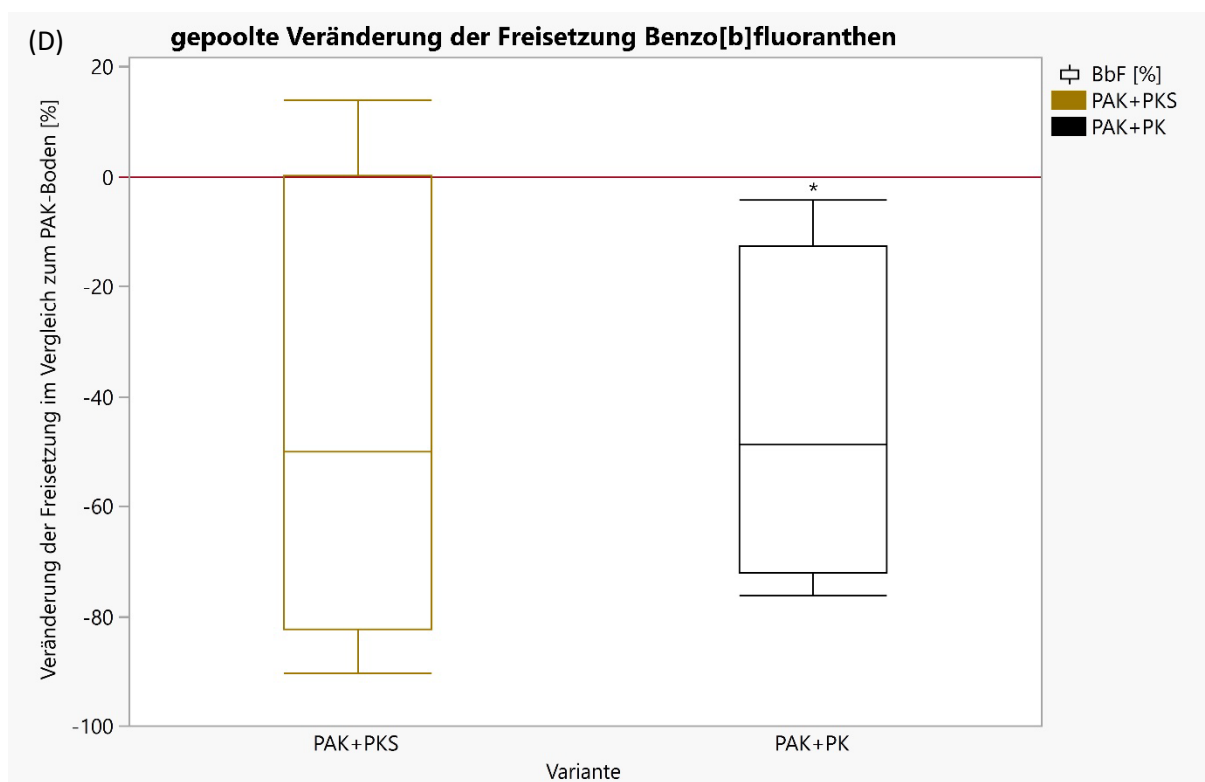
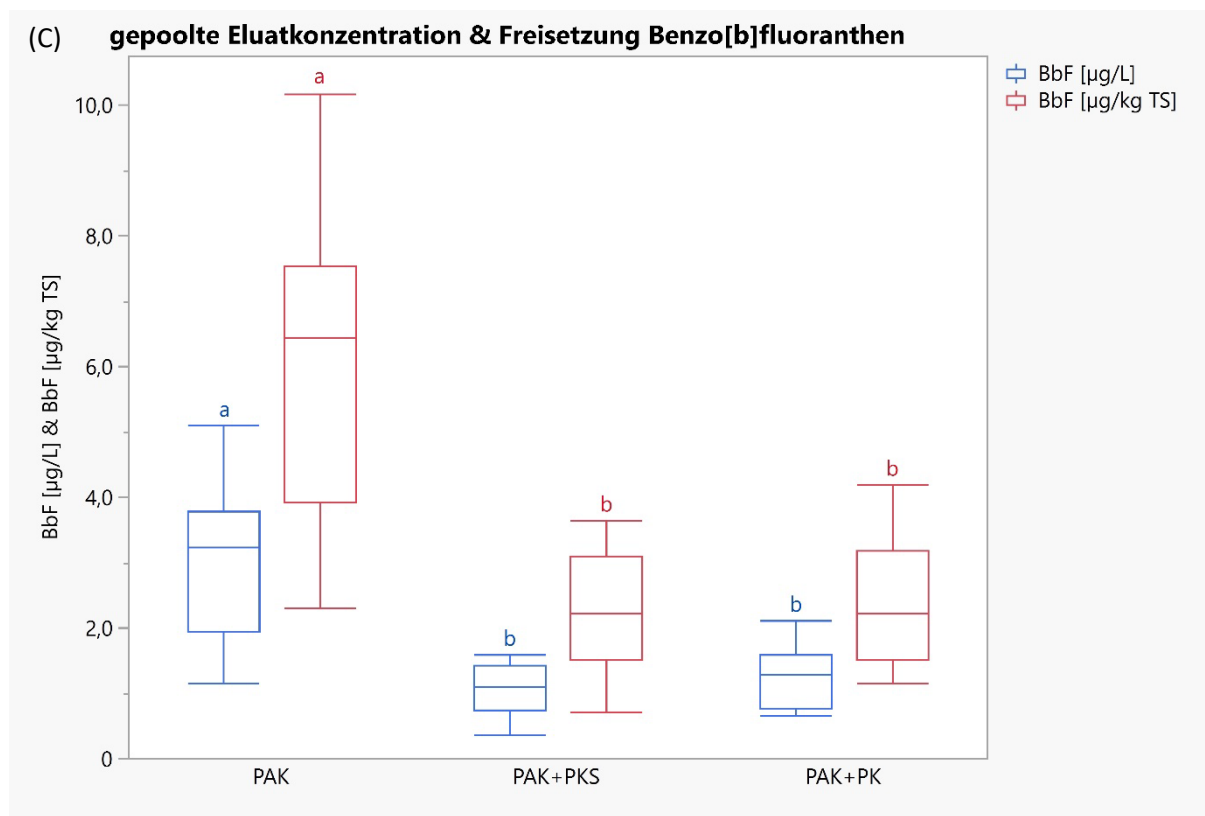


Abbildung 4.39: Benzo[b]fluoranthen im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, *unterschiedlich zur Kontrolle; $p < 0,05$)



Fort. Abbildung 4.39: Benzo[b]fluoranthen im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, *unterschiedlich zur Kontrolle; $p < 0,05$)

Benzo[k]fluoranthen

Das Fünf-Ring-PAK Benzo[k]fluoranthen (BkF) weist ein ähnliches Elutionsverhalten auf, wie sein vorangegangenes beschriebenes Isomer Benzo[b]fluoranthen, jedoch auf niedrigerem Niveau. BkF zeigt ebenfalls durchgängig höhere Konzentrationen im Eluat des PAK-Bodens als im Eluat der PKS- bzw. PK-Variante, (Abb. 4.40 A). Der Eluatkonzentration des PAK-Bodens steigt kontinuierlich an bis zu einem Maximum von 1,80 µg/L (4. Jahr), während die PKS-Variante ihr Maximum im 2. Jahr (0,55 µg/L) erreicht und anschließend sinkende BkF-Konzentrationen im Eluat aufweist. Die Variante mit PK-Einmischung gelangt erst im 3. Jahr an ihr Maximum von 0,66 µg/L. Im letzten Versuchsjahr erreicht die BkF-Eluatkonzentration der PKS-Variante mit 0,20 µg/L sogar ein Wert unter Ausgangsniveau.

Der PAK-Boden weist im Mittel mit 1,23 µg/L (Median: 1,21 µg/L) eine deutlich höhere, aus allen Versuchszeiträumen gepoolte, BkF-Eluatkonzentration auf als die PKS- und PK-Böden mit 0,40 µg/L bzw. 0,50 µg/L (Median: 0,40 bzw. 0,50 µg/L; Abb. 4.40 C). Die Eluatkonzentration des PAK-Bodens ist sowohl hochsignifikant unterschiedlich zu der Eluatkonzentration des PAK+PKS-Bodens als auch zu der des PAK+PK-Bodens ($p = 0,0018$ bzw. $0,0052$). Ein signifikanter Unterschied zwischen der Anwendung von PKS und PK lässt sich hingegen, wie bei allen anderen PAK-Einzelkongeneren, nicht festzustellen ($p = 0,54$).

Die Freisetzung an BkF folgt dem Verlauf der Eluatkonzentration, d.h. aus dem PAK-Boden werden von Beginn an höhere Mengen an BkF freigesetzt als aus den Böden mit PKS bzw. PK (Abb. 4.40 A). Der PAK-Boden weist mit 3,59 µg/kg TS seine höchste Freisetzung am Ende des Versuchszeitraumes auf, wohingegen die Varianten mit PKS und PK bereits im 2. Jahr (1,26 µg/kg TS) bzw. im 3. Jahr (1,32 µg/kg TS) ihr Maximum erreichen und anschließend bis zum Versuchsende sinkende Freisetzungen zeigen, im Falle von PKS sogar auf eine Freisetzung unterhalb des Ausgangsniveaus.

Werden alle 4 Jahre Versuchsdauer gepoolt betrachtet, setzt der pure PAK-Boden im Mittel mit 2,46 µg BkF pro kg TS Boden (Median: 2,42 µg/kg TS) mehr frei, als die PAK-Böden mit PKS und PK (MW: 0,84 µg/kg TS bzw. 0,97 µg/kg TS; Median: 0,80 bzw. 0,90 µg/kg TS; Abb. xx, C). Die Anwendung von PKS und PK führt analog zur Eluatkonzentration auch zu signifikant niedrigeren BkF-Freisetzungen aus dem PAK+PKS-Boden ($p = 0,0033$) sowie aus dem PAK+PK-Boden ($p = 0,0033$) im Vergleich zum reinen PAK-Boden. Kein signifikanter Unterschied ist zwischen den Varianten mit PKS und PK feststellbar ($p = 0,93$).

Vergleichbar mit seinem Isomer BbF führt die Anwendung von PKS sowie PK auch bei BkF, bezogen auf den Gesamtgehalt im Feststoff, mit Ausnahme im 1. Jahr (PKS-Variante: +12 % aufgrund abweichendem Gesamtgehalt), durchgängig zu einer Reduzierung der Freisetzung von BkF um 41 - 91 % (PKS) bzw. 10 - 75 % (PK) (vgl. Abb. 4.40 C). Im Falle von PKS wird dem 2. Jahr mit zunehmender Versuchsdauer stetig weniger Benzo[k]fluoranthen freigesetzt. Die gepoolte mittlere Reduzierung der BkF-Freisetzung beträgt für PKS 52 % und für PK 50 % gegenüber der Kontrolle purer PAK-Boden (vgl. Abb. 4.40 D).

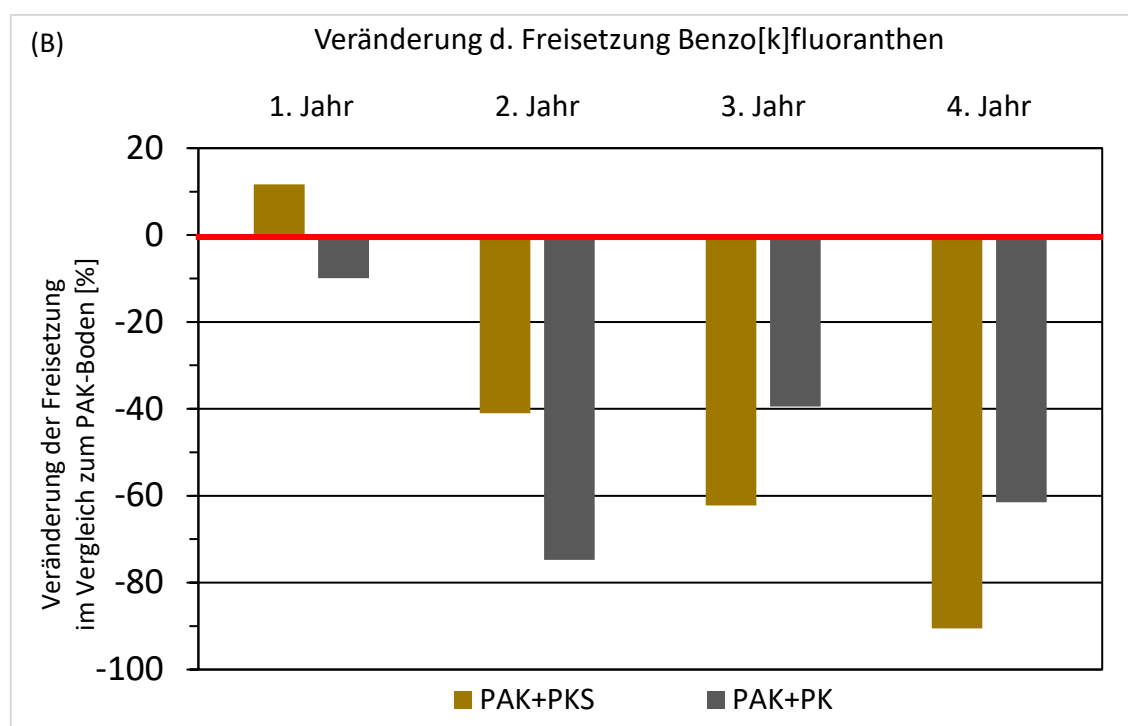
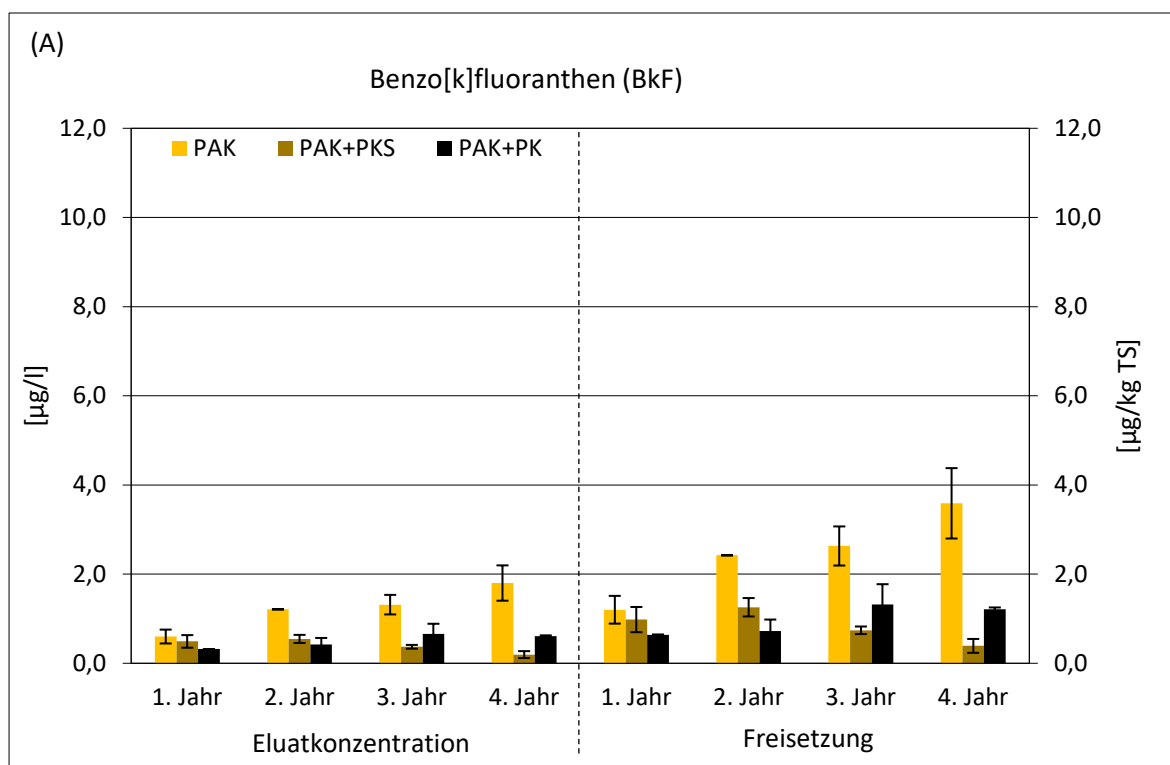
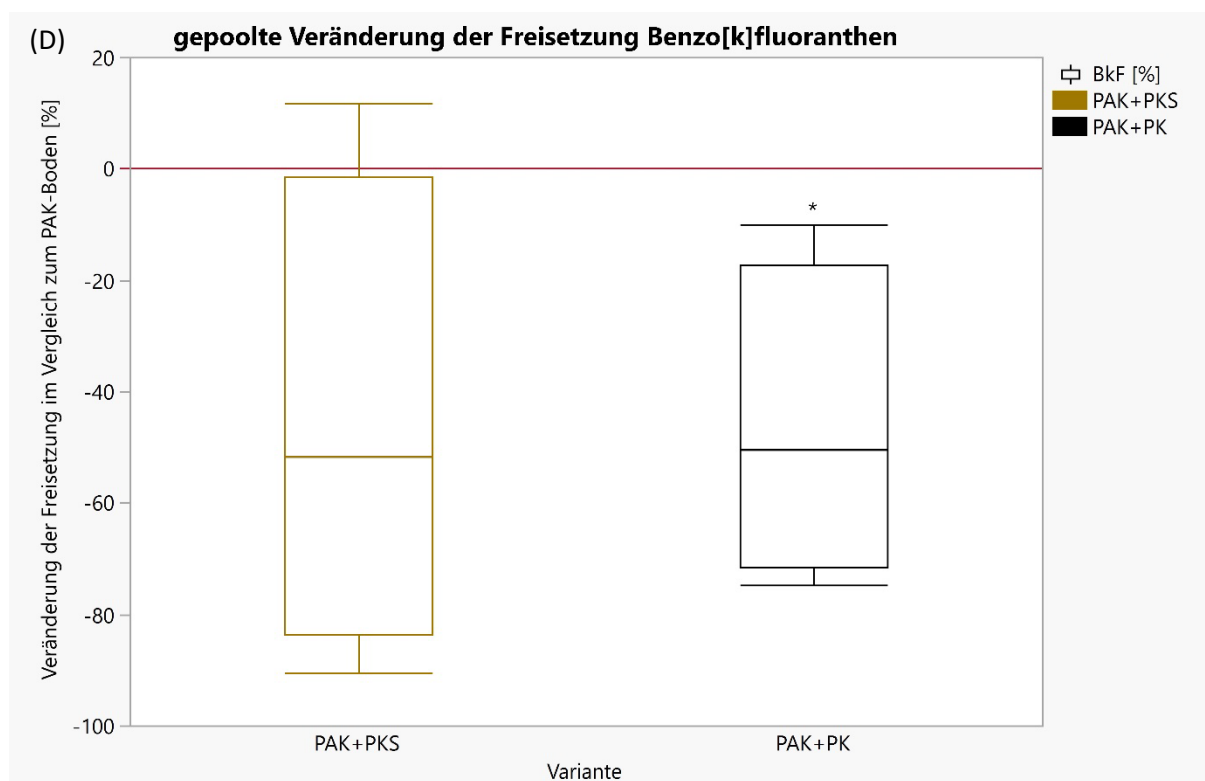
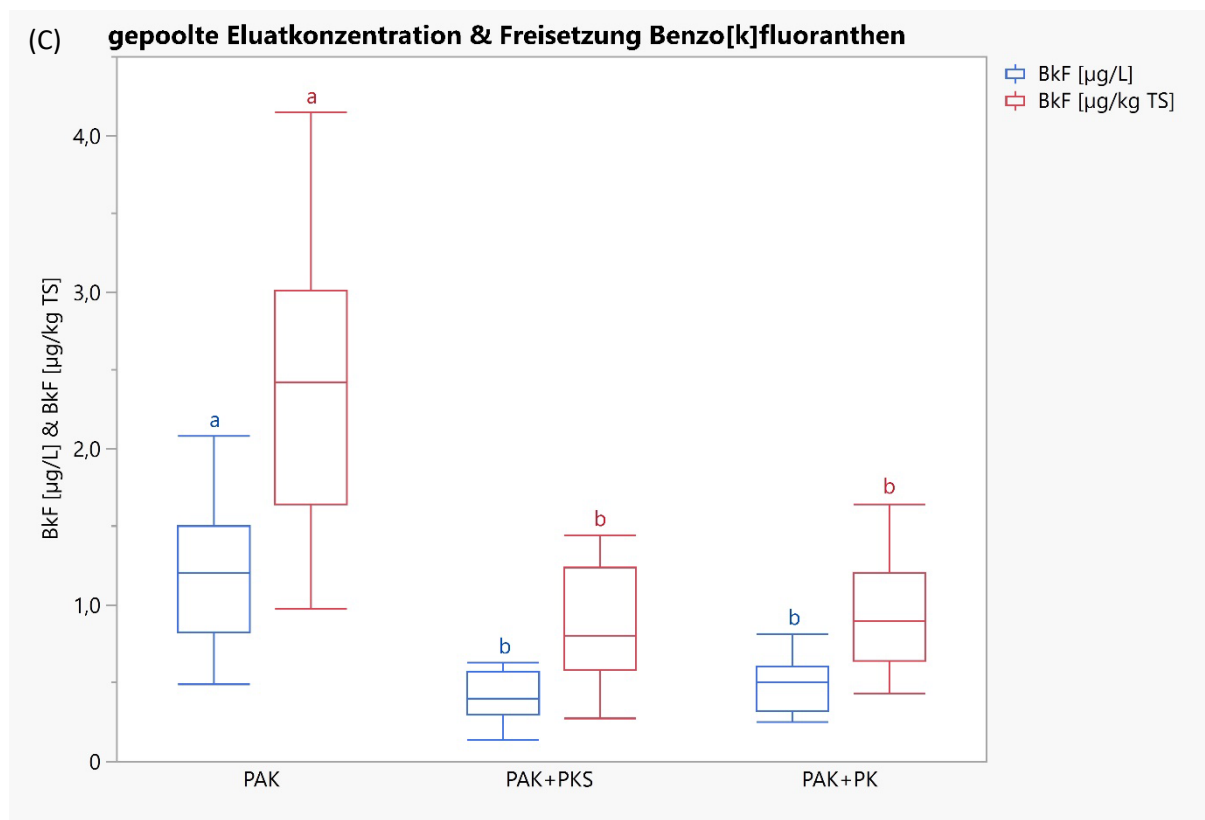


Abbildung 4.40: Benzo[k]fluoranthen im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, *unterschiedlich zur Kontrolle; $p < 0,05$)



Fort. Abbildung 4.40: Benzo[k]fluoranthen im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, *unterschiedlich zur Kontrolle; $p < 0,05$)

Benzo[a]pyren

Das aus fünf anellierten Benzolringen bestehende Benzo[a]pyren (BaP), welches als Leitsubstanz der 16 EPA-PAK gilt, weist ein vergleichbares Elutionsverhalten auf, wie die vorangegangenen beschriebenen Fünf-Ring-PAK. Auch im Falle von BaP weist der PAK-Boden von Beginn an höhere Konzentrationen im Eluat auf als die Varianten mit PKS bzw. PK (Abb. 4.41 A). Die Eluatkonzentrationen der drei Varianten liegen nach dem 1. Versuchsjahr zwischen 0,72 - 1,39 µg/L, steigen jedoch im darauffolgenden Jahr an, wobei die BaP-Eluatkonzentration des PAK-Bodens sehr viel stärker ansteigt (3,39 µg/L), als die der Varianten mit PKS- und PK-Einmischung (1,49 bzw. 1,11 µg/L). Im 3. Versuchsjahr sinken die BaP-Eluatkonzentrationen des PAK-Bodens sowie des PAK+PKS-Bodens auf 3,10 µg/L bzw. 0,96 µg/L, wohingegen die der PAK+PK-Variante weiter auf 1,57 µg/L ansteigt. Im letzten Versuchsjahr erreicht der PAK-Boden sein Maximum von 4,27 µg/L, wohingegen die Böden mit PKS und PK auf 0,44 µg/L bzw. 1,46 µg/L absinken. Die Variante mit PKS erreicht somit sogar eine niedrigere BaP-Eluatkonzentration als zu Versuchsbeginn. Die in Abbildung 4.41 C dargestellte aus allen Versuchszeiträumen gepoolte BaP-Eluatkonzentration des PAK-Bodens ist im Mittel mit 3,03 µg/L (Median: 3,39 µg/L) deutlich höher, als die der PAK-Böden mit PKS- und PK-Einmischungen mit 1,04 µg/L bzw. 1,20 µg/L (Median: 1,11 bzw. 1,32 µg/L). Die Eluatkonzentration des PAK-Bodens und die des PAK+PKS-Bodens unterscheiden sich signifikant ($p = 0,0033$), ebenso die Eluatkonzentration des PAK-Bodens und die des PAK+PK-Bodens ($p = 0,0052$). Das heißt, sowohl die Anwendung von PKS als auch die von PK führt zu signifikant niedrigeren Benzo[a]pyren-Konzentrationen im Eluat. Lediglich zwischen den Varianten mit PKS und PK lässt sich hingegen kein signifikanter Unterschied feststellen ($p = 0,54$; Abb. 4.41 C).

Die Freisetzung von Benzo[a]pyren verläuft analog zur Eluatkonzentration und ist somit auch im Falle des PAK-Bodens von Beginn an höher, als die BaP-Freisetzung aus den Böden mit PKS bzw. PK (Abb. 4.41 A). Die jeweiligen Maxima werden von jeder Variante unterschiedlich schnell erreicht. Der PAK-Boden weist erst im 4. Jahr ein Maximum in der BaP-Freisetzung von 8,50 µg/kg TS auf, wohingegen die Varianten mit PKS und PK deutlich früher (PKS: 2. Jahr 3,48 µg/kg TS; PK: 3. Jahr 3,14 µg/kg TS) ihre Freisetzungsmaxima erreichen und anschließend niedrigere BaP-Auswaschungen zeigen. Die Variante mit PKS erreicht mit 0,88 µg/kg TS sogar eine Freisetzung unterhalb des Ausgangsgehaltes. Aus allen Versuchszeiträumen gepoolt, setzt der PAK-Boden im Mittel mit 6,06 µg Benzo[a]pyren pro kg TS Boden (Median: 6,77 µg/kg TS) deutlich mehr BaP frei, als die PAK-Böden mit PKS und PK mit 2,08 µg/kg TS bzw. 2,35 µg/kg TS (Median: 2,22 bzw. 2,28 µg/kg TS; Abb. 4.41 C). Signifikante Unterschiede zwischen dem PAK-Boden und dem PAK+PKS-Boden ($p = 0,0045$) sowie dem PAK+PK-Boden ($p = 0,0061$) bedeuten demnach signifikant niedrigere Benzo[a]pyren-Freisetzungen mit der Anwendung von PKS und PK. Ein signifikanter Unterschied zwischen den Varianten mit PKS und PK untereinander besteht nicht ($p = 0,86$).

Für die Leitsubstanz Benzo[a]pyren führt die Anwendung von PKS sowie PK, bezogen auf den Gesamtgehalt im Feststoff, mit einer Ausnahme im 1. Jahr (PKS-Variante: +3,5 %) durchgängig zu einer Reduzierung der Freisetzung um 42 - 91 % (PKS) bzw. 10 - 77 % (PK) (vgl. Abb. 4.41 B). Biokohlesubstrat bewirkt auch im Falle von BaP einen stetig steigenden

BaP-Rückhalt mit zunehmender Versuchsdauer. Die über 4 Jahre gepoolte Freisetzung reduziert sich mittels PKS- bzw. PK-Anwendung im Median um jeweils 50 % (vgl. Abb. 4.41 D).

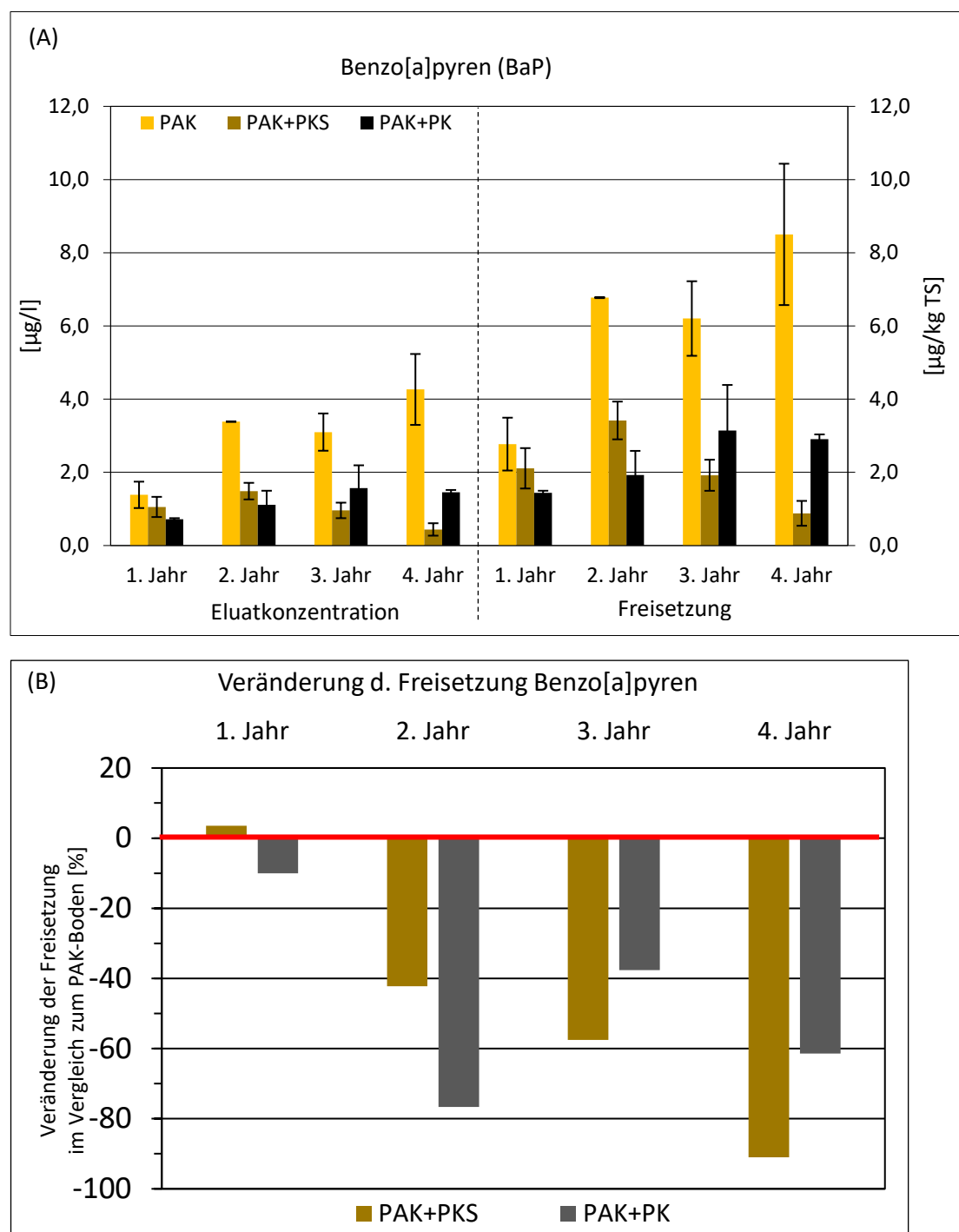
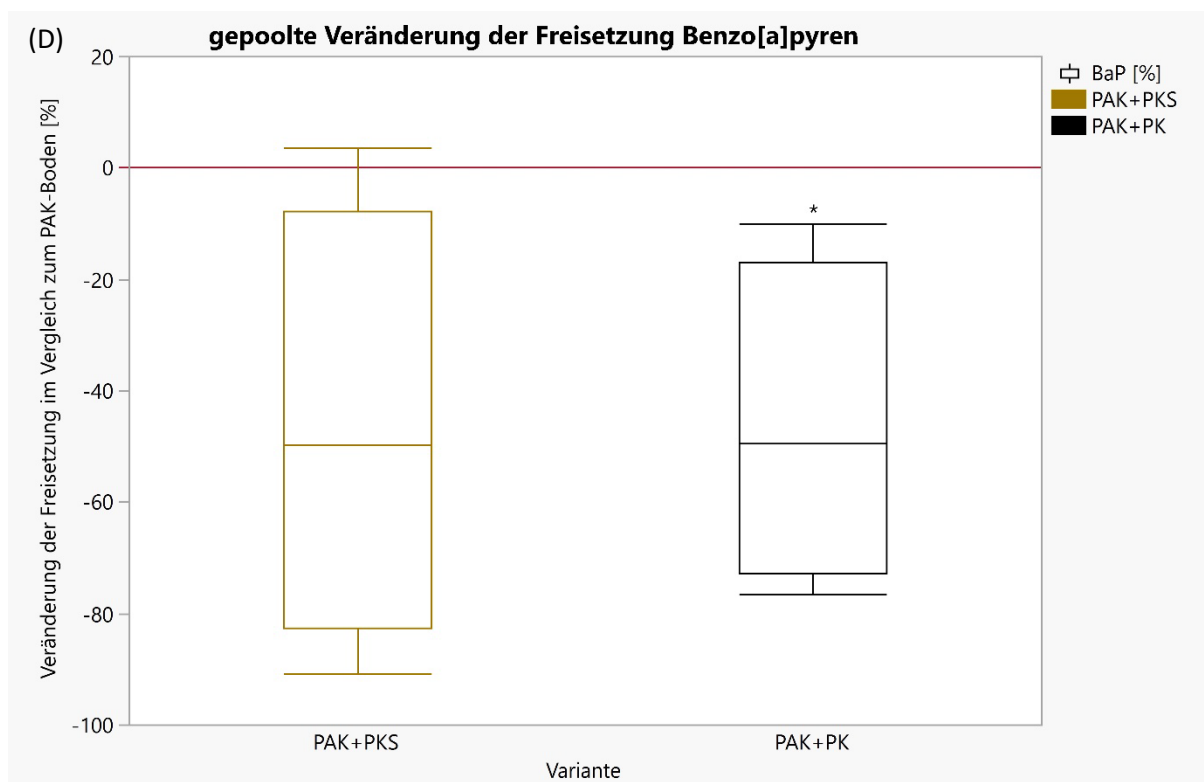
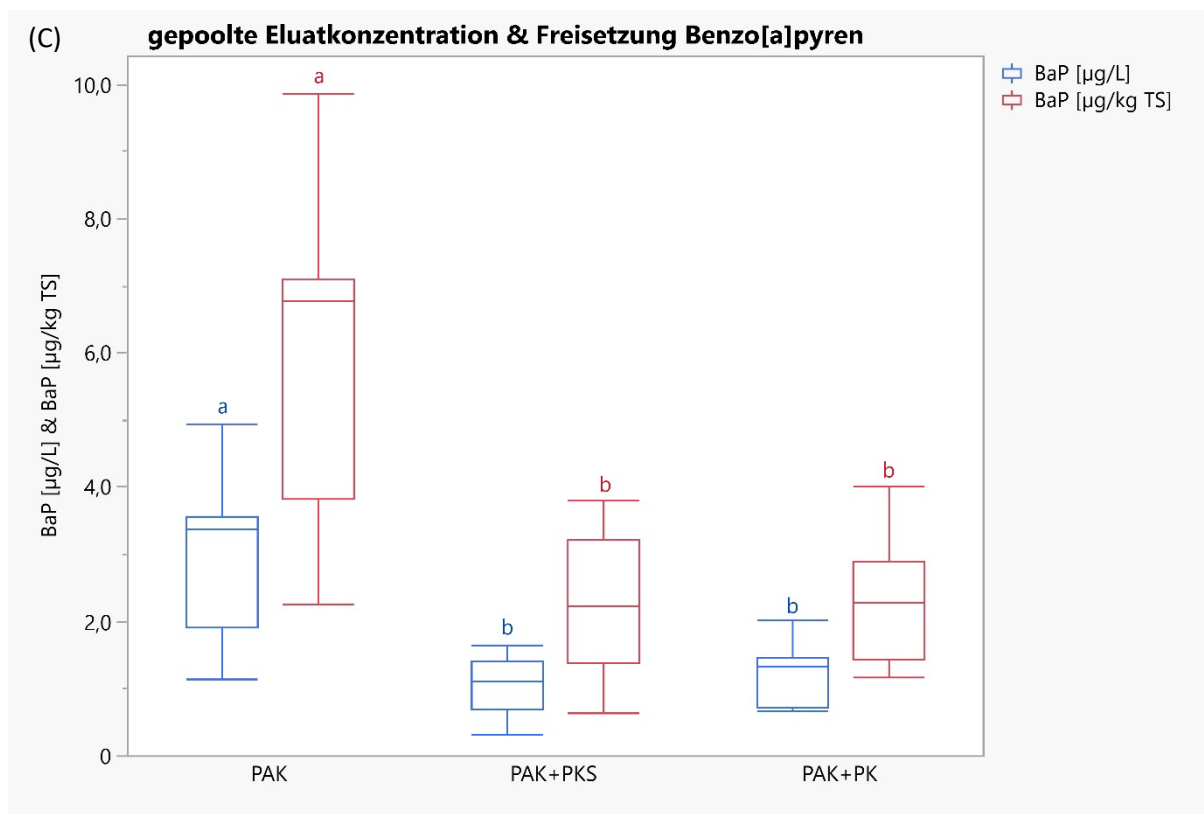


Abbildung 4.41: Benzo[a]pyren im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, *unterschiedlich zur Kontrolle; $p < 0,05$)



Fort. Abbildung 4.41: Benzo[a]pyren im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, *unterschiedlich zur Kontrolle; $p < 0,05$)

Dibenz[a,h]anthracen

Das ebenfalls aus fünf anellierten Benzolringen bestehende Dibenz[a,h]anthracen (DahA), weist zunächst ein ähnliches Elutionsverhalten auf, wie die bereits beschriebenen Fünf-Ring-PAK. Auch hier liefert der PAK-Boden von Beginn an höhere DahA-Konzentrationen im Eluat als die Varianten mit PKS- bzw. PK, jedoch bildet das 3. Versuchsjahr eine Ausnahme von der bisher beobachteten Regelmäßigkeit der vorangegangenen PAK (Abb. 4.42 A). Nach dem 1. Versuchsjahr liegen die DahA-Eluatkonzentrationen der drei Böden vergleichbar auf relativ niedrigen Werten, im darauffolgenden Jahr steigen die Eluatkonzentrationen stark an, auf Werte von 0,33 µg/L (PAK-Boden) bzw. 0,14 µg/L sowie 0,11 µg/L (PAK+PKS bzw. PAK+PK). Im 3. Versuchsjahr zeigen der PAK-Boden sowie der PAK+PKS-Boden niedrigere DahA-Eluatkonzentrationen von 0,17 µg/L bzw. 0,13 µg/L, wohingegen der PAK+PK-Boden weiterhin auf sein Maximum von 0,25 µg/L ansteigt und nun die höchste Eluatkonzentration aller drei Varianten aufweist. Im letzten Versuchsjahr steigt die DahA-Eluatkonzentration des PAK-Bodens nochmals an, auf ihr Maximum von 0,51 µg/L, wohingegen die der PKS- und PK-Böden auf 0,05 µg/L bzw. 0,20 µg/L absinken (Abb. 4.42 A). Der PAK-Boden weist im Mittel mit 0,27 µg/L (Median: 0,24 µg/L) eine höhere, aus allen Versuchszeiträumen gepoolte, DahA-Eluatkonzentration auf als die PAK+PKS- und PAK+PK-Varianten mit 0,08 µg/L bzw. 0,15 µg/L (Median: 0,11 bzw. 0,16 µg/L). Wie schon oftmals bei den vorangegangenen PAK beobachtet, unterscheidet sich auch in diesem Fall die Eluatkonzentration des PAK-Bodens und die des PAK+PKS-Bodens signifikant ($p = 0,045$) voneinander. Ausnahmsweise keinen signifikanten Unterschied lässt sich jedoch zwischen der Eluatkonzentration des PAK-Bodens und der des PAK+PK-Bodens feststellen ($p = 0,269$). Die Ursache hierfür liegt vor allem in der hohen DahA-Konzentration der PK-Variante im 3. Versuchsjahr. Für das PAK DahA führt demnach nur die Anwendung von PKS zu einer signifikant niedrigeren DahA-Eluatkonzentration (vgl. Abb. 4.42 C). Auch zwischen den Varianten mit PKS und PK lässt sich kein signifikanter Unterschied feststellen ($p = 0,17$).

Analog zur Eluatkonzentration verläuft auch die Freisetzung von DahA. Prinzipiell zeigt der PAK-Boden von Beginn an höhere DahA-Freisetzungen, als die Böden mit PKS bzw. PK, jedoch stellt das 3. Versuchsjahr auch bei der Freisetzung eine Ausnahme dar (Abb. 4.42 A), denn nun weist der PAK+PK-Boden ausnahmsweise die höchste Freisetzung aller drei Varianten mit 0,50 µg/kg TS auf. Im letzten Versuchsjahr aber steigt die DahA-Freisetzung aus dem PAK-Boden wieder an und erreicht ihr Maximum von 1,02 µg/kg TS (höchster Wert aller Varianten). Die Varianten PKS und PK zeigen hingegen sinkende Freisetzungen. Der PAK-Boden setzt aus allen Versuchszeiträumen gepoolt im Mittel mit 0,53 µg DahA pro kg TS Boden (Median: 0,48 µg/kg TS) relativ mehr frei, als die Varianten mit PKS- und PK-Einmischungen mit 0,18 µg/kg TS bzw. 0,28 µg/kg TS (Median: 0,23 bzw. 0,30 µg/kg TS; Abb. 4.42, C). Jedoch unterscheidet sich keine der drei Varianten signifikant unterschiedlich hinsichtlich der DahA-Freisetzung, wobei beim Vergleich PAK und PKS nur knapp eine statistische Signifikanz verfehlt wird. Die Anwendung von PKS sowie PK führt, bezogen auf den Gesamtgehalt im Feststoff, mit einer ungewöhnlichen Ausnahme im 3. Versuchsjahr (Anstieg bei PKS- und PK-Variante um 10 % bzw. 97 %) i.d.R. zu einer Reduzierung der DahA-Freisetzung um 50 - 92 % (PKS) bzw. 56 - 79 % (PK) (vgl. Abb. 4.42 B). Das 3. Versuchsjahr

stellt auch im übergreifenden Vergleich mit anderen Einzel-PAK eine Ausnahme der ansonsten relativ konstanten Regelmäßigkeit der reduzierenden Wirkung von PKS und PK dar. Gepoolt aus allen 4 Versuchsjahren reduziert das PKS die DahA-Freisetzung im Median um 66 %, die PK um 61 %, wobei auch Erhöhungen der Freisetzungen beobachtet wurden (Abb. 4.42 D).

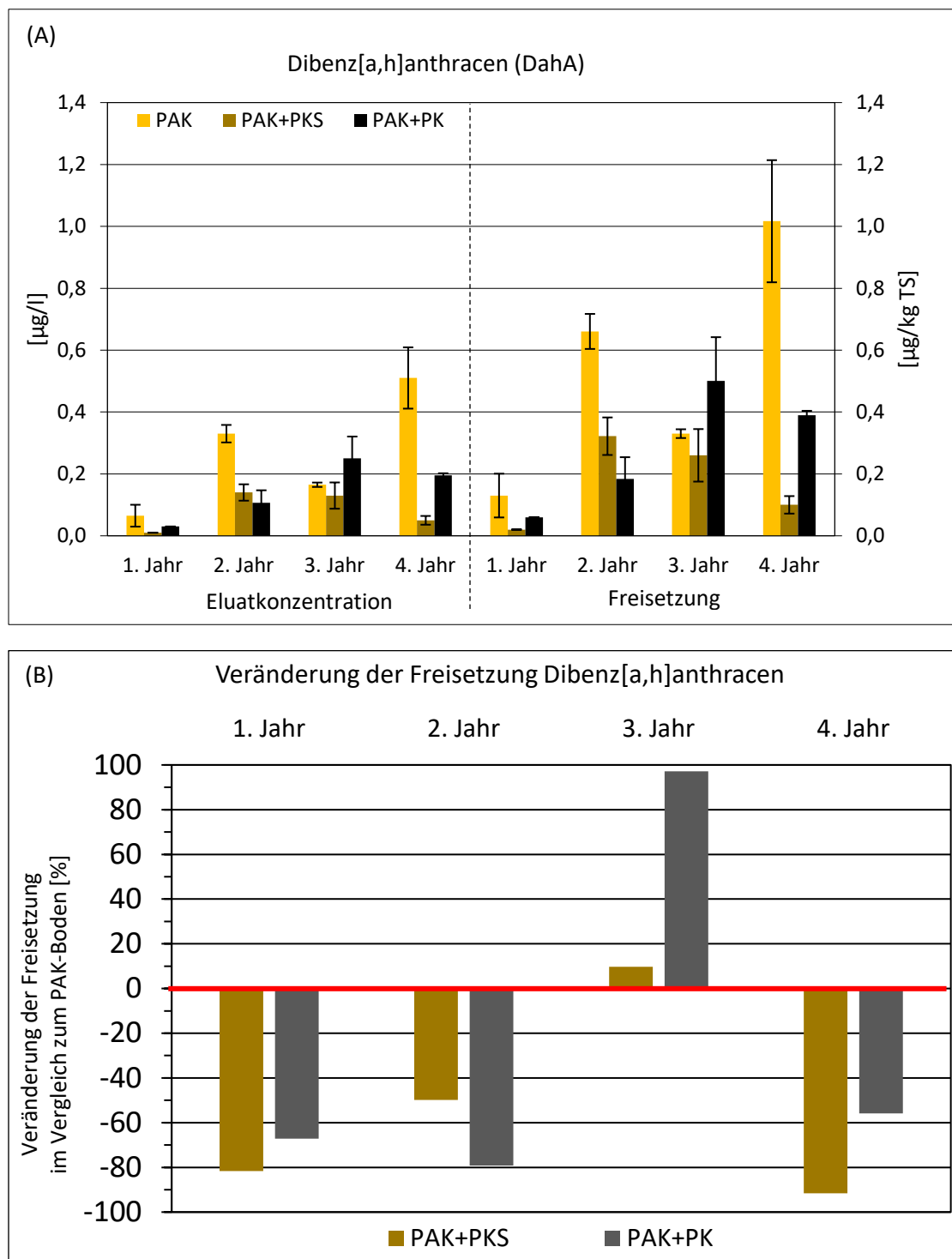
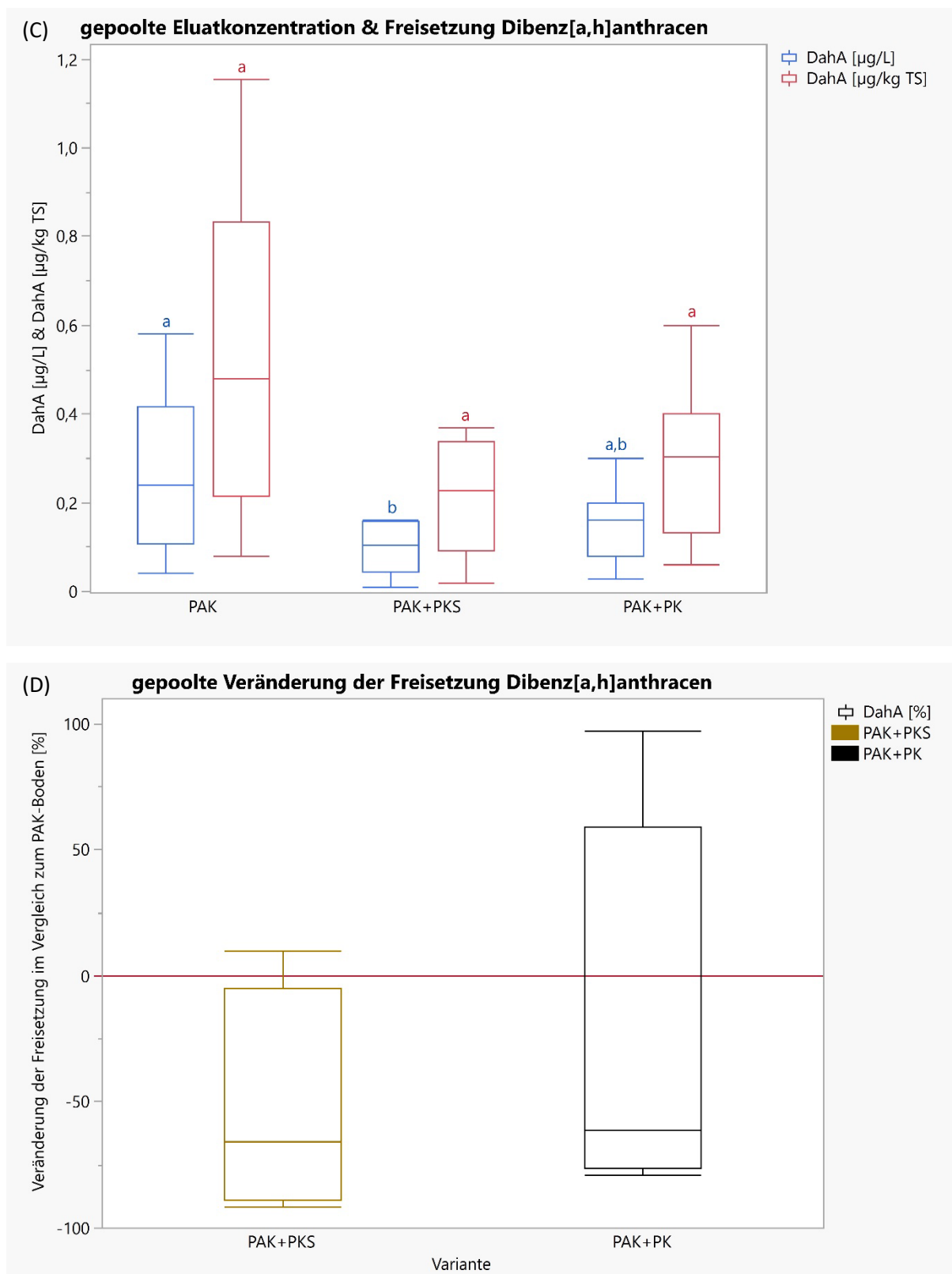


Abbildung 4.42: Dibenzo[a,h]anthracen im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, $p < 0,05$



Fort. Abbildung 4.42: Dibenz[a,h]anthracen im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, *unterschiedlich zur Kontrolle; $p < 0,05$)

Benzo[g,h,i]perylene

Das aus sechs anellierten Benzolringen bestehende Benzo[g,h,i]perylene (BghiP) verhält sich in seinem Elutionsverhalten ähnlich zu den davor beschriebenen Fünf-Ring-PAK. Auch im Falle von BghiP weist der PAK-Boden von Beginn an höhere Konzentrationen im Eluat auf als die Varianten mit PKS bzw. PK (Abb. 4.43 A). Nach dem 1. Versuchsjahr liegen die BghiP-Eluatkonzentrationen der drei Böden relativ vergleichbar zwischen 0,84 und 1,52 µg/L. Im darauffolgenden Jahr steigen vor allem bei dem PAK-Boden die Eluatkonzentrationen stark an, auf Werte von 5,24 µg/L (PAK-Boden) bzw. 2,24 µg/L (Maximum der PKS-Variante) sowie 1,79 µg/L (PK-Variante). Im 3. Versuchsjahr sinken im Falle des PAK-Bodens sowie des PAK+PKS-Bodens die Eluatkonzentrationen von BghiP auf 3,72 µg/L bzw. 1,09 µg/L, wohingegen die des PAK+PK-Bodens weiterhin ansteigt auf 2,14 µg/L. Im letzten Versuchsjahr steigt die BghiP-Eluatkonzentration des PAK+PKS-Bodens weiterhin an auf 2,37 µg/L, ebenso wie die des PAK-Bodens (Maximum: 6,15 µg/L). Die BghiP-Auswaschung aus dem PAK+PKS-Bodens hingegen sinkt auf 0,52 µg/l und liegt somit am Ende der Parzellenversuche unterhalb des Ausgangsniveaus.

Die aus allen Versuchszeiträumen gepoolte Benzo[g,h,i]perylene-Eluatkonzentration des PAK-Bodens ist im Mittel mit 4,16 µg/L (Median: 4,62 µg/L) nachweislich höher, als die des PAK+PKS- und PAK+PK-Bodens mit 1,25 µg/L bzw. 1,78 µg/L (Median: 1,28 bzw. 2,14 µg/L; Abb. 4.43 C). Sowohl die Anwendung von PKS als auch die von PK führt zu signifikant niedrigeren BghiP-Konzentrationen im Eluat ($p = 0,0061$ bzw. $p = 0,0237$). Zwischen den Varianten mit PKS und PK lässt sich hingegen abermals kein signifikanter Unterschied feststellen ($p = 0,25$).

Die Freisetzung von BghiP folgt der Dynamik der Eluatkonzentration. Der PAK-Boden weist durchgängig höhere BghiP-Freisetzungen auf als die Böden mit PKS bzw. PK (Abb. 4.43 A). Die variantenübergreifend höchste Freisetzung wird vom PAK-Boden im letzten Versuchsjahr mit 12,25 µg/kg TS erzielt. Ebenfalls im letzten Versuchsjahr weist auch die PAK-PK-Variante ihr Maximum von 4,74 µg/kg TS auf. Die Variante mit PKS erreicht abweichend davon bereits im 2. Jahr ihr Maximum von 5,16 µg/kg TS und sinkt anschließend kontinuierlich ab auf 1,03 µg/kg TS (4. Jahr) auf eine Freisetzung unterhalb des Ausgangsgehaltes zu Versuchsbeginn.

Aus allen Versuchszeiträumen gepoolt, setzt der PAK-Boden im Mittel mit 8,31 µg/kg TS (Median: 9,24 µg/kg TS) deutlich mehr BghiP frei als die Varianten mit PKS und PK mit 2,66 µg/kg TS bzw. 3,44 µg/kg TS (Median: 2,56 bzw. 3,70 µg/kg TS; Abb. 4.43 C). Die Anwendung von PKS und PK führt demnach zu einer signifikant niedrigeren BghiP-Freisetzung ($p = 0,0061$ bzw. $p = 0,0237$). Ein signifikanter Unterschied zwischen den Varianten mit PKS und PK untereinander besteht wiederum nicht ($p = 0,43$).

Bezogen auf den Gesamtgehalt von BghiP im Feststoff lassen sich durchgängig von beiden Varianten der Einmischung Reduzierungen der BghiP-Freisetzung um 1,5 – 92,5 % (PKS) bzw. 7,7 – 73,8 % (PK) feststellen (vgl. Abb. 4.43 B). Für das PKS steigt die Reduzierung der Freisetzung mit zunehmender Versuchsdauer an, d.h. die Wirkung des PKS auf den Rückhalt von BghiP wird von Jahr zu Jahr größer. Gepoolt aus allen 4 Versuchsjahren reduziert PKS die BghiP-Freisetzung signifikant um 52 % und PK um 42 % (vgl. Abb. 4.43 D).

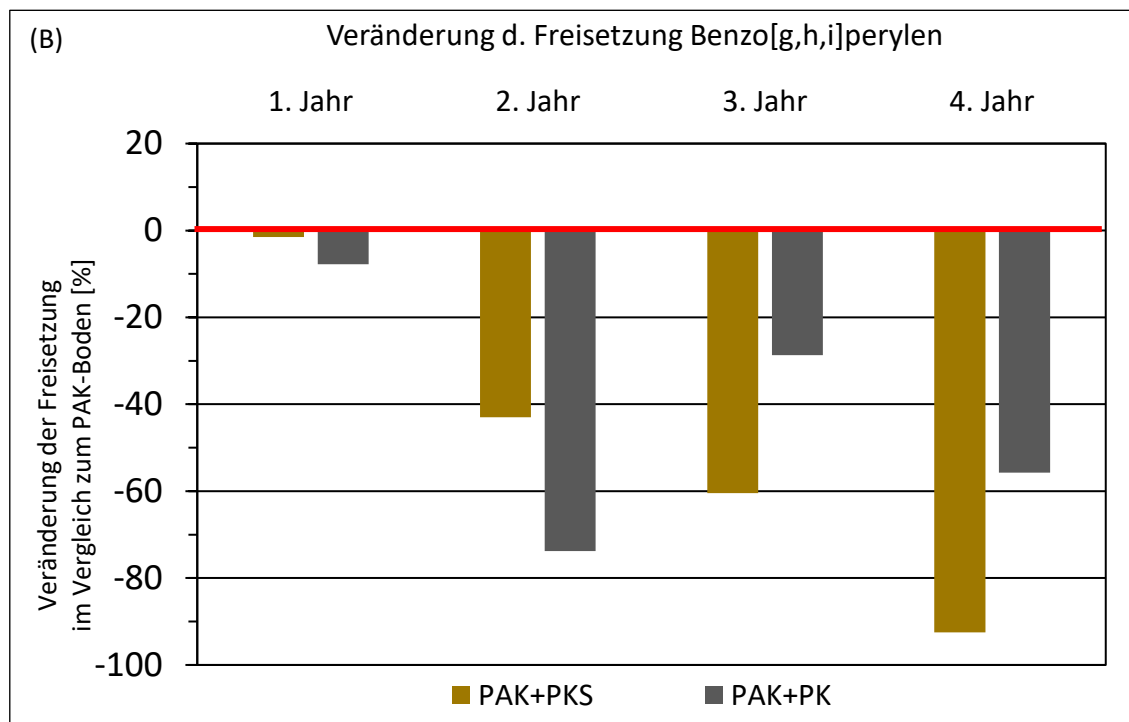
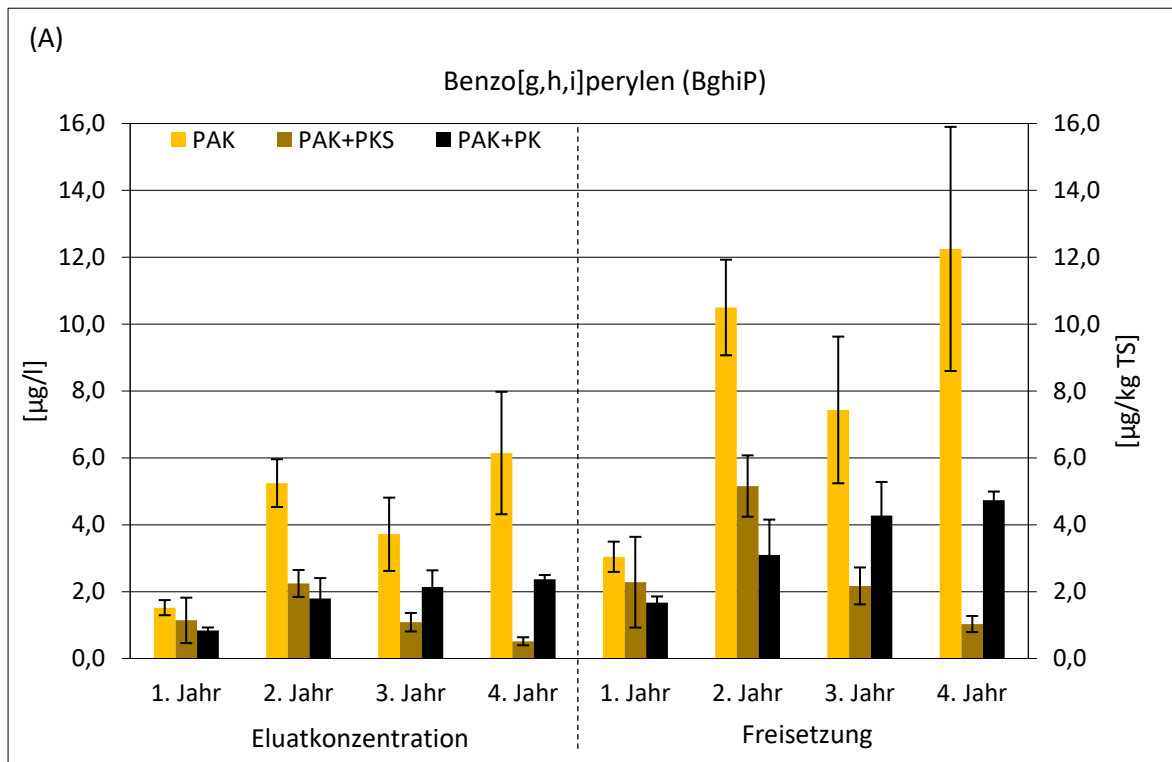
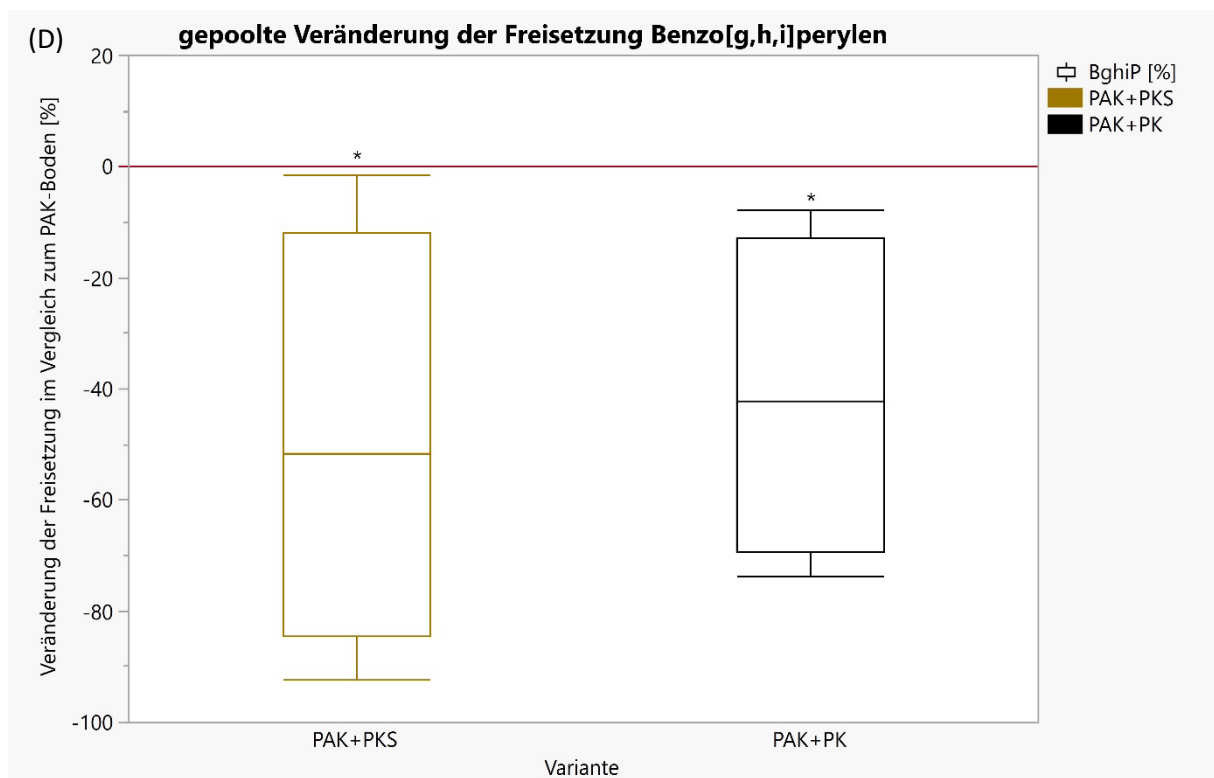
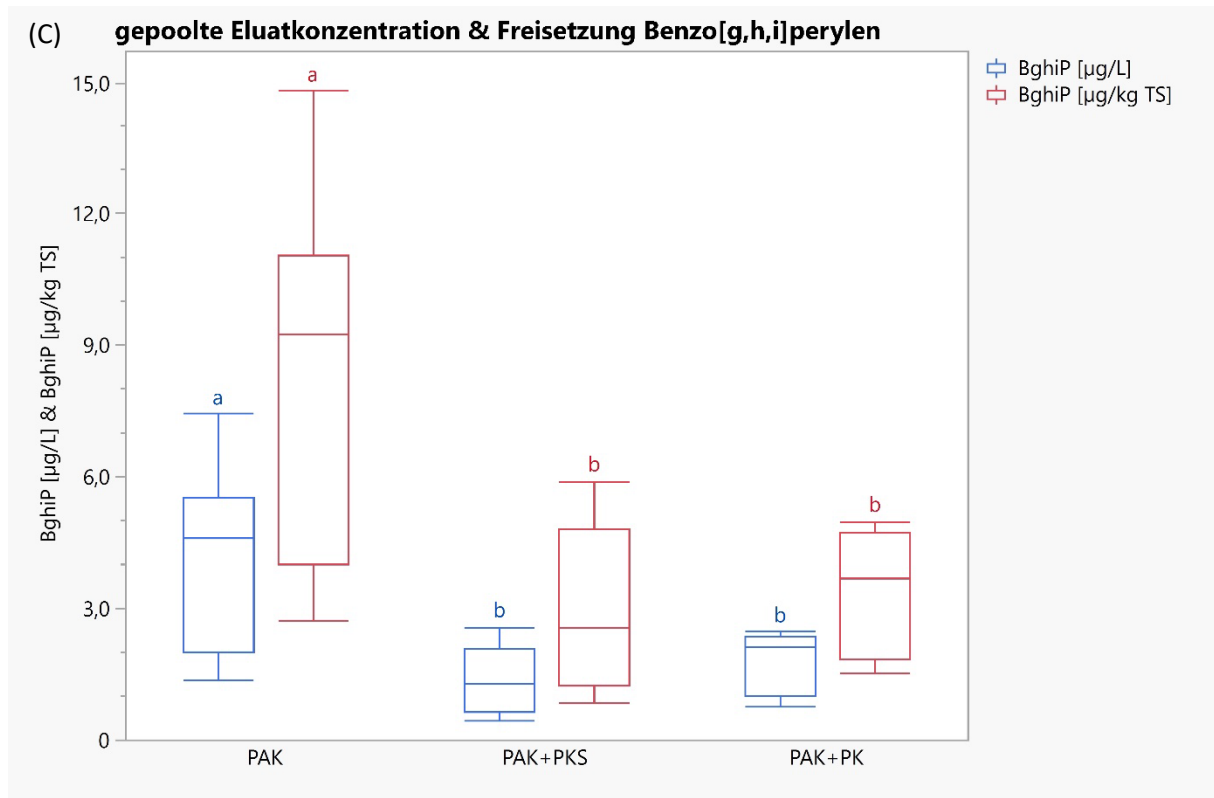


Abbildung 4.43: Benzo[g,h,i]perylen im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, *unterschiedlich zur Kontrolle; $p < 0,05$)



Fort. Abbildung 4.43: Benzo[g,h,i]perylen im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, *unterschiedlich zur Kontrolle; $p < 0,05$)

Indeno[1,2,3-c,d]pyren

Das ebenfalls aus sechs anellierten Benzolringen bestehende Indeno[1,2,3-c,d]pyren (I123cdP) ist das letzte in der Gruppe der 16 EPA-PAK, welches im Rahmen dieser Dissertation vorgestellt wird. Auch I123cdP weist ein vergleichbares Elutionsverhalten auf, wie das bereits vorgestellte Sechs-Ring-PAK BghiP, d.h. die durchgängig höchste Auswaschung lässt sich in jedem Versuchsjahr bei dem reinen PAK-Boden messen (Abb. 4.44 A). Er erreicht sein Maximum nach einmaligem Absinken im 3. Jahr erst im letzten Versuchsjahr mit 5,85 µg/L. Auch die I123cdP-Eluatkonzentration des PAK+PK-Bodens steigt stetig an auf 2,95 µg/L (Maximum im 4. Jahr). Lediglich der PAK+PK-Boden weist nach einem Maximum bereits im 2. Versuchsjahr von 2,11 µg/L stetig sinkende Eluatkonzentrationen und zeigt mit 0,57 µg/L eine I123cdP-Konzentration unterhalb des Ausgangsniveaus.

Der PAK-Boden eluiert gepoolt aus allen Versuchszeiträumen im Mittel mit 3,98 µg/L (Median: 4,26 µg/L) deutlich mehr I123cdP als die Varianten mit PKS und PK mit 1,06 µg/L bzw. 1,83 µg/L (Median: 0,93 bzw. 2,01 µg/L; Abb 4.44 C). Die Anwendung von PKS ($p = 0,0052$) sowie PK ($p = 0,0386$) reduziert die demnach die Auswaschung von I123cdP signifikant. Kein Die Varianten mit PKS und PK unterscheiden sich jedoch nicht signifikant voneinander ($p = 0,29$).

Analog zur Eluatkonzentration verläuft mit zunehmender Versuchsdauer auch die Freisetzung von I123cdP. Der PAK-Boden weist von Beginn an höhere I123cdP-Freisetzungen auf als die Böden mit PKS bzw. PK (Abb. 4.44 A). Bereits nach dem 1. Versuchsjahr wird aus dem reinen PAK-Boden mit 2,54 µg/kg TS deutlich mehr I123cdP freigesetzt als aus den Varianten mit PKS- bzw. PK-Einmischung, welche untereinander relativ vergleichbare Freisetzungen mit 0,85 bzw. 0,67 µg/kg TS aufweisen. Im darauffolgenden Jahr steigen für alle Varianten die Freisetzungen sehr stark an und erreichen im Falle der PKS-Variante das Maximum von 4,86 µg/kg TS. Im 3. Versuchsjahr sinken die I123cdP-Freisetzungen aus dem PAK-Boden sowie aus dem PAK+PKS-Boden auf 7,47 µg/kg TS bzw. 2,30 µg/kg TS ab, wohingegen die Freisetzung aus dem PAK+PK-Boden weiterhin ansteigt auf 4,52 µg/kg TS. Im letzten Versuchsjahr steigt die BghiP-Freisetzung aus dem PAK-Boden und aus dem PAK+PK-Boden wieder bzw. weiterhin an und erreicht ihr jeweiliges Maximum von 11,66 µg/kg TS bzw. 5,89 µg/kg TS. Die Variante mit PKS hingegen sinkt weiterhin kontinuierlich ab und bleibt mit 1,13 µg/kg TS sogar unterhalb der Eluatkonzentration vom Versuchsbeginn (Abb. 4.44 A).

Aus allen Versuchszeiträumen gepoolt weist der PAK-Boden im Mittel mit 7,96 µg/kg TS (Median: 8,51 µg/kg TS) eine signifikant höhere I123cdP-Freisetzung auf als die Böden mit PKS und PK mit 2,28 µg/kg TS bzw. 3,54 µg/kg TS (Median: 1,86 bzw. 3,76 µg/kg TS; Abb. 4.44 C). Die I123cdP-Freisetzung aus dem PAK-Boden ist sowohl signifikant unterschiedlich zu der aus dem PAK+PKS-Boden ($p = 0,0061$) als auch zu der aus dem PAK+PK-Boden ($p = 0,0304$). Wiederum kein signifikanter Unterschied besteht zwischen den Varianten mit PKS und PK ($p = 0,43$). Bezogen auf den Gesamtgehalt von I123cdP im Feststoff führt die Anwendung von PKS sowie PK zu durchgängigen Reduzierungen der Freisetzung um 36- 91 % (PKS) bzw. 27-72 % (PK) (Abb. 4.44 B). Für das Pflanzenkohlesubstrat nimmt ab dem 2. Jahr mit zunehmender Versuchsdauer die Reduzierung der Freisetzung zu, d.h. die

Wirkung des PKS auf den Rückhalt von Indeno[1,2,3-c,d]pyren wird kontinuierlich größer. Alle Versuchsjahre gepoolt zeigen im Median signifikante Reduzierungen der I123cdP-Freisetzung von 56 % (PKS) und 41 % (PK), (Abb. 4.44 D).

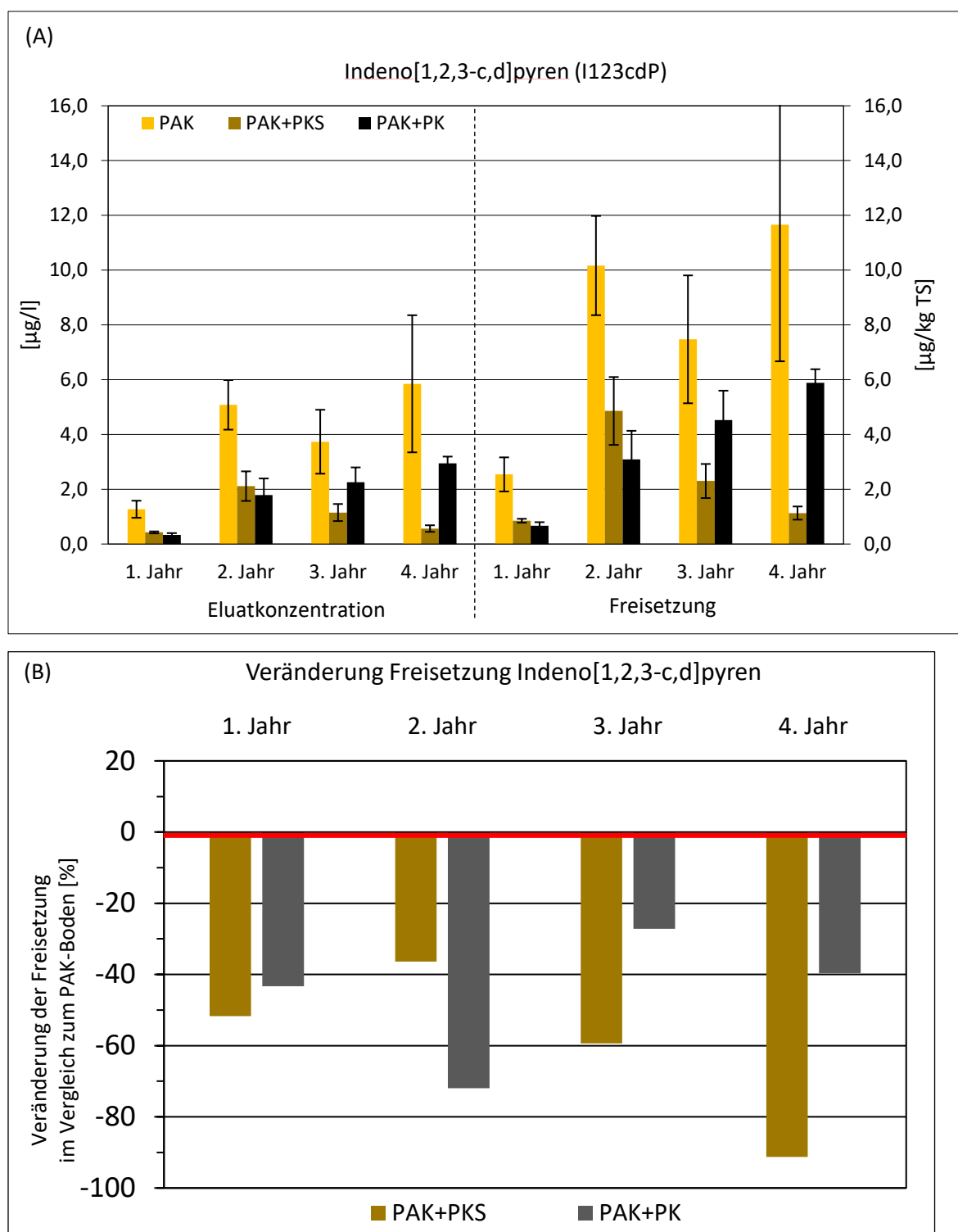
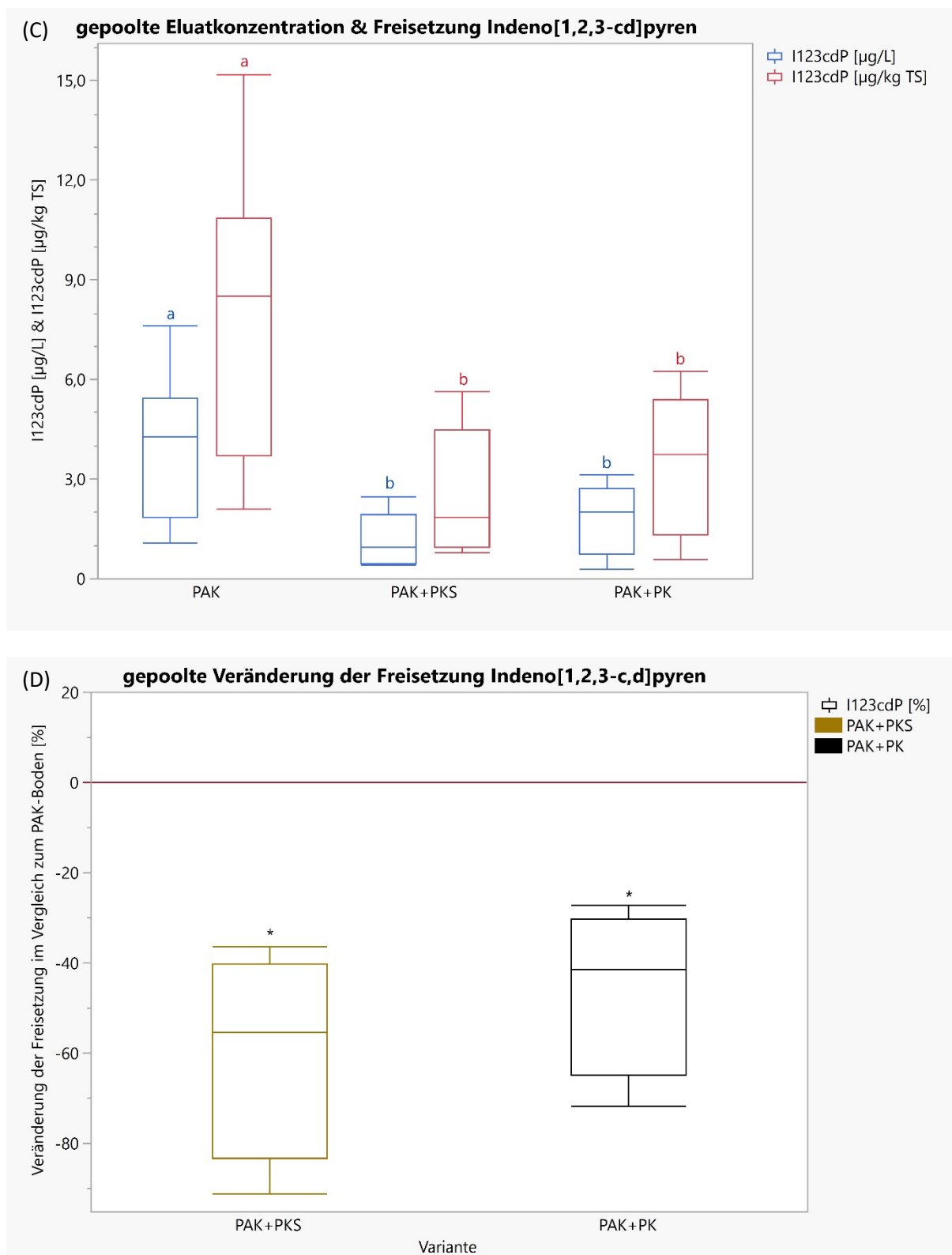


Abbildung 4.44: Indeno[1,2,3-c,d]pyren im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, $p < 0,05$



Fort. Abbildung 4.44: Indeno[1,2,3-c,d]pyren im Schüttelverfahren: Eluatkonzentration und Freisetzung (A) sowie Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (B) für die vier Vegetationsperioden der Parzellenversuche; Gepoolte Eluatkonzentration und Freisetzung (C) sowie gepoolte Veränderung der Freisetzung im Vergleich zum PAK-Boden (D); Mittelwerte mit Angabe der Standardabweichungen bzw. Boxplots; verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, *unterschiedlich zur Kontrolle; $p < 0,05$)

4.4.1.4 Eluatbegleitparameter pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Trübung

Neben den Konzentrationen der 16 Einzel-PAK wurden auch die Parameter pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit sowie Trübung im Eluat bestimmt. Der Eluatparameter TOC konnte labortechnisch leider erst im Rahmen der Säulenperkolationsversuche (Kap. 4.4.2) bestimmt werden.

Die nachfolgenden Abbildung 4.45 stellt für die Proben aller Parzellen im gesamten Versuchszeitraum (1. bis 4. Jahr) die oben genannten Eluatbegleitparameter in Abhängigkeit der PAK-Eluatkonzentration dar. Unterschieden wird dabei neben den Versuchsjahren auch nach den Varianten PAK-Boden sowie PKS- und PK-Einmischung.

Die pH-Werte der Eluate variieren für den PAK-Boden zwischen 7,46 und 7,96 (Median: 7,81), für die Variante mit PKS-Einmischung zwischen 7,68 und 8,02 (Median: 7,86) und für die PK-Variante zwischen 6,91 und 7,92 (Median: 7,75). Signifikante Unterschiede lassen sich nicht feststellen, da der Verlauf der pH-Werte über den Versuchszeitraum relativ großen Schwankungen unterworfen ist. Ein Zusammenhang zwischen der PAK-Konzentration und dem pH-Wert lässt sich lediglich für den PAK-Boden feststellen ($r = 0,95$), nicht jedoch für die Varianten mit PKS- und PK-Einmischungen.

Die elektrischen Leitfähigkeiten der Eluate liegen bei dem PAK-Boden zwischen 152 und 328 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Median: 237 $\mu\text{S}/\text{cm}$), bei PAK+PKS zwischen 371 und 1.575 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Median: 504 $\mu\text{S}/\text{cm}$) und bei PAK+PK zwischen 188 und 362 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Median: 241 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Die Variante mit PKS-Einmischung unterscheidet sich signifikant von den Varianten PAK und PAK+PK ($p = 0,0006$ bzw. $0,0004$), d.h. mit der Anwendung von PKS erhöht sich die elektrische Leitfähigkeit der Eluate signifikant. Der Eluatparameter Lf korreliert ebenfalls (nicht) mit der PAK-Konzentration.

Die Eluatparameter Trübung und TOC (Kap. 4.4.2) können die Freisetzung von hydrophoben organischen Schadstoffen, wie auch PAK, beeinflussen, indem Schadstoffanteile ggf. partikulär an organischer Substanz sowie feinsten Pflanzenkohlepartikeln gebunden ausgetragen werden. Die Einmischung von PKS bzw. PK führt jedoch zu keinem einheitlichen Trend hinsichtlich der Veränderung der Trübung im Eluat. Zwar liegen die Trübungen der PKS-Variante aufgrund höherer Gehalte an organischer Substanz mit einem Median von 16,10 FNU geringfügig höher als die der PK-Variante (Median: 9,13 FNU) und des PAK-Bodens (Median: 13,90 FNU), aber signifikante Unterschiede sind v.a. aufgrund von großen Spannweiten der Trübungswerte aller Varianten nicht feststellbar (vgl. Abb. 4.45). Zwischen der Trübung der 16 EPA-PAK-Eluatkonzentration der untersuchten Proben besteht nur eine sehr schwache Korrelation ($r = 0,27$).

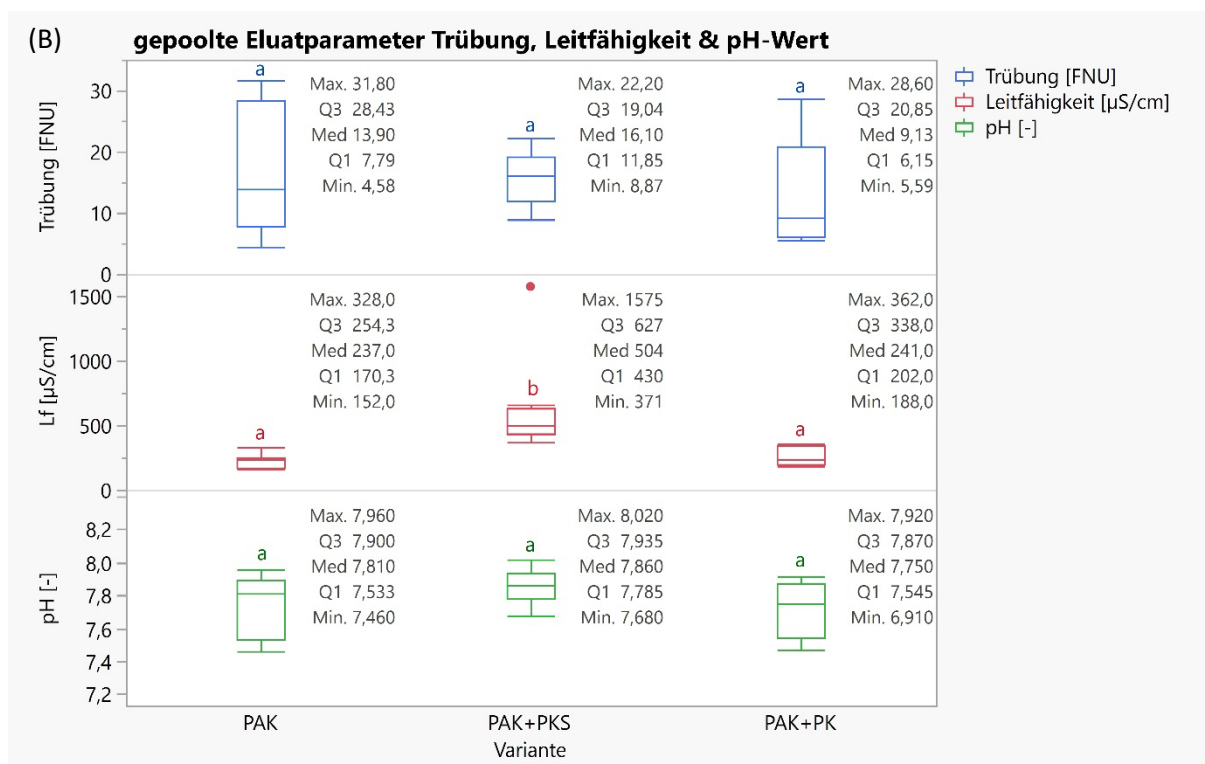
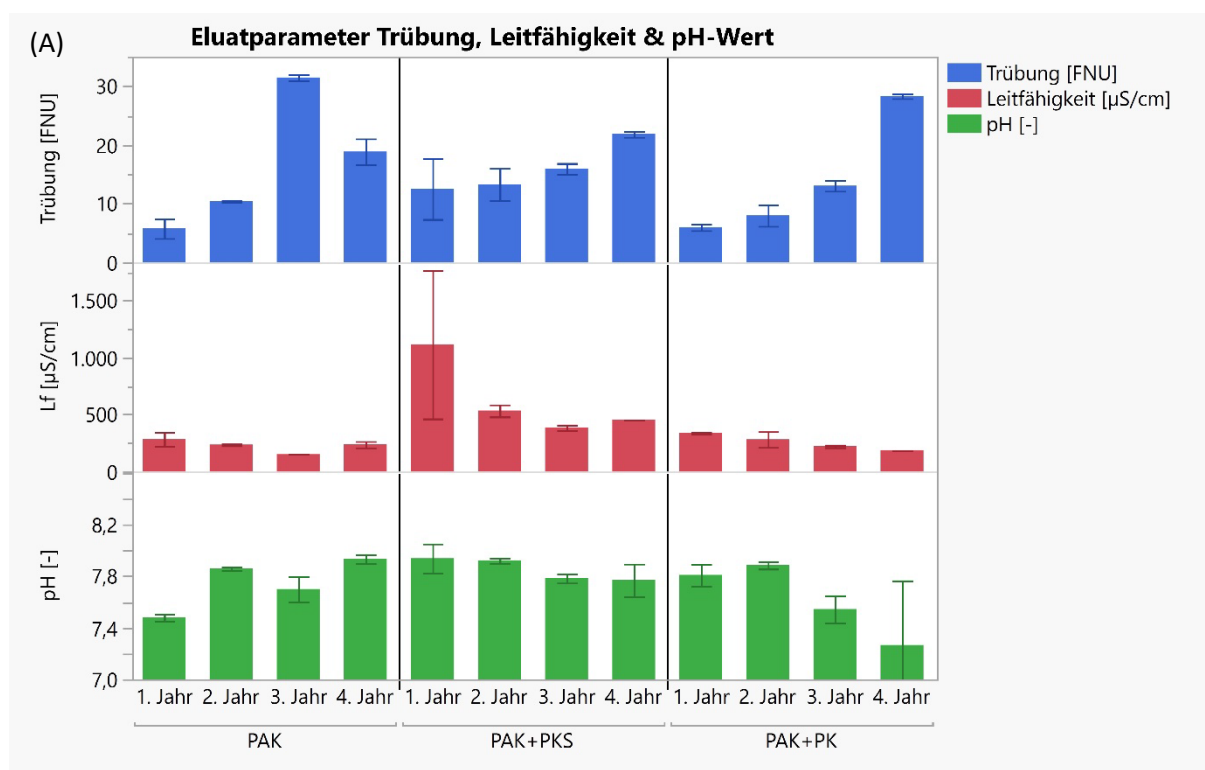


Abbildung 4.45: pH-Wert, Leitfähigkeit und Trübung der Eluate der Schüttelversuche, dargestellt pro Versuchsjahr (A) und gepoolt über alle Versuchsjahre (B); Mittelwerte und Standardabweichungen bzw. Boxplots mit Perzentilen

4.4.2 Parzellenversuche - Säulenperkolationsversuche

4.4.2.1 Summe 16 EPA-PAK

Neben den Schüttelversuchen wurden mit ausgewählten PAK-kontaminierten Böden Säulenperkolationsversuche zur grundlegenden Charakterisierung bis zu einem Wasser-Feststoffverhältnis (W/F) von 4 L/kg TM nach DIN 19528:2009-01 durchgeführt, um die Freisetzungsdynamik zeitlich aufgelöster betrachten zu können. Die nachfolgende Abbildung 4.46 zeigt die Eluatkonzentration der 16 EPA-PAK in Abhängigkeit der kontinuierlich zunehmenden Elutionsdauer, dargestellt als W/F-Verhältnisse. Der Verlauf der Eluatkonzentrationen des PAK-Bodens ähnelt dem des PAK-Bodens mit PK-Einmischung, wobei die PAK-Konzentration der Variante mit PK stets auf einem niedrigeren Niveau verbleibt. Das Maximum wird bei beiden Varianten in der 3. Fraktion bei einem W/F-Verhältnis von ca. 2 L/kg TM mit 47,3 µg/L (PAK) bzw. 40,3 µg/L (PAK+PK) erreicht. Die Variante PAK+PKS hingegen verhält sich abweichend dazu und sinkt unmittelbar von ihrem Konzentrationsmaximum von 19,8 µg/L bei einem W/F-Verhältnis von 0,3 L/kg TM sehr schnell auf 4,0 µg/L (2. Fraktion) ab, um dann kontinuierlich 1,6 µg/L bis zu einem W/F = 3,3 zu eluieren. Es ist deutlich zu erkennen, dass die Eluate bei der Anwendung von Pflanzenkohlesubstrat signifikant niedrigere PAK-Eluatkonzentrationen im Vergleich zu den Varianten purer PAK-Boden und PAK-Boden plus Pflanzenkohle aufweisen.

Analog zu den durchgeführten Schüttelversuchen (Kap. 4.4.1) zur Abschätzung der Schadstoffkonzentration im Sickerwasser liefern auch die Säulenperkolationsversuche aufgrund hoher PAK-Gesamtgehalte im Feststoff erwartungsgemäß PAK-Konzentrationen, die den GFS und den Prüfwert der BBodSchV für den Pfad Boden-Grundwasser für die 16 EPA-PAK ohne Naphthalin (0,2 µg/L) überschreiten. Diese Grenzwerte gelten zwar am Ort der Beurteilung (Übergang von ungesättigter zu gesättigter Zone), ein Vergleich mit den dargestellten ermittelten Eluatkonzentrationen ist dennoch hilfreich bei der Beurteilung des Freisetungsverhaltens der Böden.

Die aus den vier Eluatfraktionen kumulierte Freisetzung der 16 EPA-PAK ist in Abbildung 4.47 dargestellt. Alle Varianten weisen bei dem ersten beprobten W/F-Verhältnis (0,3 L/kg TS) ähnliche Freisetzungen von ca. 5 µg/kg TS auf. Mit fortschreitender Elutionsdauer verzeichnen die Varianten PAK und PAK+PK einen Anstieg der Freisetzung bis zu einem Maximum von 30,2 µg/kg TS bzw. 28,2 µg/kg TS. Die Variante mit der Pflanzenkohlesubstrat-Einmischung (PAK + PKS) hingegen zeigt im weiteren Verlauf signifikant niedrigere Freisetzungen unterhalb 5 µg/kg TS. Über die gesamte Elutionsdauer aufsummiert, werden aus dem PAK-Boden 74,8 µg/kg TS (entspricht 0,091 % vom PAK-Gesamtgehalt), aus dem Boden PAK+PKS 13,5 µg/kg TS (= 0,018 %) sowie aus dem Boden PAK+PK 67,3 µg/kg TS (= 0,068 %) an PAK freigesetzt. Die größte Freisetzung erfolgt bei allen Varianten in der 3. Fraktion bei einem W/F 2,0 (vgl. Abb. 4.48). Die Anwendung von Pflanzenkohlesubstrat und Pflanzenkohle führt im Mittel zu einer Reduzierung der kumulierten PAK-Freisetzung um 81,7 % bzw. 9,2 % (vgl. Abb. 4.47).

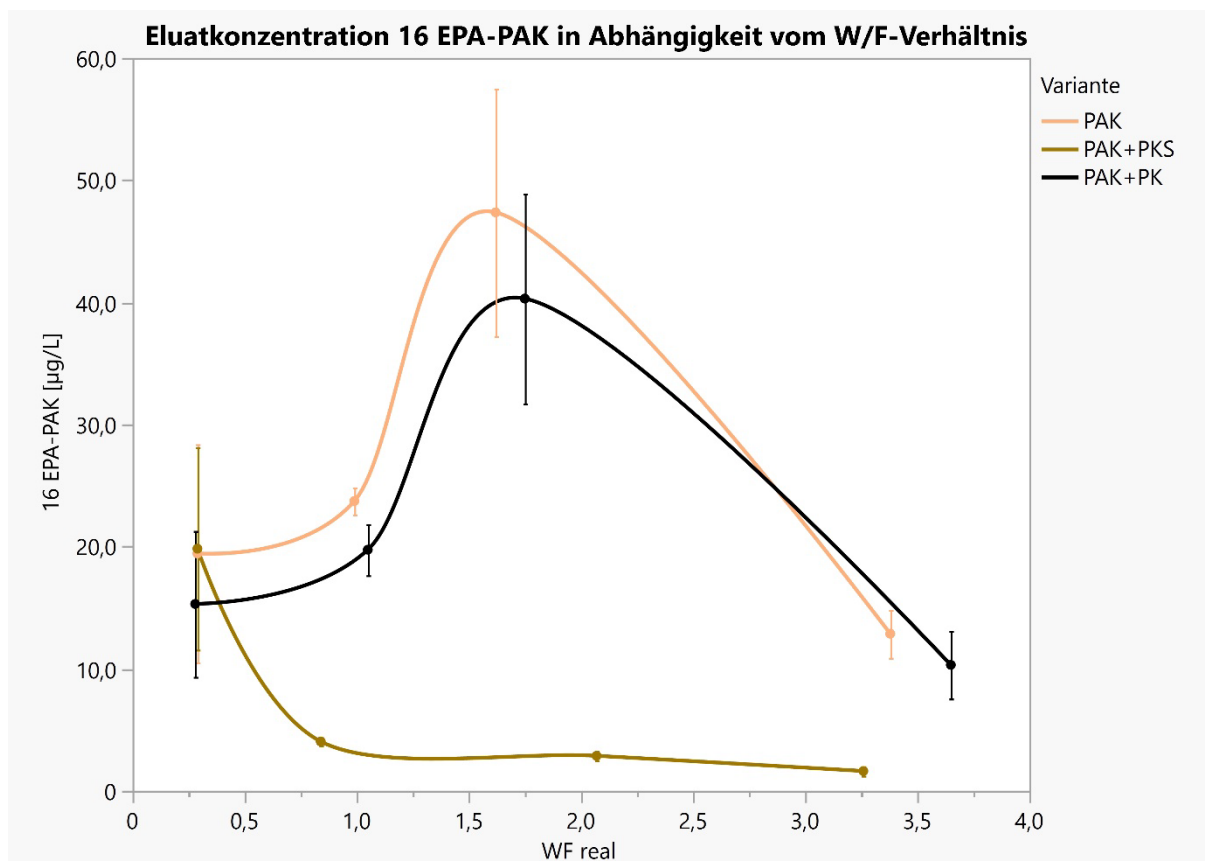


Abbildung 4.46: Konzentration der Summe der 16 EPA-PAK im Säulenperkolationseluat in Abhängigkeit vom W/F-Verhältnis (n = 3)

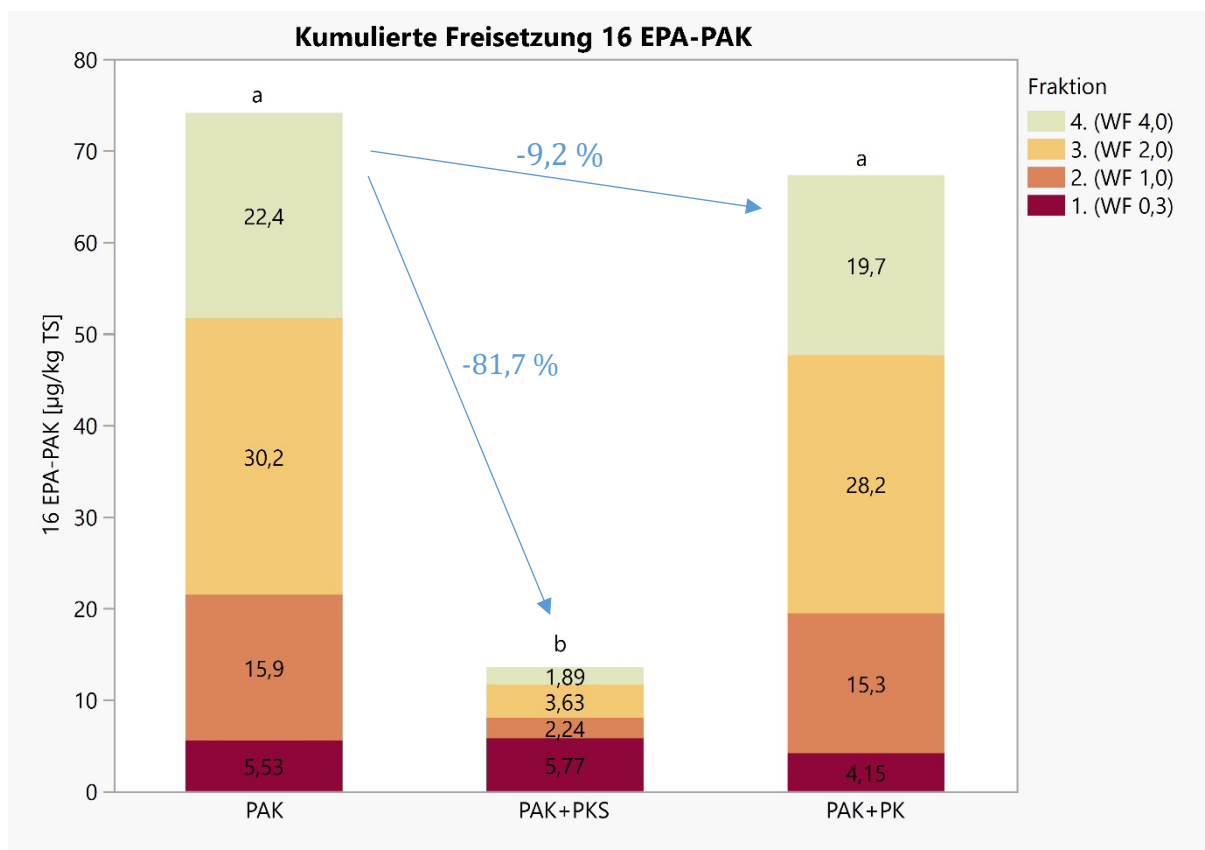


Abbildung 4.47: Kumulierte Freisetzung der Summe der 16 EPA-PAK aus den 4 Fraktionen des Säulenperkolationsversuchs (n = 3 pro Variante und Fraktion; die Zahlen in den Balken repräsentieren die jeweilige Freisetzung pro Fraktion; unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede; nichtparametrischer Test: Wilcoxon-Test)

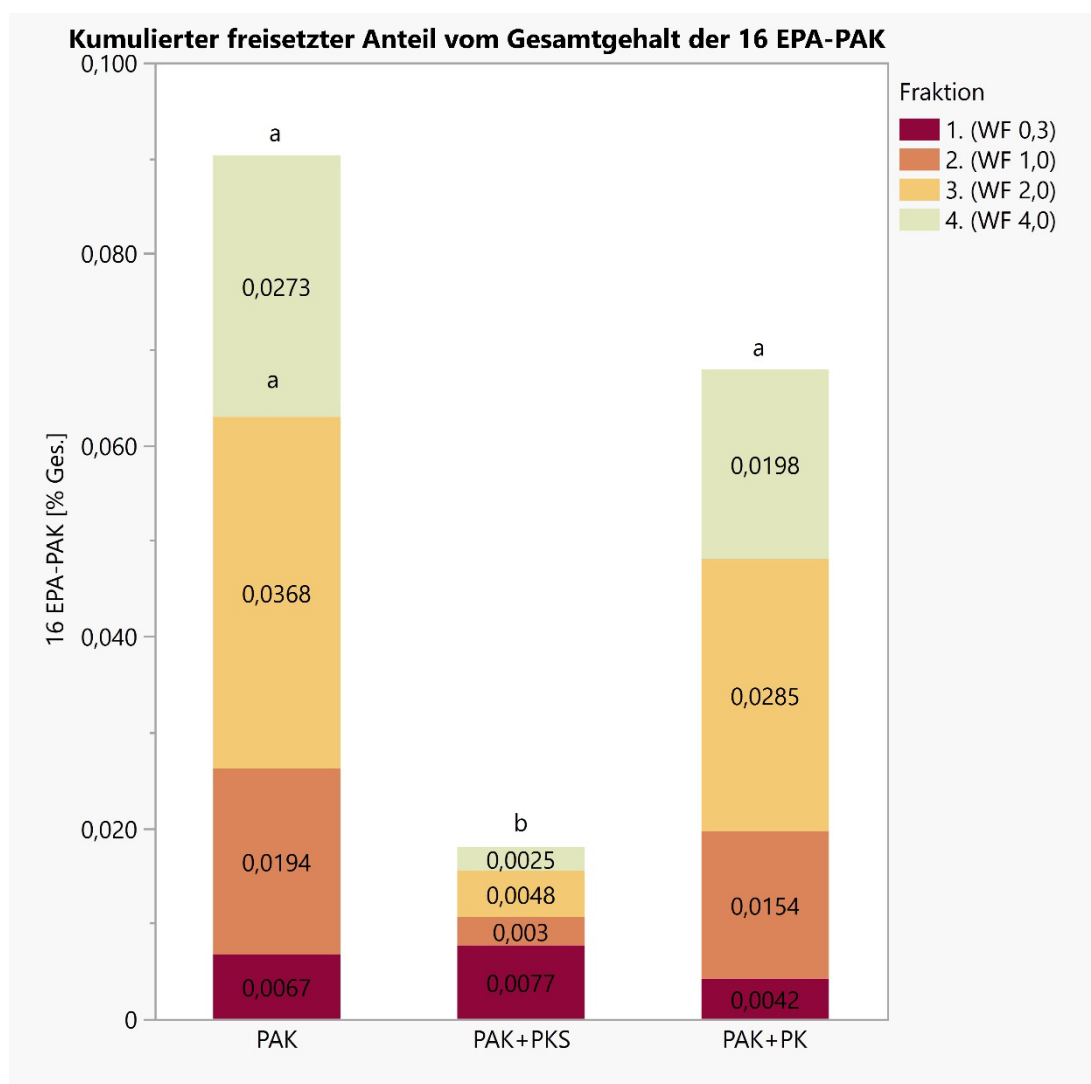


Abbildung 4.48: Kumulierter freigesetzter Anteil vom Gesamtgehalt der Summe der 16 EPA-PAK aus den 4 Fraktionen des Säulenperkolationsversuchs ($n = 3$ pro Variante und Fraktion; die Zahlen in den Balken repräsentieren den jeweiligen prozentualen Anteil der Freisetzung pro Fraktion; unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede; nichtparametrischer Test: Wilcoxon-Test)

Die nachfolgende Abbildung 4.49 zeigt die Zusammensetzung der freigesetzten 16 EPA-PAK, sowohl als Summe der freigesetzten Gehalte (A) als auch als prozentuale Zusammensetzung der 16 EPA-PAK (B). Auffällig hoch ist der Anteil an Phenanthren (Phe) mit 14-33 % an der Gesamtsumme, Benzo[a]pyren nimmt einen Anteil von 7-8% ein. Die Anwendung von PKS und PK bewirkt eine tendenzielle Verringerung der Anteile von höhermolekularen Einzel-PAK wie z.B. BghiP und I123cdP, was auf eine gesteigerte Festlegung an der PK hinweist.

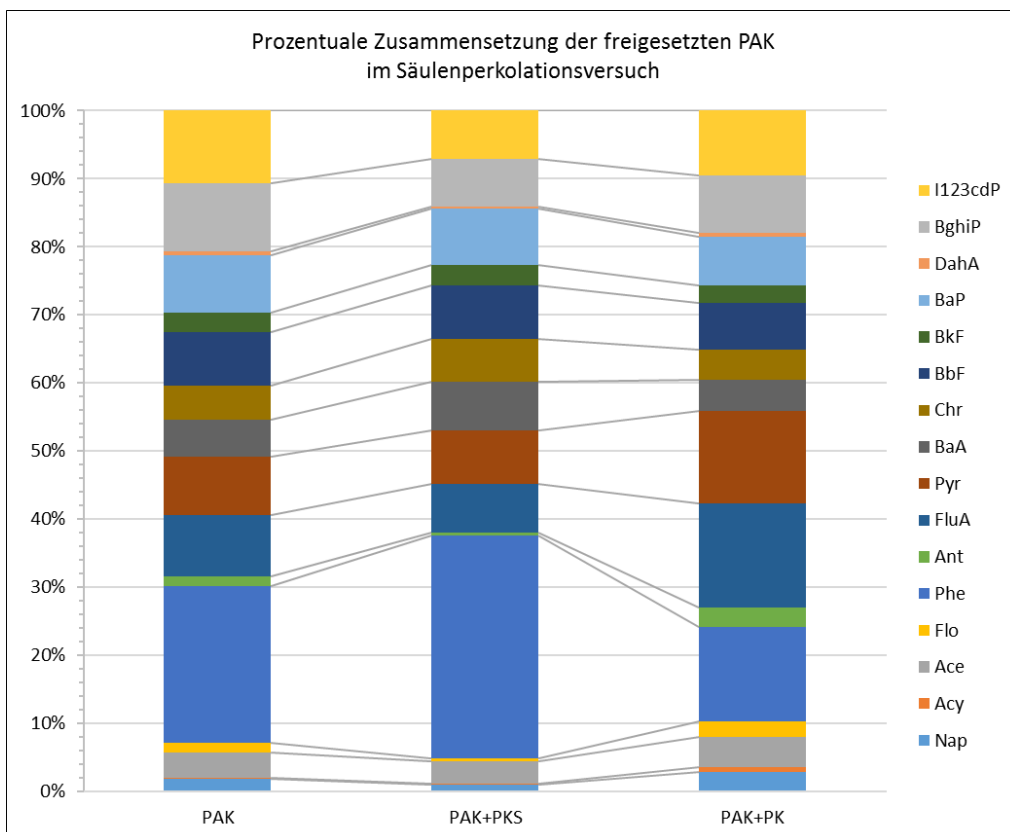
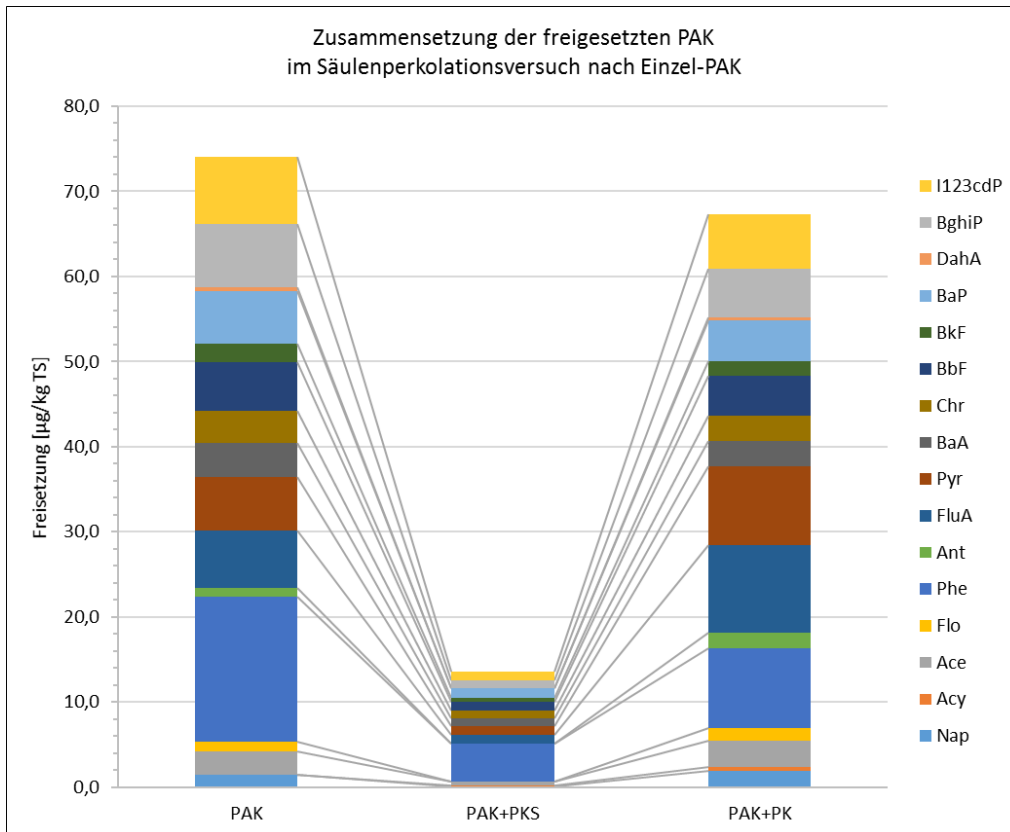


Abbildung 4.49: Zusammensetzung der freigesetzten PAK im Säulenperkolationsversuch als Summe der freigesetzten Gehalte (A) und als prozentuale Zusammensetzung (B) (n = 3 pro Variante; die Zahlen in den Balken repräsentieren die jeweilige Freisetzung pro Fraktion; unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede; nichtparametrischer Test: Wilcoxon-Test)

4.4.2.2 Niedermolekulare (2-3 Ringe) PAK nach EPA

Die Eluatkonzentrationen von Naphthalin (Nap), Acenaphthylen (Acy), Acenaphthen (Ace), Fluoren (Flo), Phenanthren (Phe) sowie Anthracen (Ant) in Abhängigkeit vom W/F-Verhältnis der Säulenperkolationsversuche zeigt die nachfolgende Abbildung 4.50. Die Verläufe der Eluatkonzentrationen der Einzel-PAK ähneln denen der Summe der 16 EPA-PAK, Ausnahmen hiervon bilden Nap und Acy. Die Einzel-PAK Ace, Flo, Phe und Ant haben ihr Maximum in der 3. Fraktion (W/F ca. 2,0 L/kg TS). Auffällig hoch, teilweise um den Faktor 10 höher als bei anderen Einzel-PAK, sind die Eluatkonzentrationen von Phe für die Varianten PAK und PAK+PK. Die Anwendung von PKS führt hingegen zu durchgängig niedrigen Eluatkonzentrationen an 2-3 Ring-PAK und zu einer deutlichen Abklingkurve von Beginn an.

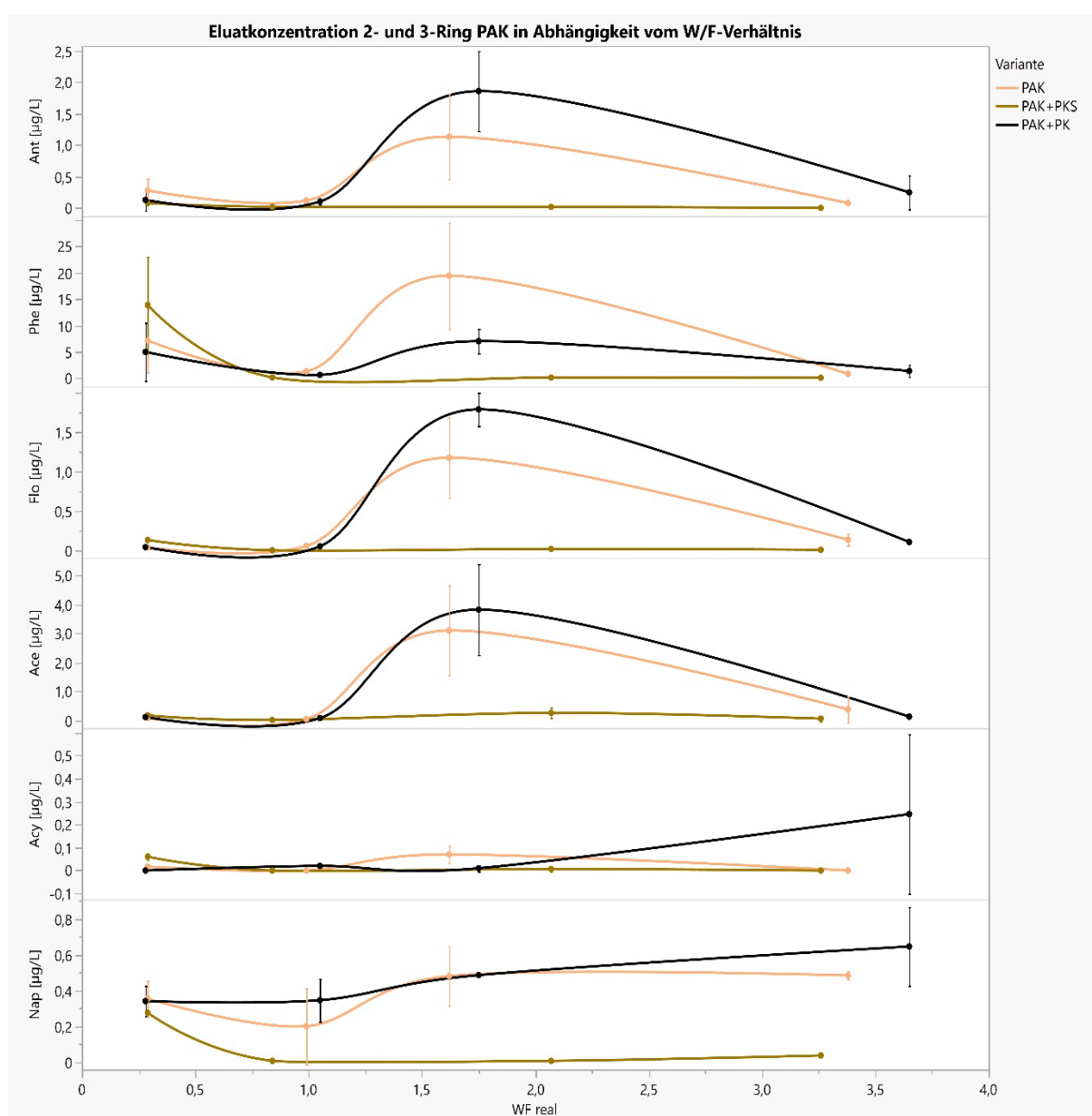


Abbildung 4.50: Eluatkonzentration der 2- und 3-Ring PAK in Abhängigkeit vom W/F-Verhältnis des Säulenperkolationsversuchs (n = 3 pro Variante und Fraktion; Mittelwerte \pm SD)

Die auf der Basis der Eluatkonzentrationen berechneten Freisetzungen der 2-3 Ring-PAK zeigt die Abbildung 4.51. Die Freisetzungen der einzelnen Fraktionen spiegeln den Verlauf der Konzentration wider. Der Großteil der Freisetzungen werden in der 3. und 4. Fraktion erreicht, in diesen Fraktionen werden teilweise mehr als 90 % der freigesetzten Mengen eluiert. Bei allen der sechs 2-3 Ring-PAK zeigt die Variante mit PKS-Einmischung die geringste kumulative Freisetzung, im Falle von Nap, Ace, Flo, Phe und Ant sogar statistisch signifikant unterschiedlich zu dem PAK-Boden und der Variante mit purer PK-Einmischung. Deutlich zu beobachten ist jedoch auch, dass bei den untersuchten 2-3 Ring-PAK die Variante mit PK-Einmischung ab der 3. Fraktion stets höhere Freisetzungen zeigt und dadurch mit Ausnahme von Phe auch die höheren kumulativen Freisetzungen aufweist. Im Falle von Acy sogar signifikant höher als bei dem PAK-Boden und der PAK+PKS-Variante. Bei den anderen 5 niedermolekularen PAK unterscheiden sich die Varianten PAK und PAK+PK hingegen nicht signifikant. Da bereits angesprochene Phenanthren zeigt mit bspw. 12,7 µg/kg TS (3. Fraktion PAK-Boden) auffällig hohe Freisetzungen, teilweise um das 10-fache erhöht im Vergleich zu den anderen 2-3 Ring-PAK, dennoch führt auch hier das PKS zu einer signifikant geringeren Freisetzung.

Die Anwendung von Pflanzenkohlesubstrat und Pflanzenkohle führt im Mittel zu folgenden Effekten hinsichtlich einer Reduzierung (-) oder Erhöhung (+) der kumulierten Freisetzung im Vergleich zum puren PAK-Boden (vgl. Abb. 4.51):

- Naphthalin → PKS: -90,5 % (signifikant, $p=0,0004$), PK: +36,9 %
- Acenaphthylen → PKS: -46,8 %, PK: +912,5 % (signifikant, $p=0,0001$)
- Acenaphthen → PKS: -84,3 % (signifikant), PK: +7,2 %
- Fluoren → PKS: -93,9 % (signifikant, $p=0,0052$), PK: +42,7 %
- Phenanthren → PKS: -74,0 % (signifikant, $p=0,0031$), PK: -45,1 %
- Anthracen → PKS: -94,0 % (signifikant, $p=0,0001$), PK: +82,2 %

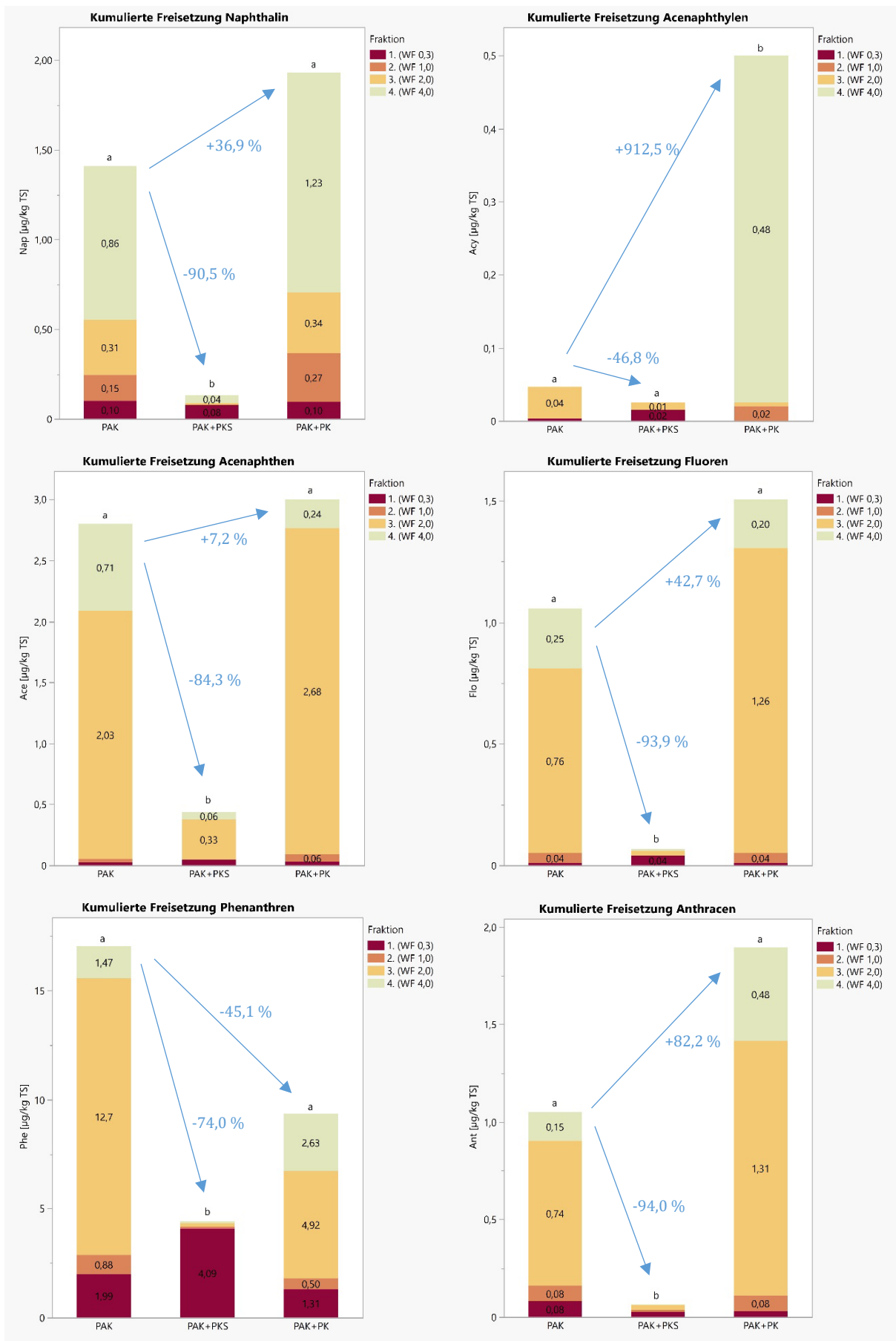


Abbildung 4.51: Kumulierte Freisetzung der sechs 2-3 Ring-PAK (n = 3; unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede; nichtparametrischer Test: Wilcoxon-Test; Zahlen an den Pfeilen zeigen proz. Reduzierung (-) bzw. Erhöhung (+) der Freisetzung gegenüber des PAK-Bodens)

4.4.2.3 Höhermolekulare (4-6 Ringe) PAK nach EPA

Die Eluatkonzentrationen der vier **4-Ring PAK** Fluoranthen (FluA), Pyren (Pyr), Benzo[a]anthracen (BaA) sowie Chrysen (Chr), zeigen zunächst einen ähnlichen Verlauf wie die im vorgegangenen Unterkapitel beschriebenen 3-Ring-PAK (vgl. Abb. 4.52). Im Falle von FluA und Pyr weisen die Varianten PAK und PAK+PK in der 3. Fraktion ihr jeweiliges Maximum auf, im Falle von BaA und Chr verschiebt sich jedoch allmählich das Konzentrationsmaximum in Richtung 2. Fraktion, es wird also früher erreicht. Während es bei den FluA und Pyr zu einer typischen Abklingkurve nach der 3. Fraktion kommt, deuten die Eluatkonzentrationen bei BaA und Chr auf einen nochmaligen Anstieg der Konzentration hin. Zeigt die PK-Einmischung bei FluA und Pyr noch höhere Eluatkonzentrationen als der PAK-Boden, so ändert sich dies bei BaA und Chr und bleibt auch bei den 5- und 6-Ring-PAK so erhalten. Die Anwendung von PKS führt, analog zu den 2-3 Ring-PAK, abermals von Beginn an zu durchgängig niedrigeren Eluatkonzentrationen und zu einer anderen Freisetzungsdynamik ohne nennenswerte Konzentrationsmaxima. Diesen Unterschied lassen auch die aus den vier Fraktionen des Säulenperkolationsversuches kumulierten Freisetzungen erkennen (vgl. Abb. 4.53). Während die Variante mit PKS kontinuierlich FluA, Pyr, Phe und Ant freisetzt (i.d.R. jeweils $<0,5 \mu\text{g/kg TS}$), spiegeln die Varianten PAK und PAK+PK ihre jeweiligen Freisetzungsmaxima in der 3. Fraktion bzw. 2. Fraktion gut wider. Im Vergleich zu den PAK mit 2-3 Ringen nähern sich die Anteile der freigesetzten Gehalte pro Fraktion an der Gesamtsumme zunehmend an, d.h. im Falle von z.B. BaA und Chr dominiert keine Fraktion mehr so extrem wie bei den 2-3 Ring-PAK.

Die Variante PAK+PKS zeigt bei allen vier 4-Ring-PAK signifikant niedrigere kumulative Freisetzungen als der pure PAK-Boden sowie die Variante mit PK-Einmischung. Auch wenn es zwischen den Varianten PAK und PAK+PK tendenzielle Unterschiede gibt, so lassen sich dennoch keine statistischen Signifikanzen feststellen.

Die Anwendung von Pflanzenkohlesubstrat und Pflanzenkohle führt bei den 4-Ring-PAK im Mittel zu folgenden Effekten hinsichtlich einer Reduzierung (-) oder Erhöhung (+) der kumulierten Freisetzung im Vergleich zum puren PAK-Boden (vgl. Abb. 4.51):

- Fluoranthen → PKS: -85,8 % (signifikant, $p=0,0005$), PK: +52,8 %
- Pyren → PKS: -83,1 % (signifikant, $p=0,0023$), PK: +46,7 %
- Benzo[a]anthracen → PKS: -76,5 % (signifikant, $p=0,0009$), PK: -26,3 %
- Chrysen → PKS: -76,9 % (signifikant, $p=0,0009$), PK: -18,9 %

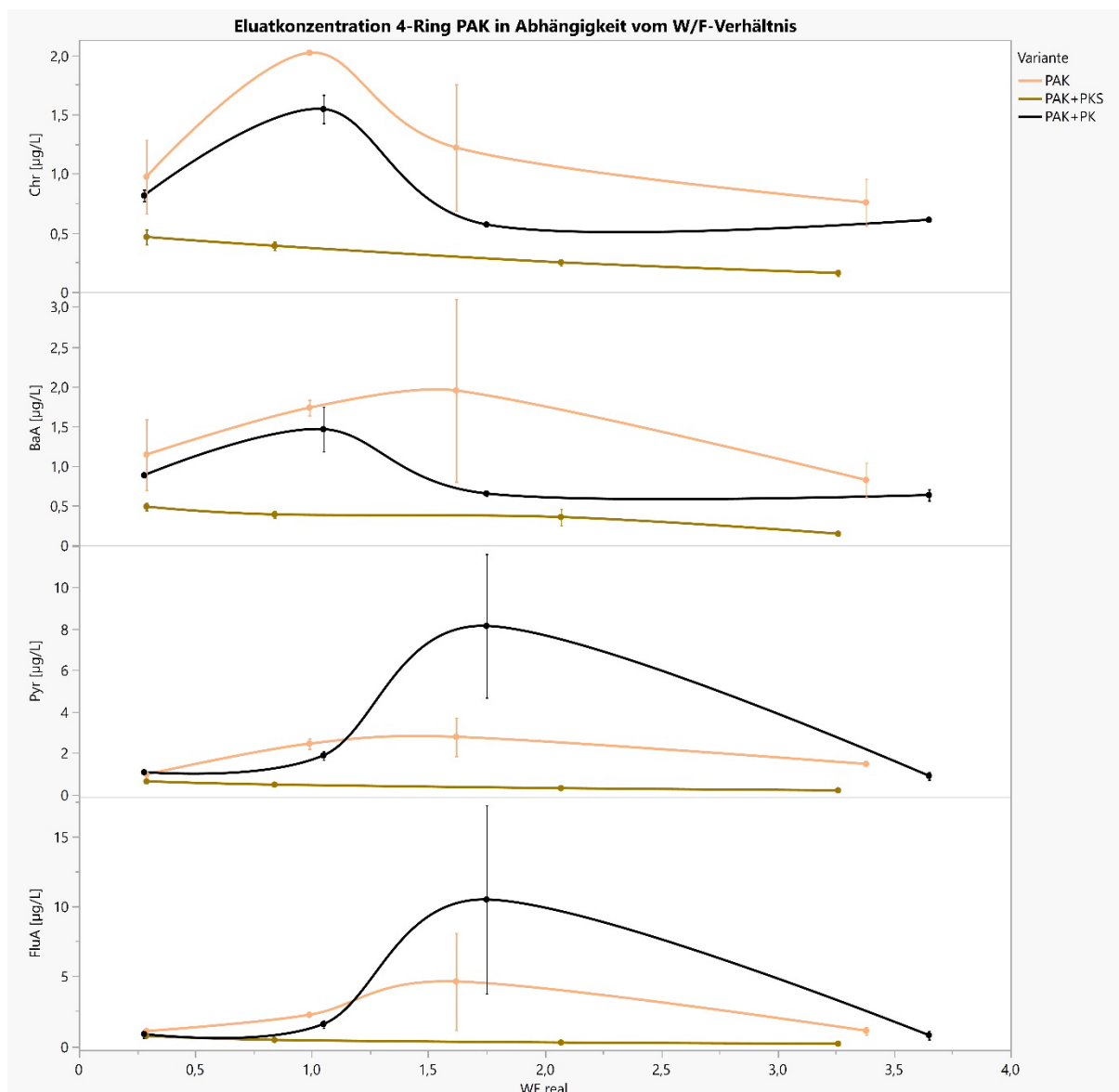


Abbildung 4.52: Eluatkonzentration der 4-Ring PAK in Abhängigkeit vom W/F-Verhältnis des Säulenperkolationsversuchs (n = 3 pro Variante und Fraktion; Mittelwerte \pm SD)

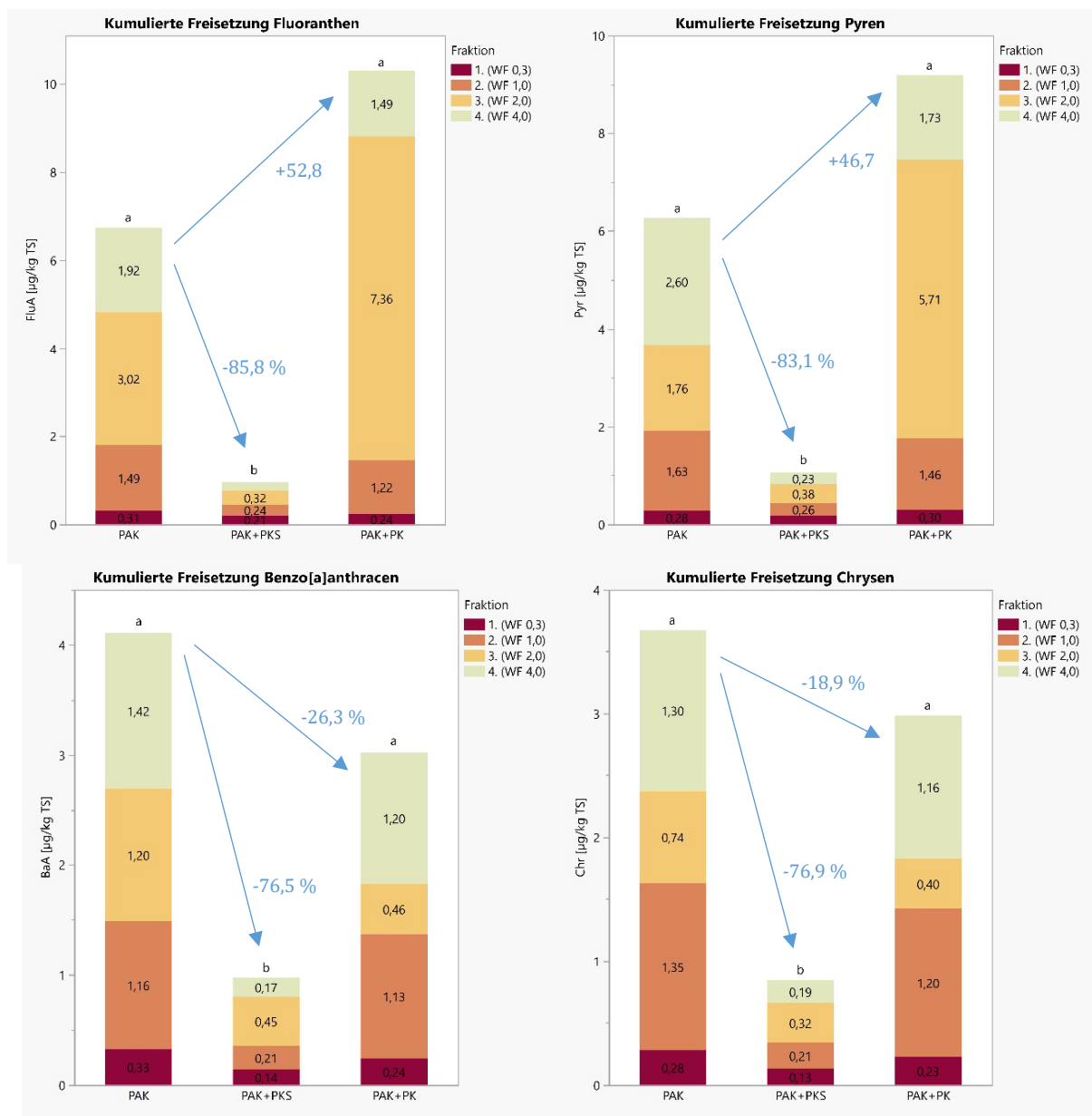


Abbildung 4.53: Kumulierte Freisetzung der vier 4-Ring-PAK (n = 3; unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede; nichtparametrischer Test: Wilcoxon-Test; Zahlen an den Pfeilen zeigen proz. Reduzierung (-) bzw. Erhöhung (+) der Freisetzung gegenüber des PAK-Bodens)

Die über die vier Fraktionen des Säulenperkolationsversuches ermittelten Eluatkonzentrationen der vier **5-Ring-PAK** Benzo[b]fluoranthen (BbF), Benzo[k]fluoranthen (BkF), Benzo[a]pyren (BaP) und Dibenzo[a,h]anthracen (DahA) sowie der zwei **6-Ring-PAK** Benzo[ghi]perylen (BghiP) und Indeno[1,2,3-cd]pyren (i123cdP) verlaufen nahezu deckungsgleich, wenngleich jedoch auf unterschiedlichem Konzentrationsniveau und ähneln sehr der Konzentrationskurve des 4-Ring-PAKs Chrysen (vgl. Abb. 4.54 und Abb. 4.56). Das Konzentrationsmaximum aller 5-Ring-PAK der Varianten PAK und PAK+PK liegt in der 2. Fraktion, ähnlich dem Verlauf der Trübung (Kap. 4.4.2.4). Nach der 2. Fraktion gehen die Konzentrationskurven in typische Abklingkurven über mit einer kontinuierlichen Freisetzung ab der 3. Fraktion. Die Variante PAK+PKS zeigt weiterhin von Beginn an kontinuierlich verlaufende Eluatkonzentrationen ohne ausgeprägte Maxima auf niedrigem Niveau.

Die Leitsubstanz der 16 EPA-PAK Benzo[a]pyren (BaP) wird im Maximum mit 2,97 µg/L (PAK-Boden, W/F 1,0) bzw. 2,51 µg/L (PAK+PK, W/F 1,0) und 0,68 µg/L (PAK+PKS, W/F 0,3) eluiert. Die Eluatkonzentrationen bei einem W/F 2,0 liegen teilweise deutlich niedriger (vgl. Abb. 4.54).

Hinsichtlich der kumulierten Freisetzungen aus den vier Fraktionen des Säulenperkolationsversuches haben die jeweils ersten Fraktionen für jede Variante den erwartungsgemäß geringsten Anteil an der Gesamtfreisetzung. Die 2. und 4. Fraktion zeigen aufgrund ihrer Intensität und Dauer variantenübergreifend bei allen 4-6 Ring-PAK die deutlich höheren Freisetzungen (vgl. Abb. 4.55 und Abb. 4.57). Die Variante mit PKS setzt kontinuierlich Gehalte <0,5 µg/kg TS pro Fraktion frei und unterscheidet sich somit nachweislich signifikant mit niedrigeren kumulativen Freisetzungen von den Varianten PAK und PAK+PK. Zwischen den Varianten PAK und PAK+PK gibt es abermals zwar tendenzielle Unterschiede, aber keine von statistischer Relevanz.

Die Anwendung von Pflanzenkohlesubstrat und Pflanzenkohle führt bei den 5-Ring-PAK und 6-Ring-PAK im Mittel durchgehend zu folgenden Reduzierungen (-) der kumulierten Freisetzung im Vergleich zum reinen PAK-Boden (vgl. vgl. Abb. 4.55 und Abb. 4.57):

- Benzo[b]fluoranthen → PKS: -81,4 % (signifikant, p=0,0004), PK: -19,7 %
- Benzo[k]fluoranthen → PKS: -81,0 % (signifikant, p=0,0004), PK: -20,9 %
- Benzo[a]pyren (BaP) → PKS: -82,0 % (signifikant, p=0,0003), PK: -21,9 %
- Dibenzo[a,h]anthracen (DahA) → PKS: -89,6 % (signifikant, p=0,0001), PK: -13,2 %
- Benzo[ghi]perylen (BghiP) → PKS: -87,2 % (signifikant, p=0,0001), PK: -23,2 %
- Indeno[1,2,3-cd]pyren → PKS: -87,9 % (signifikant, p=0,0001), PK: -19,5 %

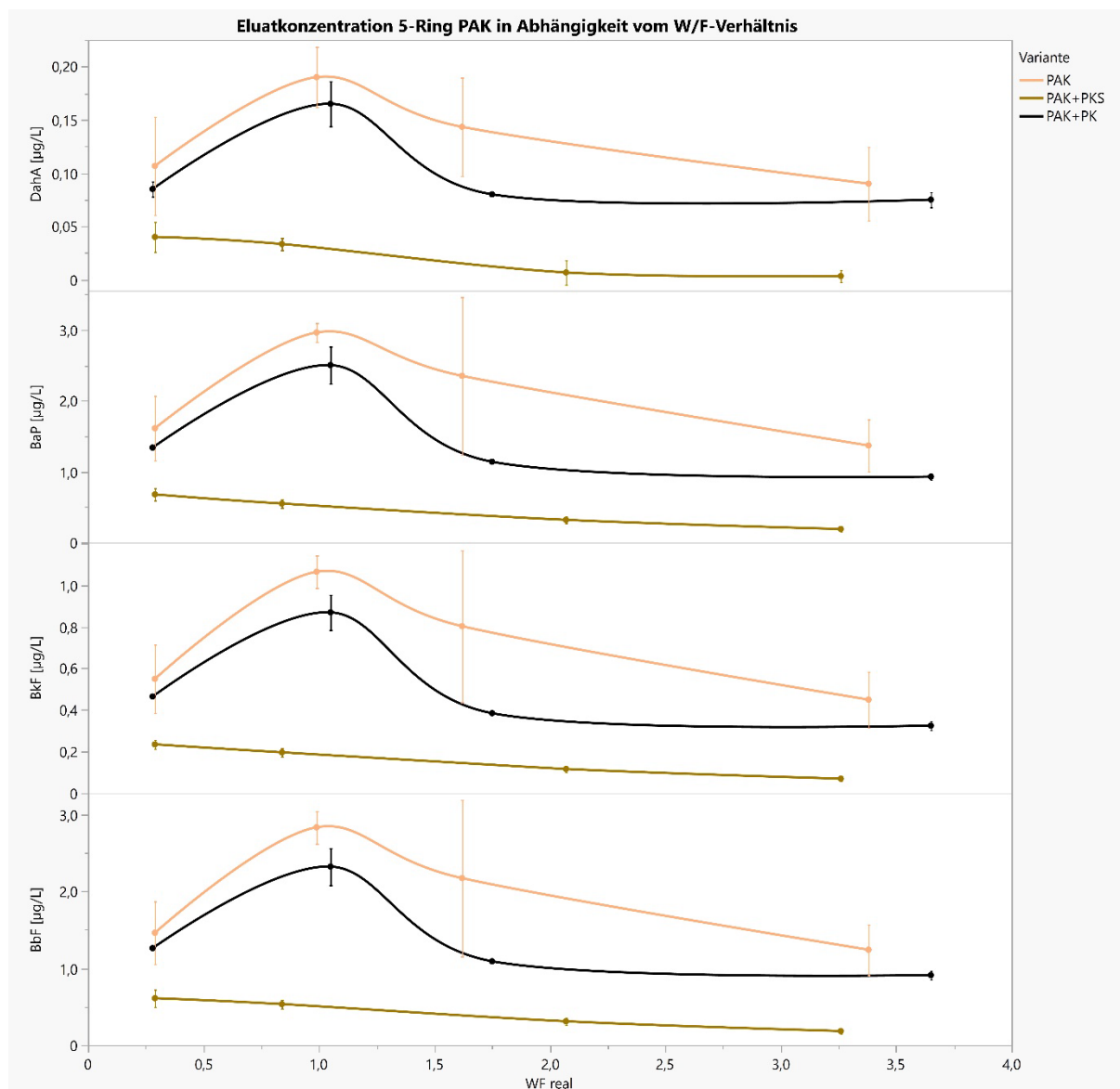


Abbildung 4.54: Eluatkonzentration der 5-Ring PAK in Abhängigkeit vom W/F-Verhältnis des Säulenperkolationsversuchs ($n = 3$ pro Variante und Fraktion; Mittelwerte \pm SD)

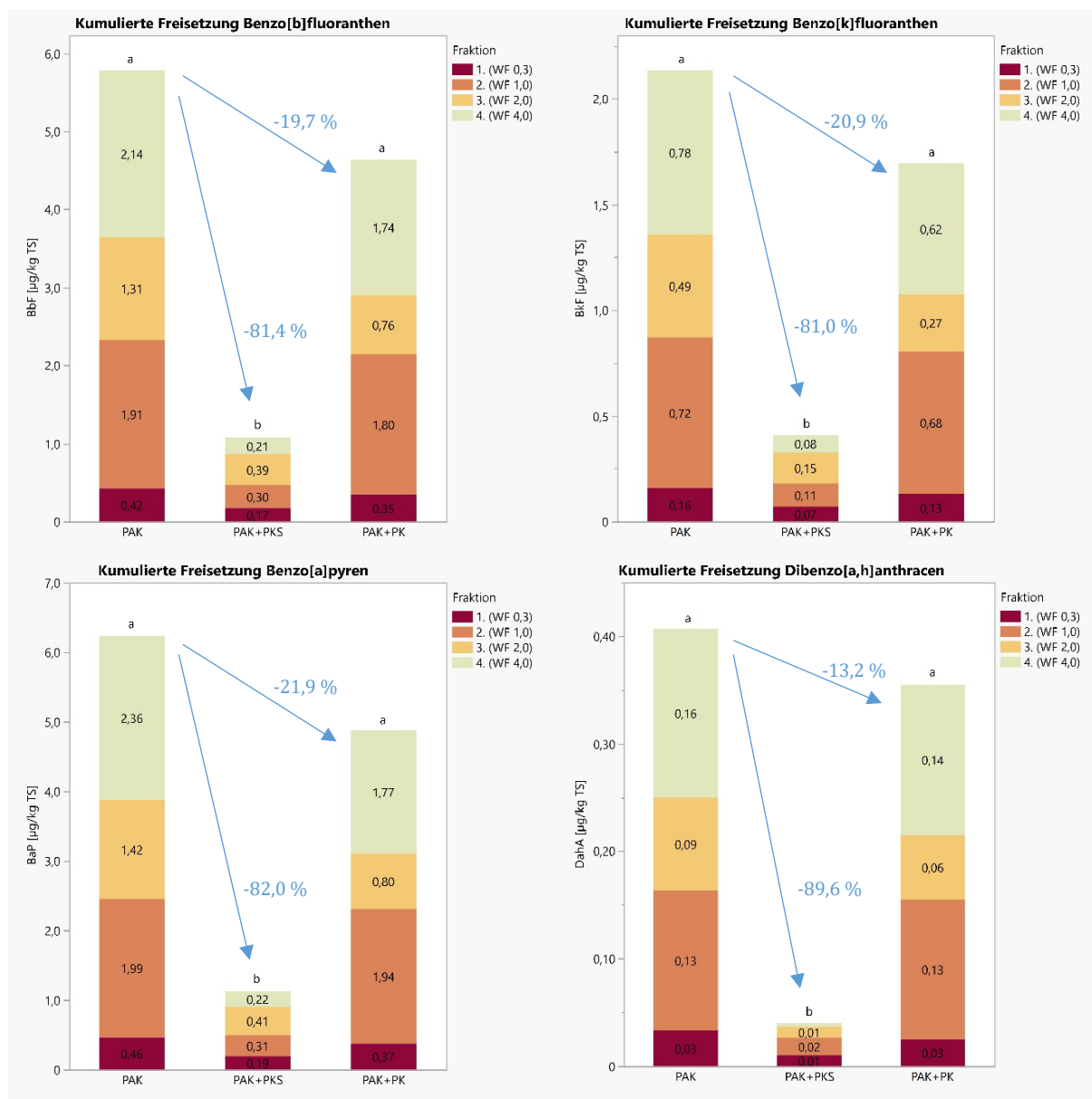


Abbildung 4.55: Kumulierte Freisetzung der vier 5-Ring-PAK (n = 3; unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede; nichtparametrischer Test: Wilcoxon-Test; Zahlen an den Pfeilen zeigen proz. Reduzierung (-) bzw. Erhöhung (+) der Freisetzung gegenüber des PAK-Bodens)

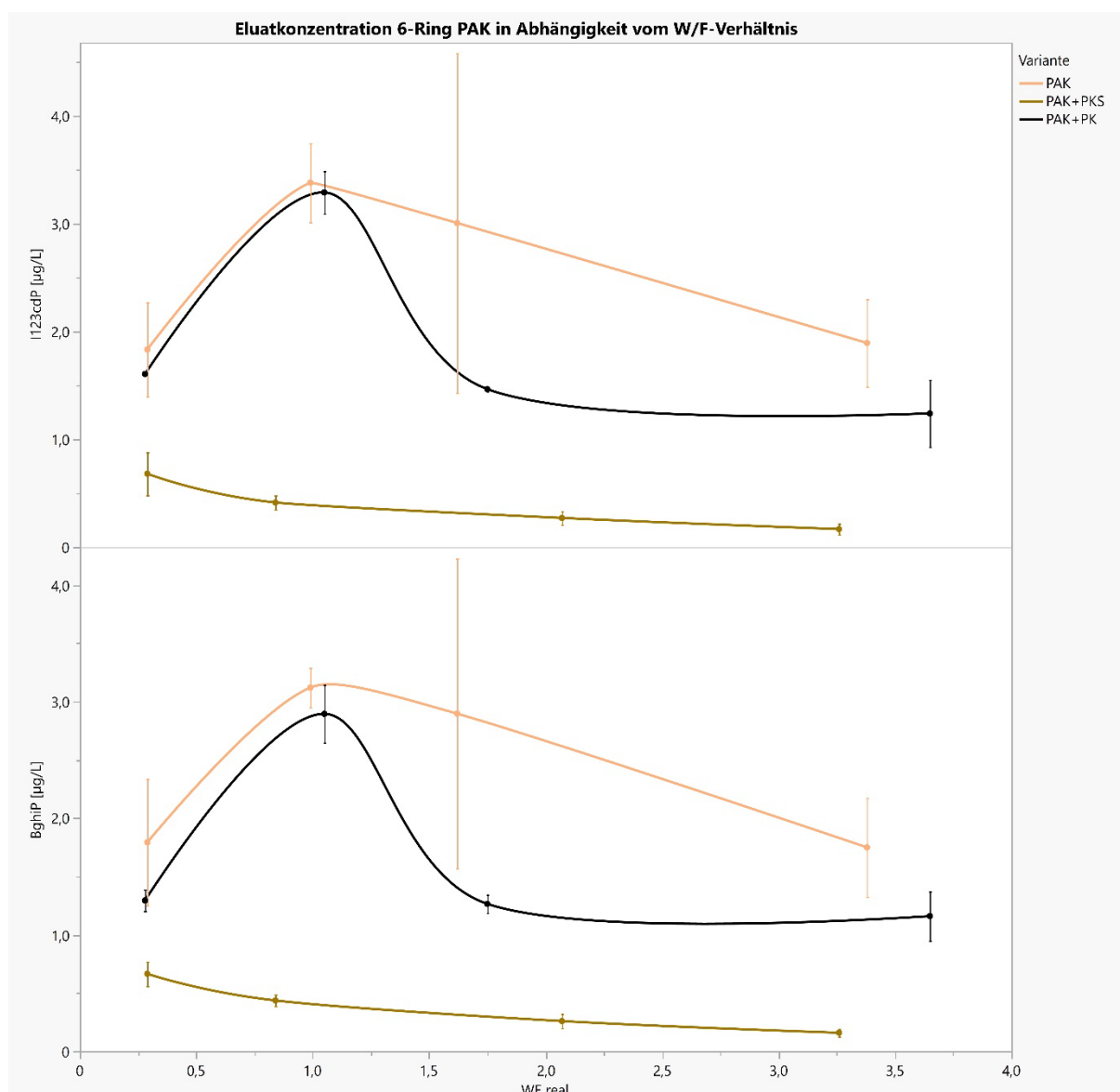


Abbildung 4.56: Eluatkonzentration der 6-Ring PAK in Abhängigkeit vom W/F-Verhältnis des Säulenperkolationsversuchs ($n = 3$ pro Variante und Fraktion; Mittelwerte \pm SD)

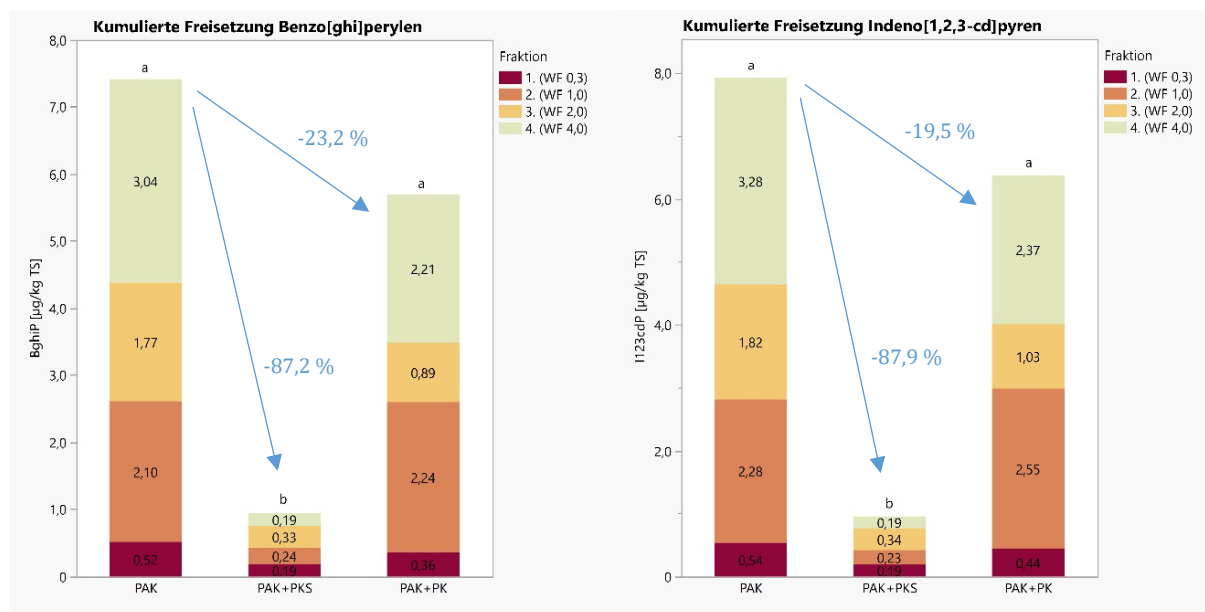


Abbildung 4.57: Kumulierte Freisetzung der zwei 6-Ring-PAK (n = 3; unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede; nichtparametrischer Test: Wilcoxon-Test; Zahlen an den Pfeilen zeigen proz. Reduzierung (-) bzw. Erhöhung (+) der Freisetzung gegenüber des PAK-Bodens)

4.4.2.4 Eluatbegleitparameter pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Trübung

Neben den Konzentrationen der 16 Einzel-PAK wurden auch die Parameter pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Trübung sowie TOC im Eluat bestimmt (vgl. Abb. 4.58 bis 4.61).

Die pH-Werte der Säulenperkolate variieren für den PAK-Boden zwischen 7,76 und 7,97 (Median: 7,91), für die Variante mit PKS-Einmischung zwischen 7,88 und 7,97 (Median: 7,91) und für die PK-Variante zwischen 7,94 und 8,05 (Median: 7,99). Trotz augenscheinlich eng beieinander liegender pH-Werte lassen sich signifikante Unterschiede feststellen. So zeigt die Variante mit PK signifikant höhere pH-Werte als die Varianten mit purem PAK-Boden und PAK-Boden+PKS ($p=0,0013$ bzw. $0,0006$). Ein statistischer Zusammenhang zwischen der PAK-Konzentration und dem pH-Wert lässt sich jedoch kaum feststellen.

Die elektrischen Leitfähigkeiten der Eluate liegen bei dem PAK-Boden zwischen 125 und 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Median: 180 $\mu\text{S}/\text{cm}$), bei der Variante PAK+PKS zwischen 203 und 1.486 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Median: 312 $\mu\text{S}/\text{cm}$) und bei PAK+PK zwischen 162 und 665 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Median: 240 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Die zwischen den drei Varianten bestehenden tendenziellen Unterschiede sind statistisch nicht signifikant. Der Eluatparameter Lf korreliert nicht mit den Eluatkonzentrationen der 16 PAK-Einzelsubstanzen der Varianten PAK sowie PAK+PK, jedoch hingegen mit denen der Variante PAK+PKS ($r=0,69$ bei BaA bis $r=0,96$ bei FluA; vgl. Tab. 4.2).

Die hinsichtlich eines partikelgebundenen Transports von PAK interessante Eluatparameter Trübung schwankt zwischen 18,5 und 52,7 FNU (Median: 32,7 FNU) bei dem puren PAK-Boden, zwischen 16,2 und 33,0 FNU (Median: 25,1 FNU) bei der PKS-Variante sowie zwischen 17,8 und 76,1 FNU (Median: 28,4 FNU) bei der PK-Variante. Die Einmischung von

PKS führt zu signifikant niedrigeren ($p=0,0126$) Trübungen im Eluat im Vergleich zu den beiden anderen Varianten, deren Trübungsmaximum in der 2. Fraktion zu finden ist. Zwar liegen die Trübungen der PK-Variante tendenziell höher als die der PAK-Variante, aber signifikante Unterschiede sind aufgrund der großen Spannweiten der Trübungswerte zwischen diesen beiden Varianten nicht feststellbar (vgl. Abb. 4.59). Zwischen der Trübung und der 16 EPA-PAK-Eluatkonzentrationen (sowohl die Summe als auch die Einzel-PAK) bestehen durchaus nennenswerte Korrelationen. So sind bei dem PAK-Boden und der Variante PAK+PK die Korrelationen erst bei den PAK ab 4 Ringen signifikant ($r=0,63$ bis $0,96$), wohingegen bei der Variante mit PKS-Einmischung bei allen 16 Einzelsubstanzen (außer Ace) signifikante Korrelationen ($p=0,44$ bis $0,81$) ermittelt werden konnten (vgl. Tab. 4.2).

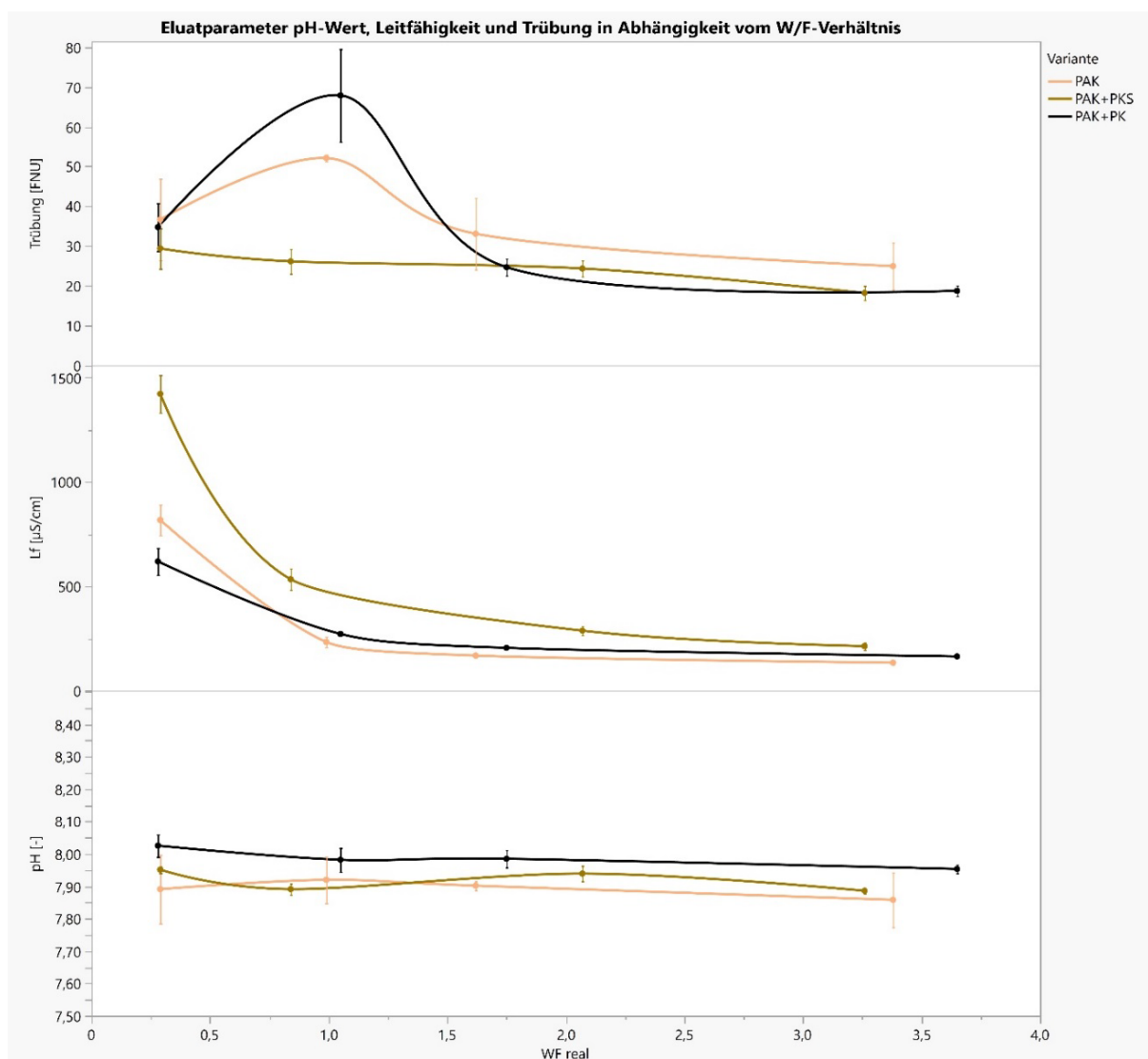


Abbildung 4.58: pH-Wert, Leitfähigkeit und Trübung der Eluate in Abhängigkeit vom W/F-Verhältnis des Säulenperkolationsversuchs (A) und gepoolt über die gesamte Versuchsdauer (B); Mittelwerte und Standardabweichungen bzw. Boxplots mit Perzentilen und Signifikanzen (nicht-parametrischer Test Wilcoxon).

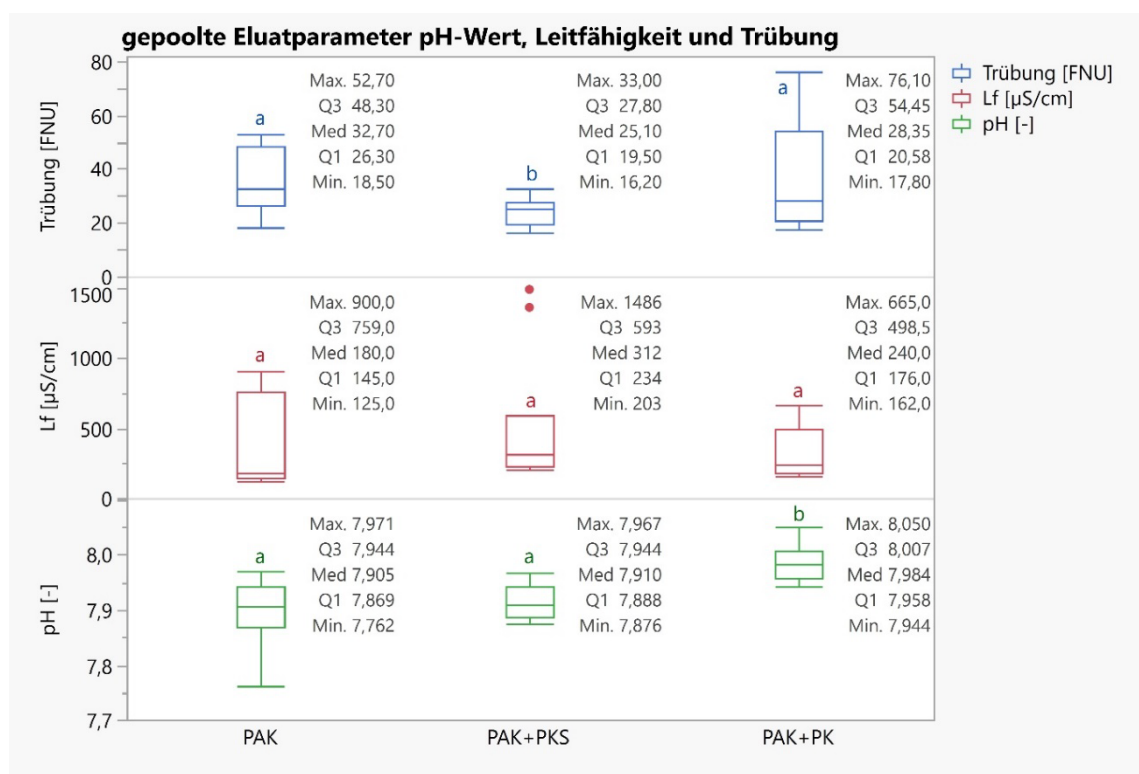


Abbildung 4.59: Gepoolte Eluatbegleitparameter pH-Wert, Leitfähigkeit und Trübung der Eluate der Säulenperkolationsversuche (Boxplots mit Perzentilen; verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede)

Neben der Trübung kann auch der TOC die Freisetzung von hydrophoben organischen Schadstoffen, wie z.B. PAK beeinflussen, indem sorbierte Schadstoffanteile partikulär gebunden ausgetragen werden. Zum anderen kann TOC/DOC lösungsvermittelnd wirken. Die TOC-Konzentrationen aller drei Varianten haben ihr jeweiliges Maximum in der 1. Fraktion (W/F 0,3) und sinken mit fortschreitender Elutionsdauer kontinuierlich ab (vgl. Abb. 4.60 A). Die Variante mit PKS-Einmischung unterscheidet sich mit TOC-Konzentrationen zwischen 16,41 und 94,50 mg/L (Median: 45,35 mg/L) signifikant zu den Varianten mit PK-Einmischung (8,05 - 18,88 mg/L; Median: 11,58 mg/L) sowie dem reinen PAK-Boden (9,53 - 31,3 mg/L; Median: 16,45 mg/L; vgl. Abb. 4.60 B). Die Varianten PAK und PAK+PK sind nicht signifikant unterschiedlich. Auch beim TOC bestehen ähnliche Korrelationen wie bei den Parametern Lf und Trübung. So korrelieren bei der Variante mit PKS-Einmischung die Eluatkonzentrationen aller 16 Einzelsubstanzen (außer Ace) mit dem TOC teilweise hoch signifikant ($p=0,55$ bis $0,97$). Bei dem PAK-Boden und der Variante PAK+PK sind die Korrelationen meist schwächer und i.d.R. erst bei den PAK ab 4 Ringen leicht signifikant (vgl. Tab. 4.2).

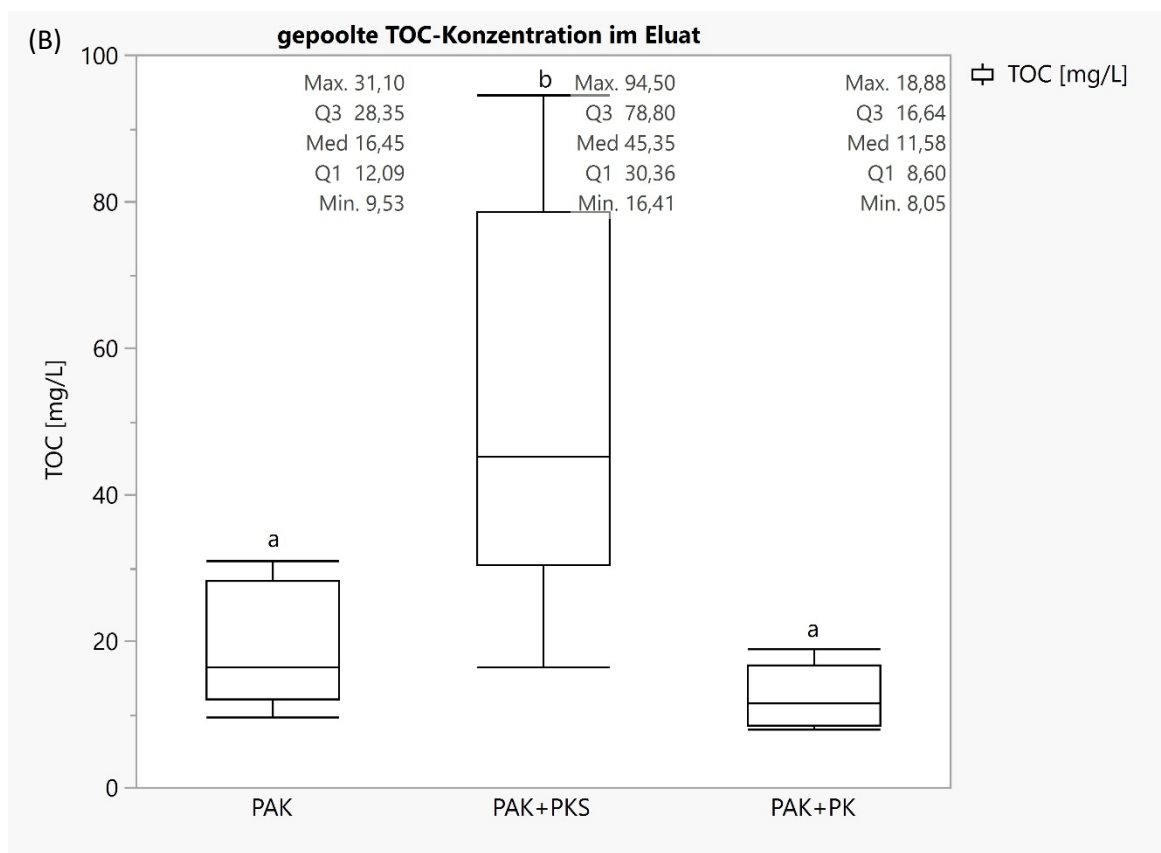
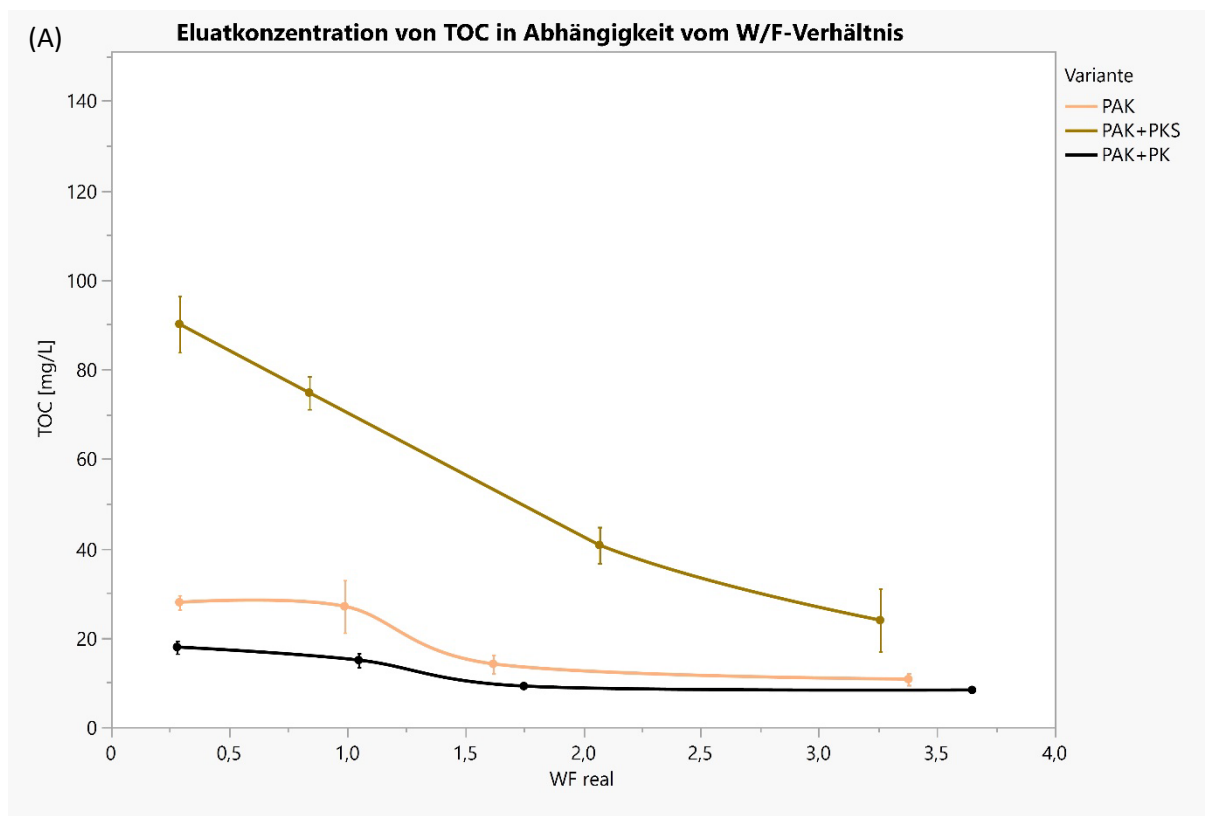


Abbildung 4.60: TOC-Konzentration der Eluate der Säulenperkolationsversuche, dargestellt in Abhängigkeit der W/F-Verhältnisse (A) und gepoolt über die gesamte Versuchsdauer (B); (Mittelwerte und Standardabweichungen bzw. Boxplots mit Perzentilen, verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede)

Tabelle 4.2: Korrelationskoeffizienten zwischen den 16 EPA-PAK und den Eluatbegleitparametern elektrische Leitfähigkeit, Trübung und TOC (die Farben zeigen Höhe der Signifikanz)

Korrelationen	Elektrische Leitfähigkeit			Trübung			TOC		
	PAK	PAK+PKS	PAK+PK	PAK	PAK+PKS	PAK+PK	PAK	PAK+PKS	PAK+PK
Summe PAK	-0,248	0,896	-0,274	0,091	0,707	-0,058	-0,152	0,670	-0,255
Nap	-0,244	0,923	-0,530	-0,560	0,441	-0,638	-0,499	0,574	-0,753
Acy	-0,132	0,886	-0,331	0,015	0,616	-0,328	-0,220	0,582	-0,420
Ace	-0,385	0,084	-0,335	-0,353	0,095	-0,326	-0,477	-0,058	-0,454
Flo	-0,395	0,914	-0,370	-0,307	0,465	-0,372	-0,457	0,598	-0,514
Phe	-0,038	0,819	0,139	-0,153	0,640	-0,314	-0,171	0,547	0,028
Ant	-0,171	0,941	-0,374	-0,218	0,680	-0,384	-0,260	0,759	-0,508
FluA	-0,324	0,962	-0,320	-0,150	0,688	-0,226	-0,247	0,941	-0,390
Pyr	-0,601	0,888	-0,339	0,118	0,722	-0,208	-0,272	0,969	-0,402
BaA	-0,164	0,689	0,145	0,632	0,811	0,865	0,141	0,812	0,532
Chr	-0,141	0,824	0,086	0,926	0,764	0,934	0,460	0,969	0,529
BbF	-0,228	0,788	0,065	0,832	0,739	0,920	0,331	0,959	0,488
BkF	-0,206	0,822	0,078	0,847	0,794	0,929	0,357	0,969	0,508
BaP	-0,217	0,839	0,075	0,824	0,766	0,924	0,315	0,970	0,499
DahA	-0,196	0,754	-0,043	0,889	0,612	0,959	0,367	0,894	0,424
BghiP	-0,312	0,914	-0,080	0,726	0,743	0,894	0,148	0,935	0,355
l123cdP	-0,336	0,902	-0,003	0,709	0,659	0,924	0,145	0,883	0,437

4.4.3 Vergleich Eluat- und ausgewählte Feststoffparameter

Die Einmischung von PK führt tendenziell zu einer Erhöhung der pH-Werte und der in den mit PAK verunreinigten Böden (vgl. Kapitel 3.1.3). Die erhöhten pH-Werte der PAK-Böden mit PKS und PK spiegeln sich auch in den pH-Werten der Eluate wider, d.h. es besteht eine direkte Korrelation zwischen dem Boden- und dem Eluat-pH-Wert.

Analog dazu verhält es sich mit dem Salzgehalt der Böden und der elektrischen Leitfähigkeit der Eluate. Höhere Salzgehalte führen erwartungsgemäß auch zu höheren elektrischen Leitfähigkeiten der Eluate, vor allem aufgrund der leicht löslichen Nährstoffe.

Nachvollziehbar sind zudem Steigerungen der organischen Substanz (OS) bzw. des Kohlenstoffs (C) des schwach schluffigen PAK-Bodens mit der Anwendung von PKS und PK. Durch den relativ intensiven Schütteltest werden aus diesen Feststoffen erwartungsgemäß mehr organische Bestandteile, wie z.B. Huminstoffe bzw. feinste Pflanzenkohlepartikel, eluiert. Auch beim Säulenperkolationsversuch sind Korrelationen zwischen Trübung, TOC und den Eluatkonzentrationen der Einzel-PAK feststellbar, wenngleich die Variante mit PK weniger TOC aufgrund geringerer Gehalte an Organischer Substanz eluiert als die Variante mit PK-Substrat.

4.4.4 Zusammenfassung der Parzellenversuche

Die nachfolgende Tabelle 4.3 gibt einen zusammenfassenden Überblick über den Effekt von PK- und PKS-Einmischungen auf die Auswaschung aller 16 Einzel-PAK nach EPA sowie über die Eluatbegleitparameter pH-Wert, Lf, Trübung und TOC. Deutlich zu erkennen ist der Effekt der PK und des PKS ab den höhermolekularen PAK. Hier werden durchgängig Reduzierungen der PAK-Freisetzung beobachtet. Auch als Summenparameter zusammengefasst werden die 16 EPA-PAK-Freisetzung durchgängig durch PK und PKS sowohl im Schüttel- als auch Säulenperkolationsverfahren reduziert. Bei den 3-Ring-PAK ist eine Verringerung der Freisetzung im Säulenperkolationsverfahren feststellbar, im Schüttelverfahren hingegen zeigt sich kein eindeutiger Effekt. Die Lf werden tendenziell erhöht, ebenso wie die pH-Werte der Eluate mit PK und PKS. In Summe werden mit beiden Elutionsverfahren die PAK-Freisetzung effektiv und oftmals sogar signifikant reduziert.

Tabelle 4.3: Überblick über den Effekt von PK und PK-Substrat auf die Elution von PAK und Eluatbegleitparameter im Schüttel- und Säulenperkolationsverfahren im Vergleich zum Kontrollboden (↑=Erhöhung d. Freisetzung; ↓=Reduzierung d. Freisetzung; ↔=kein Effekt sichtbar; (t)=nur tendenzieller Effekt)

	Ring-Anzahl	Schüttelverfahren		Säulenperkolationsverfahren	
		PKS	PK	PKS	PK
Nap	2	↔	↔	↓	↑ (t)
Acy	3	↓	↓	↓ (t)	↑
Ace	3	↔	↔	↓	↔
Flo	3	↔	↔	↓	↑ (t)
Phe	3	↔	↔	↓	↓ (t)
Ant	3	↓	↓	↓	↑ (t)
FluA	4	↔	↓	↓	↑ (t)
Pyr	4	↓	↓	↓	↑ (t)
BaA	4	↓	↓	↓	↓ (t)
Chr	4	↓	↓	↓	↓ (t)
BbF	5	↓	↓	↓	↓ (t)
BkF	5	↓	↓	↓	↓ (t)
BaP	5	↓	↓	↓	↓ (t)
DahA	5	↓	↔	↓	↓ (t)
BghiP	6	↓	↓	↓	↓ (t)
I123cdP	6	↓	↓	↓	↓ (t)
Summe 16 EPA-PAK		↓	↓	↓	↓ (t)
Trübung		↔	↔	↓	↔
Leitfähigkeit		↑	↔	↑ (t)	↔
pH		↑ (t)	↔	↔	↑
TOC		n.b.	n.b.	↑	↓ (t)

4.5 Elutionsverhalten von Nährstoffen und Schwermetallen aus Böden mit/ohne Pflanzenkohle (Lysimeterversuche)

Die im Frühjahr 2019 im Tierpark Berlin-Friedrichsfelde angelegten Lysimeterversuche dienen der Untersuchung des Effektes von Pflanzenkohlekompost (PKK) und Pflanzenkohle (PK) auf die Wasserspeicherung sowie das dynamische Freisetzungsverhalten von Makronährstoffen und Schwermetallen aus einem typischen bauschuttreichen urbanen Boden unter Freilandbedingungen. Der Aufbau und das Versuchsdesign sind in Kap. 3.4 detailliert beschrieben. Neben einer Verringerung der Nähr- und Schadstoffauswaschung aufgrund geringerer Sickerwassermengen wird durch die Anwendung von PKK und PK eine Steigerung der Bodenqualität und Biomasse sowie der Kohlenstoffspeicherung im Boden erwartet.

Im Folgenden werden die Ergebnisse zur Sickerwassermenge, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit sowie zur Auswaschung von Nährstoffen, ausgewählten Schwermetallen und TOC vorgestellt, welche zwischen dem Beginn der Lysimeterversuche im Mai 2019 und Juli 2022 (entspricht 1.156 Tage Versuchsdauer) erhoben werden konnten.

4.5.1 Sickerwassermengen

Die nachfolgende Abbildung 4.61 zeigt die kumulierten Sickerwassermengen für alle durchgeführten Probenahmen innerhalb der 1.156-tägigen Versuchsdauer, angegeben als Mittelwert und Standardabweichung aus den drei Wiederholungen pro Variante.

Nachdem die ersten beiden Sickerwasserprobenahmen (Tag 14 und Tag 35) witterungsbedingt (Trockenheit Frühjahr/Sommer 2019) lediglich sehr geringe Sickerwassermengen von unter 5 L pro Lysimeter als Mittelwert aufwiesen, wurde anschließend ein Starkregenereignis von 60 L pro Lysimeter (= 60 L/m²) innerhalb weniger Minuten mit Gießwasser aus dem Tierpark simuliert. Erwartungsgemäß stiegen die Sickerwassermengen aller Varianten zur dritten Probenahme (Tag 49) hin an. Zu Beginn der Lysimeterversuche kam es zu sichtbaren Anfangseffekten, d.h. es wurden Setzungen der eingebauten Substrate sowie präferenzielle Fließwege im Lysimeter beobachtet, welche Auswirkungen auf die Bildung von Sickerwasser sowie die Streuung der 3 Wiederholungen der Varianten hat. Des Weiteren gab es keinen nennenswerten Grasbewuchs bis Ende Juni 2019 und somit keinen Entzug von Wasser und Nährstoffen durch die Pflanzen. Dies änderte sich jedoch und zum Zeitpunkt der vierten Probenahme (Tag 89) konnte lediglich bei den Varianten Bo und Bo+PK anfallendes Sickerwasser entnommen werden, da alle anderen Varianten aufgrund des dichten Bewuchses mit Gras und einer damit einhergehend höheren Biomasse mit gesteigertem Wasserentzug kein Sickerwasser lieferten. Das spiegelt sich ebenso in der Beprobung des Sickerwassers im Oktober 2019 (Tag 167) wider. Auch hier fielen lediglich bei den Varianten Bo und Bo+PK, also die Varianten ohne Kompost oder Pflanzenkohlekompost, messbare Sickerwassermengen an. Bei der nach weiteren sechs Monaten durchgeführten Probenahme im April 2020 (Tag 356) konnte nach relativ regenreichen Monaten Februar und März bei fast allen Lysimeter (Ausnahme: Bo+coPKK10) Sickerwasser beprobt werden. Auch hier fallen abermals die Varianten mit purem Boden (Bo und Bo+PK) mit sehr hohen

Sickerwassermengen von 70 L bzw. 77 L auf, wohingegen die Varianten mit Kompost oder Pflanzenkohlekompost (Bo+PKK0 und Bo+PKK0+PK) Sickerwasserraten von lediglich 8,7 L bzw. 1,9 L aufweisen. Anschließend wurden die Probenahmezeitpunkte aufgrund längerer Trockenperioden zeitlich entzerrt, damit bei jedem Lysimeter Sickerwasser gewonnen werden konnte. Bei der Beprobung am Tag 742 und Tag 1.156 (Juli 2022), zeigen abermals die Varianten mit Kompost oder Pflanzenkohlekompost geringere Sickerwassermengen als die Varianten mit purem Boden (Bo und Bo+PK).

Die kumulierten Sickerwassermengen zeigen deutliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Varianten, abhängig von der Anwendung von Kompost mit/ohne PK oder nur PK. Die Varianten Boden (Bo) und Boden+PK (Bo+PK) weisen mit 271 L bzw. 315 L deutlich höhere kumulierte Sickerwassermengen auf als die drei Varianten mit Kompost (Bo+PKK0: 100 L), Kompost+PK (Bo+PKK0+PK: 72 L) und Pflanzenkohlekompost mit co-kompostierter PK (Bo+coPKK10: 44 L). Die Wirkung von Kompost und Pflanzenkohle auf die Speicherung und Rückhalt von Wasser ist, wie bereits angesprochen, überaus deutlich erkennbar, wengleich große Spannweiten der Sickerwassermenge innerhalb und zwischen den Probenahmezeitpunkten eine statistisch aussagekräftige Auswertung erschweren, da aufgrund realer Freilandbedingungen nicht an allen Zeitpunkten in allen Lysimetern Sickerwasser anfiel. Gründe hierfür waren neben meteorologischen Gegebenheiten die bereits erwähnte Steigerung der Biomasse und des Wasserrückhaltes der Varianten mit Kompost und Pflanzenkohlekompost.

Die Anwendung von Kompost und Pflanzenkohlekompost führt zu einer deutlichen Reduzierung der Sickerwassermengen im Vergleich zu dem puren Boden sowie der Variante Bo+PK. Die in der Abbildung 4.61 dargestellten prozentualen Reduzierungen beziehen sich jedoch auf die Varianten mit PK im Vergleich zu denen ohne PK. So kam es bei der Einmischung von purer PK in den puren Boden sogar zu einer leichten Steigerung der kumulativen Sickerwassermenge um 16 % (Bo+PK) gegenüber dem puren Boden (Bo), wahrscheinlich bedingt durch eine Auflockerung des Bodenmaterials durch die Einbringung von PK und der Förderung von Grobporen sowie präferentiellen Fließwegen. Die Einbringung von PK in den mit PKK0 versehenen Boden hingegen reduziert die Sickerwassermenge um 27 %. Am effektivsten mit 56 % weniger Sickerwasser stellt sich die Variante Bo+coPKK10 dar, d.h. Kompost mit co-kompostierte Pflanzenkohle speichert effektiver Wasser gegen Verlust via Sickerwasser und stellt den Pflanzen mehr Wasser zur Verfügung.

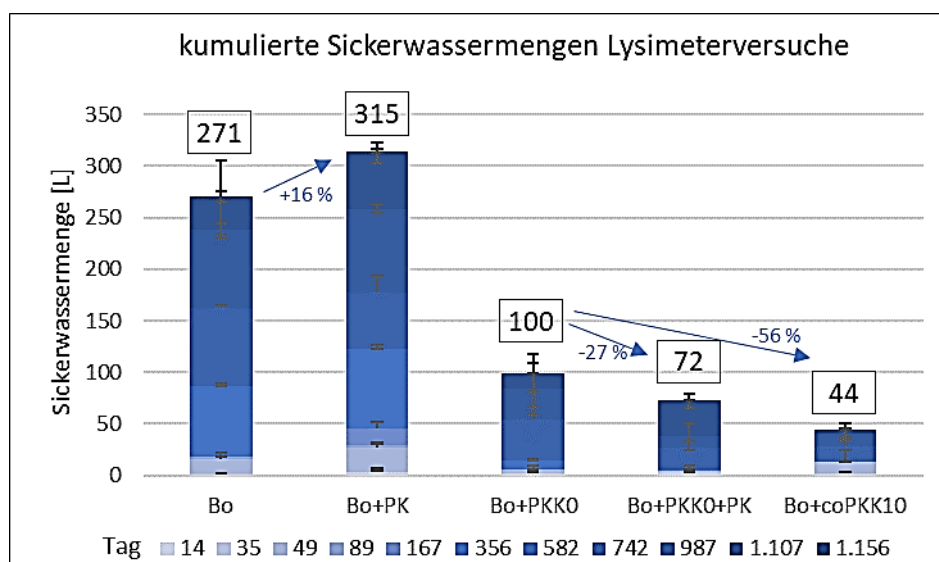


Abbildung 4.61: Kumulierte Sickerwassermengen der Lysimeterversuche im Tierpark-Friedrichsfelde (dargestellt pro Probenahmezeitpunkt nach Versuchstagen, Mittelwerte und Standardabweichungen sowie prozentuale Änderungen im Vergleich zur Variante ohne Pflanzenkohle; Bo: Boden, PK: Pflanzenkohle, PKK0: Kompost ohne PK, coPKK10: Kompost mit co-kompostierter PK)

4.5.2 pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser

Die pH-Werte der Sickerwässer (Abb. 4.62) zeigen im Mittel für die Varianten mit Pflanzenkohle und Pflanzenkohlekompost zunächst bis April 2020 (Tag 356) tendenziell leicht höhere pH-Werte (um 8,0) als die Varianten ohne Pflanzenkohle und -kompost. Ab Frühjahr 2020, nach einem Jahr Versuchszeit, steigen die pH-Werte der Varianten Bo und Bo+PK zunehmend an (7,71 bzw. 7,92), da der sandige Boden mit Bauschuttanteilen wahrscheinlich basische Stoffe freisetzt. Die Varianten mit Kompost (mit/ohne PK) sinken hingegen seit Frühjahr 2020 leicht ab und gleichen sich auf pH-Werte um 7,62-7,67 im Mittel an. Es muss jedoch beachtet werden, dass nicht zu jedem Zeitpunkt bei allen fünf Varianten Sickerwasser anfiel (siehe Kap. 4.5.1 Sickerwassermengen). Über die gesamte Versuchsdauer betrachtet, zeigen die Böden mit PK-Applikationen nur tendenziell höhere pH-Werte als die jeweiligen Varianten ohne PK.

Die elektrischen Leitfähigkeiten (Lf) im Sickerwasser (Abb. 4.63) weisen über die gesamte Versuchsdauer gemittelt für die Variante mit purem Boden 510 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Bo) und für den Boden mit PK-Einmischung vergleichbare Lf mit 515 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Bo+PK) auf relativ niedrigem Niveau auf. Die Einmischung von nährstoffreichem Kompost ohne bzw. mit nachträglich eingemischter Pflanzenkohle erhöht die Leitfähigkeiten im Sickerwasser nach einer kurzen Verzögerung zu Versuchsbeginn im weiteren Verlauf auf im Mittel 3.067 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Bo+PKK0) bzw. 2.725 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Bo+PPK0+PK), wobei Maxima von ca. 6.500 bzw. 7.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ erreicht werden. Die Co-Kompostierung von Pflanzenkohle hingegen senkt die Leitfähigkeiten signifikant auf 1.237 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Mittel (Bo+PKK10). Die Anwendung von PK in den mit PKK0 versehenen Boden reduziert die Lf im Sickerwasser um 11 %, die Variante mit co-kompostierter PK sogar um 60 % gegenüber der Bo+PKK0-Variante, was auf einen erhöhten Nährstoffrückhalt hindeutet.

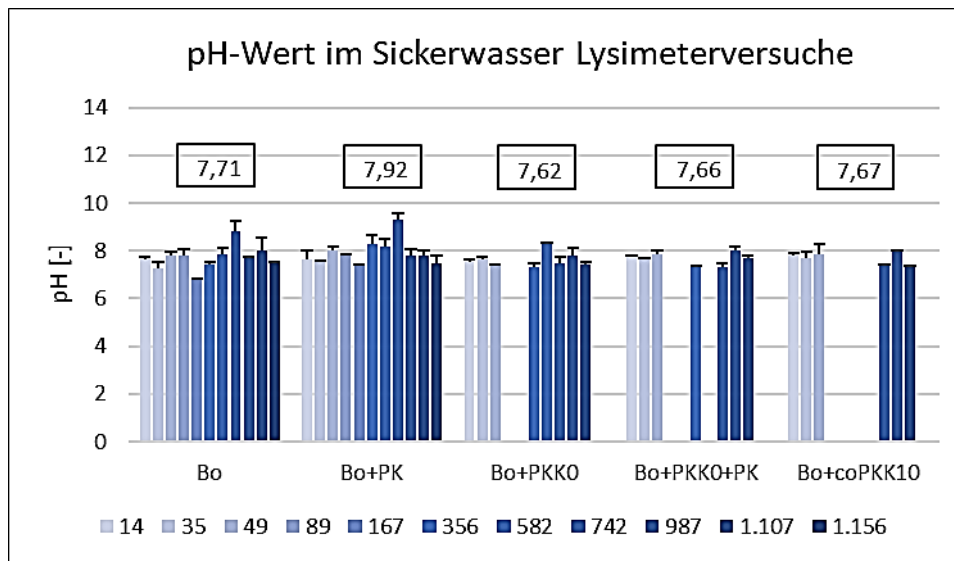


Abbildung 4.62: pH-Wert im Sickerwasser der Lysimeterversuche im Tierpark-Friedrichsfelde (dargestellt pro Probenahmezeitpunkt nach Versuchstagen, Mittelwerte und Standardabweichungen; Bo: Boden, PK: Pflanzenkohle, PKK0: Kompost ohne PK, coPKK10: Kompost mit co-kompostierter PK)

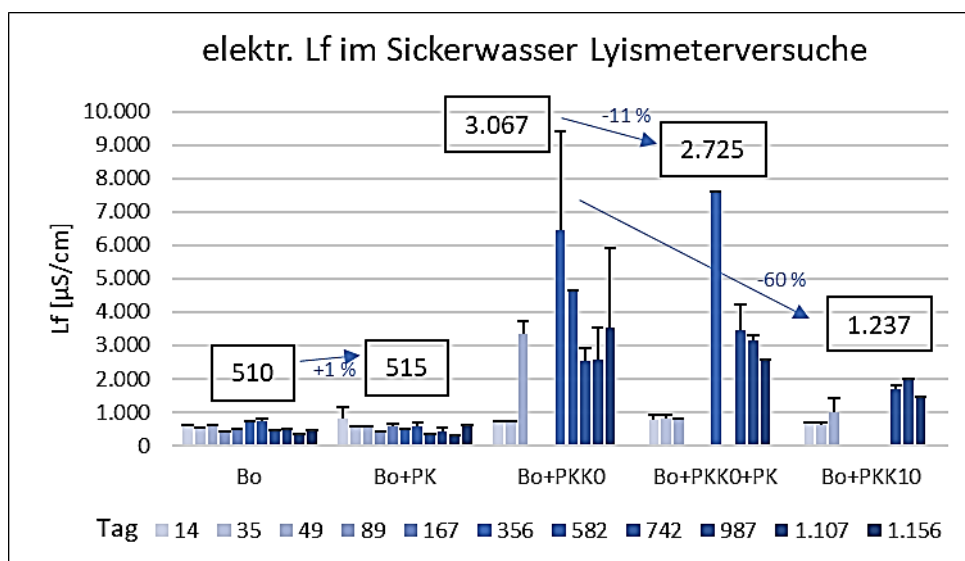


Abbildung 4.63: Elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser der Lysimeterversuche im Tierpark-Friedrichsfelde (dargestellt pro Probenahmezeitpunkt nach Versuchstagen, Mittelwerte und Standardabweichungen sowie prozentuale Änderungen im Vergleich zur Variante ohne Pflanzenkohle; Bo: Boden, PK: Pflanzenkohle, PKK0: Kompost ohne PK, coPKK10: Kompost mit co-kompostierter PK)

4.5.3 Nitrat, Chlorid und Sulfat

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Anionen Nitrat, Chlorid und Sulfat vorgestellt. Dabei werden nicht die Konzentrationen im Sickerwasser beider Anionen dargestellt, sondern ihre jeweiligen Frachten [mg/m^2], berechnet aus der Konzentration des Stoffes im Sickerwasser und der angefallenen Sickerwassermenge pro Lysimeter-Variante (bezogen auf 1 m^2 Oberfläche) zum jeweiligen Beprobungszeitpunkt (sofern Sickerwasser vorhanden war). So ist ersichtlich, welche Mengen des jeweiligen Stoffes mit dem Sickerwasser aus den Lysimetern freigesetzt werden.

Die nachfolgende Abbildung 4.64 zeigt die kumulierte **Nitrat**-Fracht mit logarithmischer Skalierung. Die Nitrat-Frachten im Sickerwasser zeigen für die Varianten mit Böden aufsummiert $314 \text{ mg}/\text{m}^2$ (Bo) bzw. $272 \text{ mg}/\text{m}^2$ (Bo+PK). Es verließen bis Juli 2022 demnach in Summe 314 bzw. 272 mg Nitrat die Lysimeter der beiden Varianten. Die Einmischung von nährstoffreichem Kompost ohne PK erhöht erwartungsgemäß die Nitrat-Fracht im Sickerwasser sehr stark auf im Mittel $25.963 \text{ mg}/\text{m}^2$ (Bo+PKK0). Sehr gut zu erkennen ist jedoch der Effekt der Pflanzenkohle in den Varianten Bo+PPK0+PK sowie Bo+coPKK10, welche die Nitrat-Frachten auf $881 \text{ mg}/\text{m}^2$ bzw. $1.904 \text{ mg}/\text{m}^2$ signifikant reduziert. Das bedeutet einen Nitratrückhalt von 96% bzw. 92% im Vergleich zur Variante mit Kompost ohne PK (Bo+PKK0). Auch im reinen Boden eingemischt erzielt die PK eine Reduzierung der Nitrat auswaschung um immerhin 13% (Variante Bo+PK).

Um die Wirkung der Pflanzenkohle auf den Nitrat-Rückhalt besser zu verdeutlichen, wird in der Tabelle 4.3 der aufsummierte und mit dem Sickerwasser ausgewaschene Nitrat-Anteil den verschiedenen Nitrat-Gesamtgehalten in den Substraten gegenübergestellt. Da es bei Nitrat nicht wie z.B. bei anderen Makronährstoffen und Metallen einen konkreten Gesamtgehalt gibt, wurde zum Vergleich der Nitrat-Gehalt aus der N_{min} -Bestimmung herangezogen und darüber hinaus noch der verfügbare, düngewirksame Stickstoff von N_t (Gesamt-N) für Komposte/ Pflanzenkohlekomposten mit 3% und bzw. 5% berechnet (DÜV, 2017; Haber, 2008). Aus dem reinen Boden (Bo) wird mit der Einmischung von PK (Variante Bo+PK) tendenziell weniger Nitrat ($4\text{-}7 \%$) vom „Nitrat-Gesamtgehalt“ ausgewaschen. Jedoch erst in den Varianten mit Kompost wird die Wirkung der PK deutlich erkennbar. Die Variante Bo+PKK0 setzt je nach Gesamtgehalt zwischen $55,2$ und $94,3 \%$ des Gesamt-Nitrats frei. Mit der nachträglichen Anwendung von PK im Kompost reduzieren sich die ausgewaschenen Anteile auf $2,5$ bis $4,7 \%$ (Bo+PKK0+PK). Bei der Variante Bo+coPKK10, also der co-kompostierten PK, werden $5,3$ bis $19,2 \%$ freigesetzt. Ohne PK wird demnach fast das gesamte Nitrat ausgewaschen (ohne pflanzenverfügbar zu sein!), mit PK lediglich $4,2 - 8,8 \%$, wenn als Grundlage der verfügbare, düngewirksame Stickstoff von N_t mit 3% angesetzt wird bzw. $2,5 - 5,3 \%$ bei der Annahme, dass 5% des N_t verfügbar wären.

Die Anwendung von PK verhindert eine größere Auswaschung von Nitrat, welches somit als wichtiger Pflanzennährstoff für die Aufnahme von Pflanzen zurückgehalten werden kann. Das spiegelt sich auch in den gesteigerten Biomassen der genannten Varianten wider.

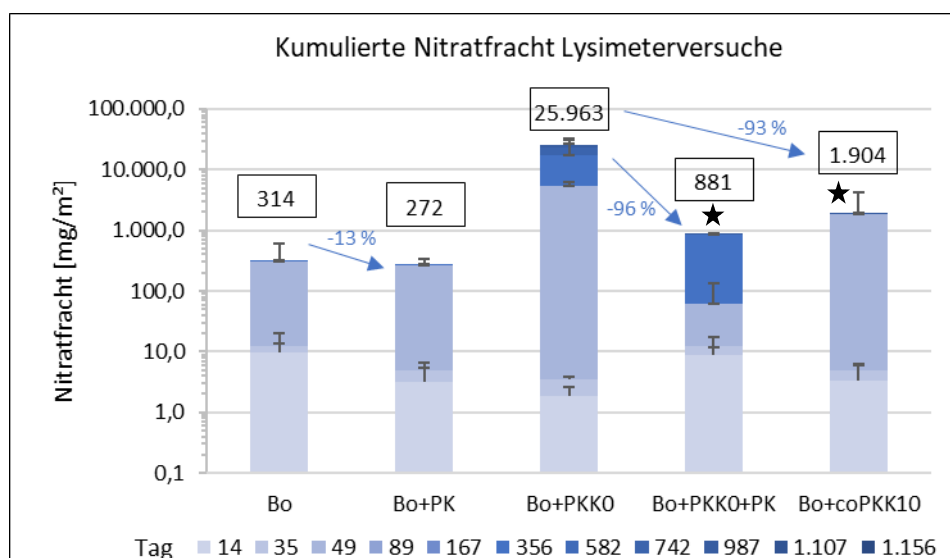


Abbildung 4.64: Kumulierte Nitratfrachten der Lysimeterversuche im Tierpark-Friedrichsfelde (dargestellt pro Probenahmezeitpunkt nach Versuchstagen, Mittelwerte und Standardabweichungen sowie prozentuale Änderungen im Vergleich zur Variante ohne Pflanzenkohle; Bo: Boden, PK: Pflanzenkohle, PKK0: Kompost ohne PK, coPKK10: Kompost mit co-kompostierter PK; Stern zeigt signifikante Unterschiede zum Bo+PKK0)

Tabelle 4.4: Kumulierter mit dem Sickerwasser freigesetzter Nitrat-Anteil von der N-Gesamtmenge im Feststoff (verf. = verfügbar)

Variante	Kumulierter freigesetzter Nitrat-Anteil in % der Gesamtmenge von:		
	NO ₃ aus N _{min}	3 % verf. von N _t	5 % verf. von N _t
Bo	26,1	16,6	9,9
Bo+PK	22,6	9,9	5,9
Bo+PKK0	94,3	92,0	55,2
Bo+PKK0+PK	4,7	4,2	2,5
Bo+coPKK10	19,2	8,8	5,3

Die nachfolgende Abbildung 4.65 zeigt die kumulierten Frachten der Anionen **Chlorid** und **Sulfat**, beides interessante Anionen hinsichtlich urbaner Böden und Kompostanwendung. Ähnlich dem Nitrat zeigt auch hier die Pflanzenkohle einen deutlichen Effekt auf die Auswaschung von Chlorid und Sulfat. Bei den Varianten Bo und Bo+PK werden für Chlorid Reduzierungsraten von 44 % erreicht (3.449 mg/m² auf 1.921 mg/m²). Mit der Anwendung von Kompost (PKK0) erhöhen sich die Cl-Fracht drastisch auf über 28.000 mg/m². Die nachträglich eingebrachte PK führt zu einer Reduzierung der Cl-Fracht um gemittelt 12 %, am effektivsten verringert jedoch die co-kompostierte PK (Bo+CoPKK0) die Cl-Fracht signifikant um 75 % gegenüber Bo+PKK0.

Bei Sulfat (fast der gesamte Schwefel im Sickerwasser liegt als Sulfat vor) zeigen alle eingebrachten Substrate PK, PKK0 und coPKK10 eine Wirkung auf den Sulfatrückhalt. Es werden variantenübergreifend deutliche Reduzierungsraten von 11 % (Bo+PK gegenüber Bo) bis hin zu signifikanten 52 % (Bo+coPKK10 gegenüber Bo+PKK0) ermittelt, d.h. auch hier verringert die co-kompostierte PK die Sulfatauswaschung am effektivsten.

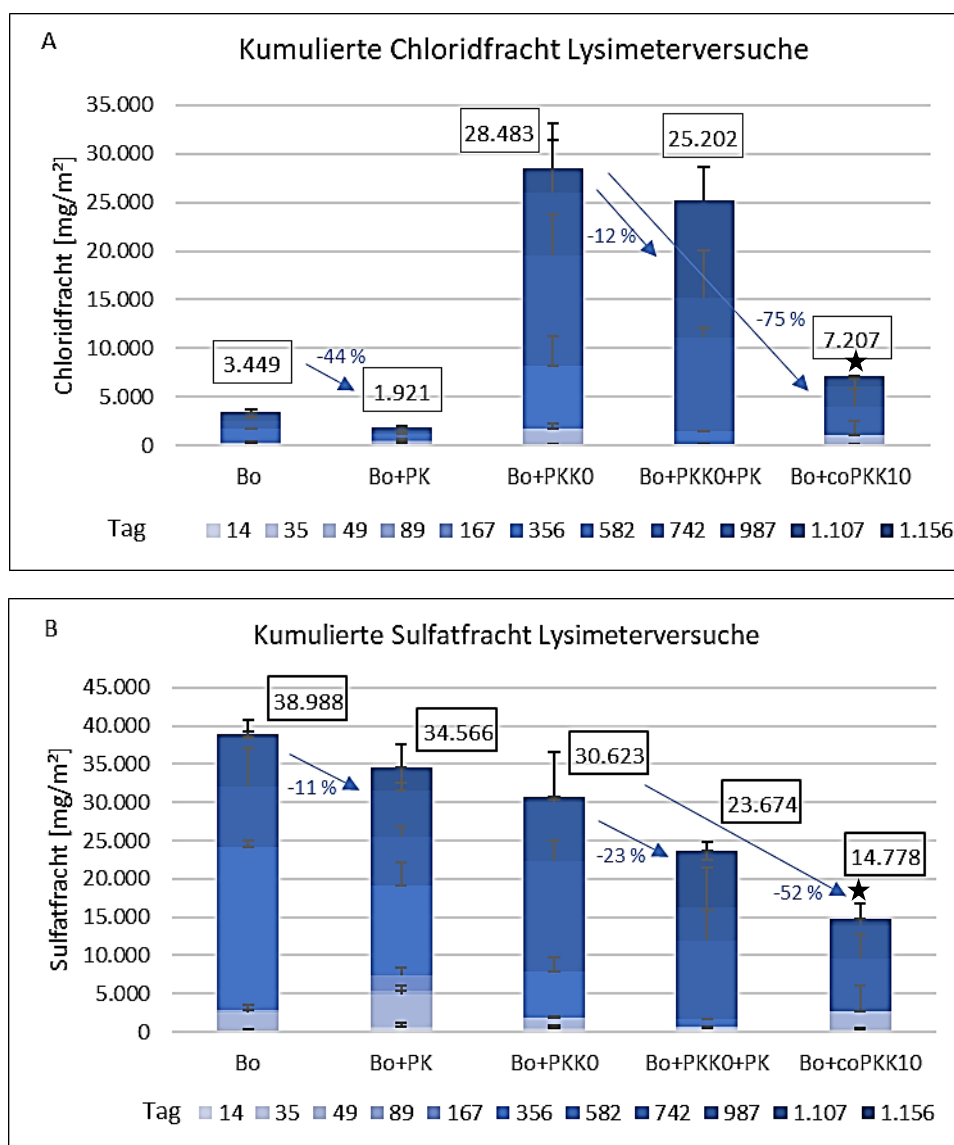


Abbildung 4.65: Kumulierte Chloridfracht (A) und Sulfatfracht (B) Lysimeterversuche Tierpark (dargestellt pro Probenahmezeitpunkt nach Versuchstagen, MW±STABW; n=3; MW aller Zeitpunkte pro Variante in Kasten über den Balken angegeben sowie prozentuale Änderungen im Vergleich zur Variante ohne Pflanzenkohle; Bo: Boden, PK: Pflanzenkohle, PKK0: Kompost ohne PK, coPKK10: Kompost mit co-kompostierter PK; Stern zeigt signifikante Unterschiede zum Bo+PKK0)

4.5.4 Phosphor und Kalium

Die mit dem Sickerwasser freigesetzten Frachten an **Phosphor** und **Kalium** sind in der nachfolgenden Abbildung 4.66 dargestellt. Beide Makronährstoffe zeigen einen ähnlichen Verlauf der Frachten, jedoch wird erwartungsgemäß sehr viel weniger vom geringer pflanzenverfügbaren Phosphor als vom mobileren Kalium ausgewaschen. Ähnlich dem Nitrat, Chlorid und Sulfat zeigt die Pflanzenkohle auch bei den Kationen Phosphor und Kalium einen deutlichen Effekt auf deren Freisetzung. Die Einbringung von PK in den reinen Boden führt zu einer tendenziellen Erhöhung der P- und K-Frachten von 13 % bzw. 36 %, wahrscheinlich auch gefördert durch die in der PK enthaltenen Gehalte an P und K sowie dem Eröffnen von Porenraum und präferentiellen Fließwegen im Boden nach der Zugabe der PK. Auch die Einmischung von Kompost erhöht zunächst die Frachten an P auf 17,1 mg/m² bzw. drastisch auf 29.452 mg/m² im Falle von Kalium. Die nachträglich eingebrachte PK führt zu einer Reduzierung der P-Fracht um gemittelt 42 %, die K-Fracht wird um 24 % verringert. Deutlich höhere prozentuale Reduzierungsraten erzielt abermals die co-kompostierte PK (Bo+CoPKK0), welche den Austrag an Phosphor signifikant um 78 % und den an Kalium signifikant um 77 % gegenüber Bo+PKK0 verringert, was einen deutlich Nährstoffrückhalt aufzeigt.

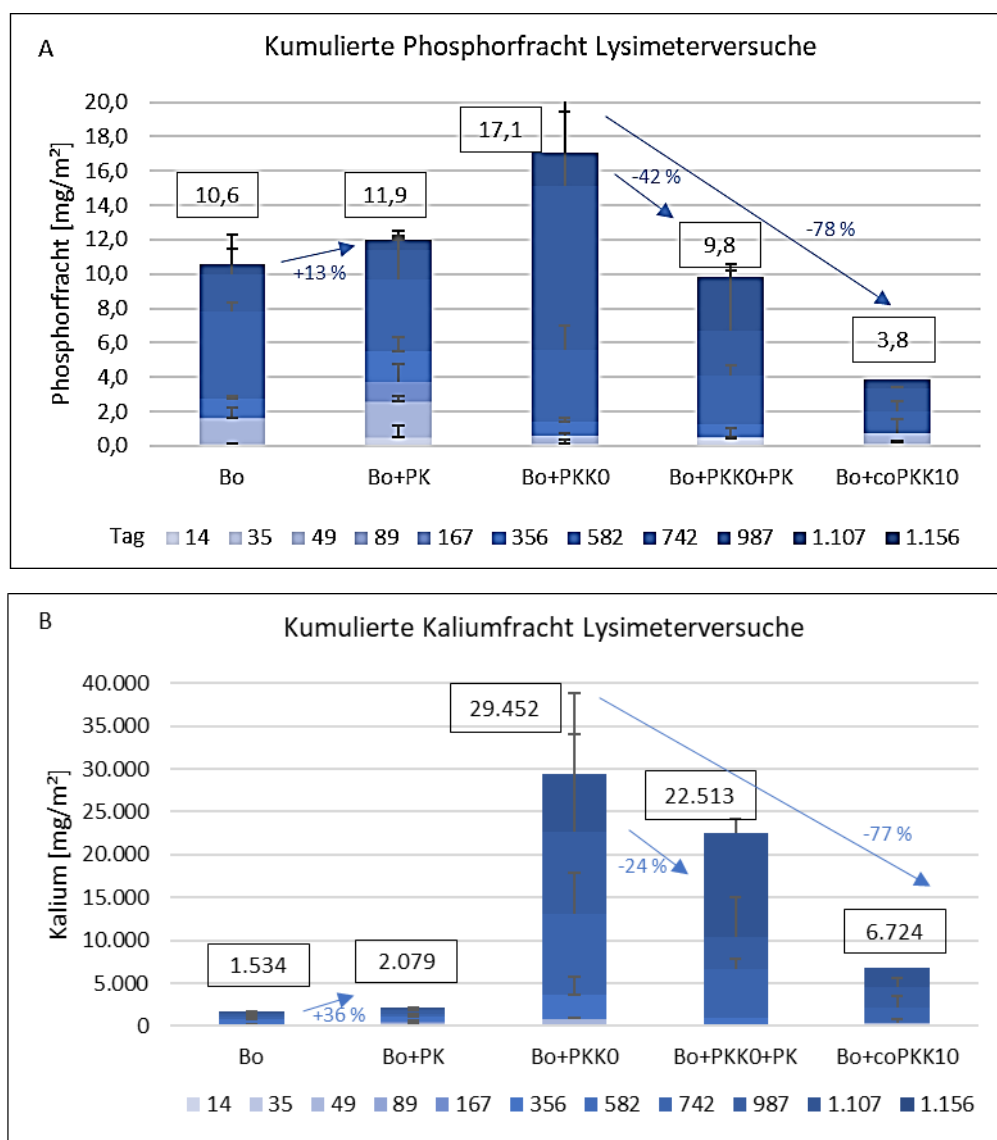


Abbildung 4.66: Kumulierte Phosphorfracht (A) und Kaliumfracht (B) Lysimeterversuche Tierpark (dargestellt pro Probenahmezeitpunkt nach Versuchstagen, $MW \pm STABW$; $n=3$; MW aller Zeitpunkte pro Variante in Kästen über den Balken angegeben sowie prozentuale Änderungen im Vergleich zur Variante ohne Pflanzenkohle; Bo: Boden, PK: Pflanzenkohle, PKK0: Kompost ohne PK, coPKK10: Kompost mit co-kompostierter PK; Stern zeigt signifikante Unterschiede zum Bo+PKK0)

4.5.5 Kupfer und Zink

Von Interesse waren neben der Erhebung der Sickerwassermengen und der Nährstofffrachten auch die Freisetzung ausgewählter Schwermetalle. Da in dem urbanen Boden mit Bauschuttanteil auch typische Gehalte an Schwermetallen (Cu und Zn: Z1 LAGA M20) nachweisbar waren, wurde auch auf diese beiden Metalle ein Augenmerk gelegt.

Auch bei Kupfer und Zink zeigen die Einmischungen von PK, PKK0 und coPKK10 Effekte, teilweise jedoch mit unterschiedlicher Ausprägung (vgl. Abb. 4.67). Die Einbringung von PK in den reinen Boden führt im Falle von Kupfer zu einer leichten Reduzierung der Fracht um 2 %, bei Zink jedoch zu einer Erhöhung der Fracht um 39 %. Die Einmischung von Kompost ohne PK verdreifacht die Cu-Fracht auf 11,99 mg/m², im Falle von Zink bleibt die Fracht auf

vergleichbarem Niveau mit Bo+PK. Die gemeinsame Ausbringung von Kompost und PK sowie Kompost mit co-kompostierter PK zeigt auch bei den beiden Metallen deutliche Effekte hinsichtlich einer Reduzierung der Frachten. Die Variante PKK0+PK verringert die Cu-Fracht um 18 % und die Zn-Fracht um 25 %. Die co-kompostierte PK (Bo+CoPKK0) führt zu einem noch größeren Rückhalt an Cu und Zn. Der Austrag an Kupfer wird signifikant um 74 % und den an Zink signifikant um 64 % gegenüber Bo+PKK0 verringert. Die Frachten sinken demnach unter denen des Ausgangsbodens (Bo). Entscheidend bei Cu ist sicherlich die Wirkung der Pflanzenkohle im Verbund mit der organischen Substanz des Kompostes, wengleich der Kompost auch erwähnenswerte Gehalte an Kupfer enthält, sowie die geringeren Sickerwassermengen der Varianten mit Kompost und Pflanzenkohle.

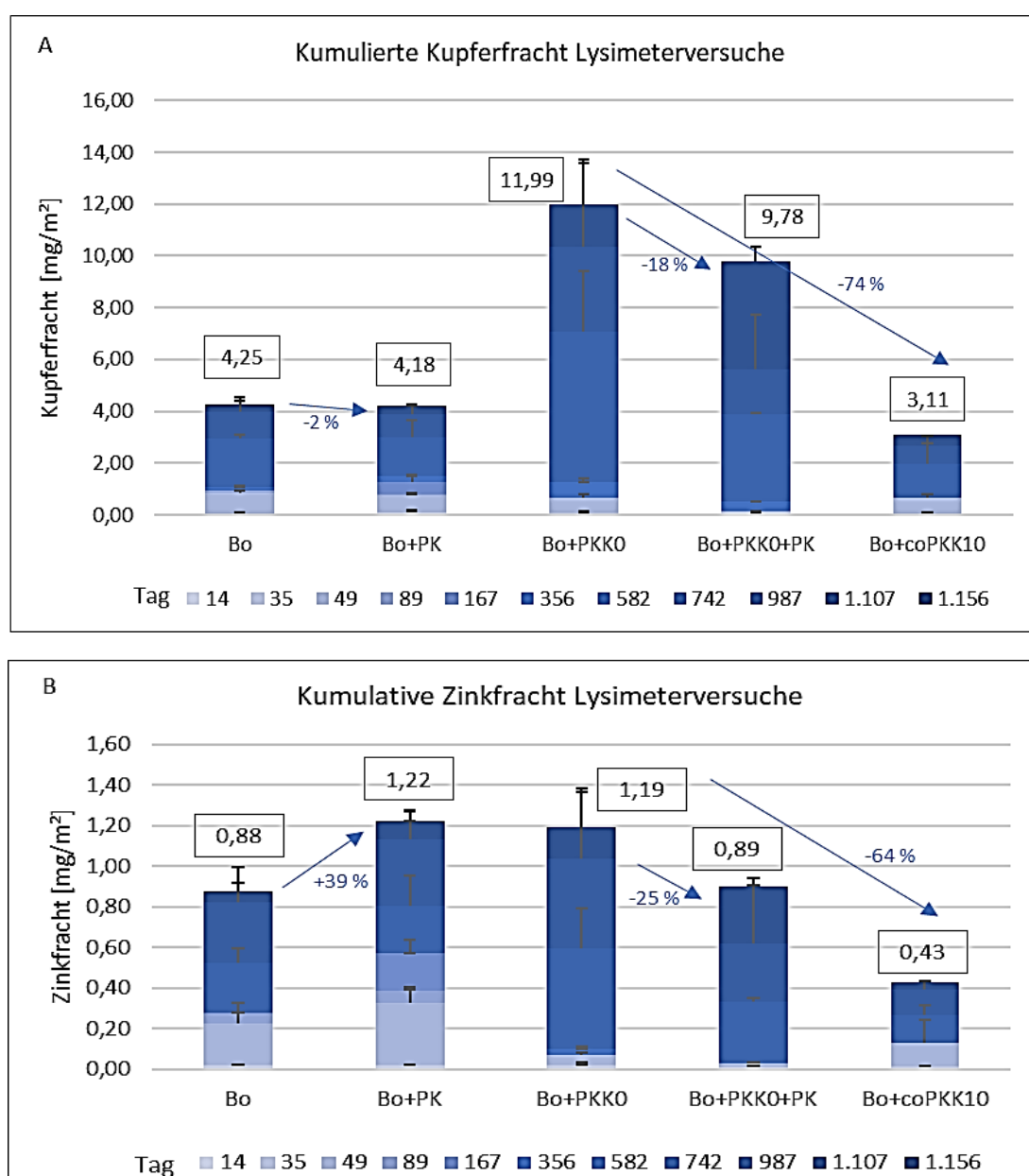


Abbildung 4.67: Kumulierte Kupferfracht (A) und Zinkfracht (B) Lysimeterversuche Tierpark (dargestellt pro Probenahmezeitpunkt nach Versuchstagen, $MW \pm STABW$; $n=3$; MW aller Zeitpunkte pro Variante in Kasten über den Balken angegeben sowie prozentuale Änderungen im Vergleich zur Variante ohne Pflanzenkohle; Bo: Boden, PK: Pflanzenkohle, PKK0: Kompost ohne PK, coPKK10: Kompost mit co-kompostierter PK; Stern zeigt signifikante Unterschiede zum Bo+PKK0)

Keine, oder nur vereinzelt geringfügige Konzentrationen über der Nachweisgrenze im Sickerwasser, lieferten die Elemente Arsen (As), Cadmium (Cd), Cobalt (Co), Chrom (Cr), Blei (Pb), Antimon (Sb), Selen (Se), Zinn (Sn) sowie Vanadium (V). Von daher konnten für diese genannten Elemente keine nennenswerten Freisetzungen bzw. Frachten berechnet werden.

Einen Überblick über die mit dem Sickerwasser ausgetragenen Anteile von der Gesamtmenge ausgewählter Kationen gibt die nachfolgende Tabelle 4.5. Insgesamt liegen die bis zum Juli 2022 (Tag 1.156) ausgetragenen Anteile von der in den Substraten zur Verfügung stehenden Gesamtmenge (bezogen auf den Gesamtgehalt im Feststoff) bei den meisten Kationen aufgrund relativ trockener Jahre mit wenig Sickerwasser noch im niedrigen Bereich, lediglich bei Natrium und Schwefel wurden bereits bis zu 12 bzw. 13 % ausgewaschen. Die Anwendung von PK, vor allem co-kompostierte PK führt zu deutlichen Reduzierungen der Kationen-Auswaschung, teilweise auf ein Viertel der Freisetzung im Vergleich zu den Varianten ohne PK. Deutlich erhöhte Austräge wären ohne die Einbringung von PK über die Zeit die Folge.

Tabelle 4.5: Kumulierter ausgewaschener Anteil von der Gesamtmenge basierend auf dem Gesamtgehalt ausgewählter Kationen (Farben zeigen höchsten (rot) und niedrigsten (grün) Anteil an)

	Ca	Cu	K	Mg	Na	Ni	P	S	Zn
	Kumulierter ausgewaschener Anteil [% von Gesamtmenge]								
Bo	0,53	0,05	0,41	0,33	4,75	0,001	0,013	13,09	0,002
Bo+PK	0,44	0,04	0,50	0,21	3,50	0,001	0,013	10,75	0,004
Bo+PKK0	0,57	0,19	4,05	0,40	10,96	0,038	0,009	6,24	0,005
Bo+PKK0+PK	0,46	0,13	3,59	0,29	12,21	0,044	0,007	7,99	0,002
Bo+PKK10	0,18	0,05	1,02	0,10	4,16	0,009	0,002	2,79	0,002

4.5.6 TOC

Da bei der Anwendung von Kompost und Pflanzenkohle auch immer der Austrag von organischem Kohlenstoff mit dem Sickerwasser von Interesse ist, wird die kumulierte Fracht an TOC ermittelt und in Abbildung 4.68 dargestellt. Der TOC folgt den gezeigten Anionen und Kationen hinsichtlich Verlauf der TOC-Fracht. Der pure Boden (Bo) setzt in Summe 5.258 mg/m² TOC frei und die Einmischung von PK bewirkt einen leichten Rückgang der TOC-Fracht um 11 %. Erwartungsgemäß führt die Anwendung von kohlenstoffreichem Kompost zu einer ungleich höheren TOC-Freisetzung (Bo+PKK0: 21.854 mg/m²). Die nachträgliche Einmischung von PK verringert die TOC-Fracht nur geringfügig um 4 %. Eine immens deutlichere Reduzierung des TOC-Austrages wird mit der co-kompostierten PK erzielt. Die TOC-Fracht wird im Mittel um 80 % auf 4.277 mg/m² verringert und unterschreitet somit sogar die TOC-Fracht des puren Bodens.

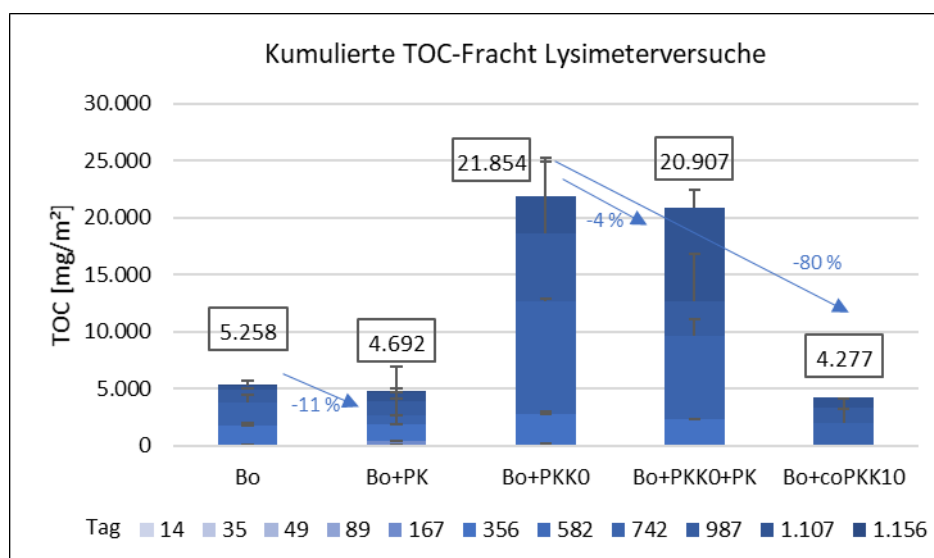


Abbildung 4.68: Kumulierte TOC-Fracht im Sickerwasser der Lysimeterversuche Tierpark (dargestellt pro Probenahmezeitpunkt nach Versuchstagen, $MW \pm STABW$; $n=3$; MW aller Zeitpunkte pro Variante in Kasten über den Balken angegeben sowie prozentuale Änderungen im Vergleich zur Variante ohne Pflanzenkohle; Bo: Boden, PK: Pflanzenkohle, PKK0: Kompost ohne PK, coPKK10: Kompost mit co-kompostierter PK; Stern zeigt signifikante Unterschiede zum Bo+PKK0)

4.5.7 Korrelationen der Anionen- & Kationen-Frachten, pH-Wert, Lf & TOC

Zwischen den Anionen und Kationen sowie den Parametern pH-Wert, Lf und TOC bestehen vielfältige variantenübergreifende Korrelationen (Abb. 4.69). Eine untergeordnete Rolle spielen Beziehungen zwischen pH-Wert/TOC und den einzelnen Frachten. Die Leitfähigkeit zeigt ebenfalls nur mittlere Korrelationen mit NO_3^- ($r = 0,54$) und Cl^- ($r = 0,50$). Bemerkenswerte Korrelationen bestehen zwischen diversen Anionen und Kationen. So zeigen Cl^- und K sowie Cl^- und Cu sehr hohe positive Korrelationen ($r > 0,89$). Sulfat und Zink korrelieren auch sehr stark ($r = 0,91$) miteinander. Die Kationen K und P sowie K und Cu korrelieren immerhin noch mittelstark ($r = 0,66-0,88$) miteinander. Die beobachteten Korrelationen verstärken sich beim Betrachten der einzelnen Varianten der Lysimeterversuche, d.h. die Korrelationen werden mit der Einmischung von PK und coPKK10 noch deutlicher.

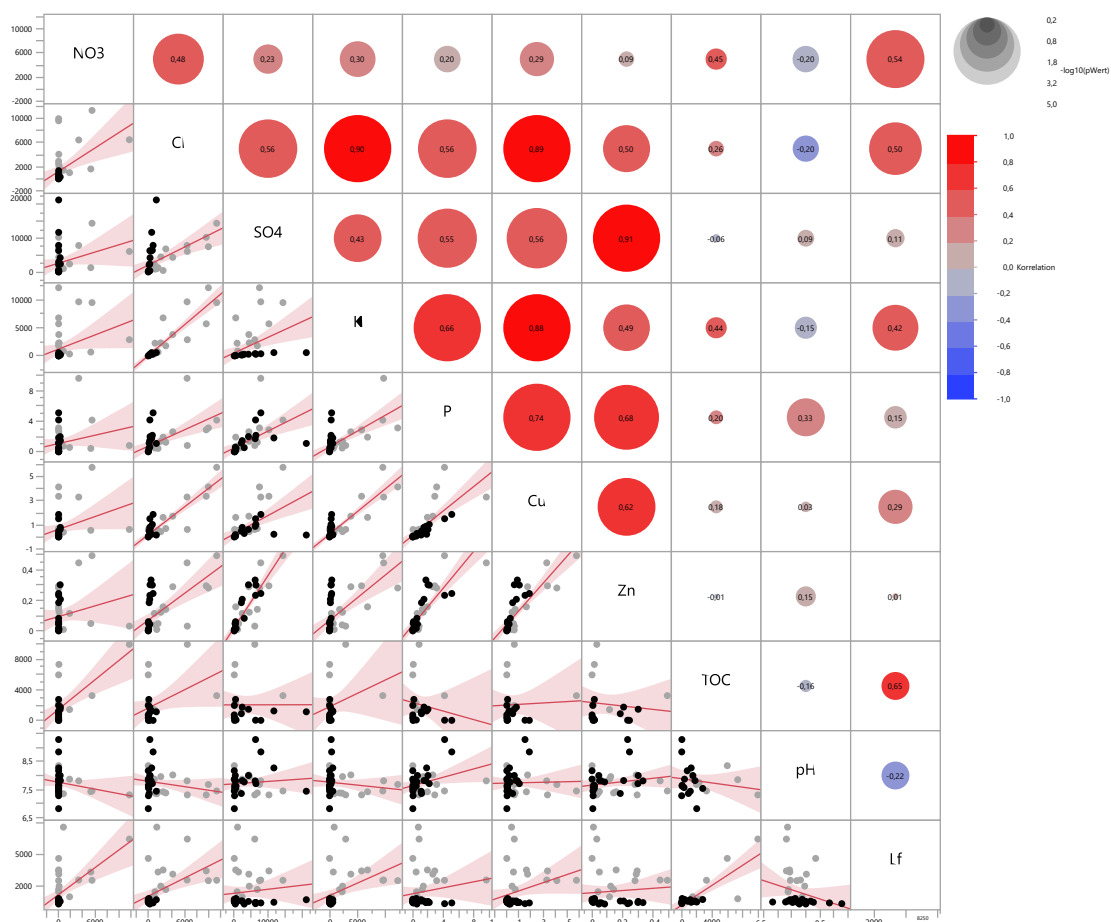


Abbildung 4.69: Streudiagramm-Matrix der Frachten an Anionen und Kationen sowie pH-Wert, Lf und TOC der Lysimeterversuche Tierpark (variantenübergreifend dargestellt; je größer die Kreise, desto stärker die Korrelation; Korrelationen wurden anhand der Methode „REML“ (*Restricted Maximum Likelihood Method*) geschätzt)

4.5.8 Zusammenfassung der Lysimeterversuche

Die nachfolgende Tabelle 4.6 gibt einen zusammenfassenden Überblick über den Effekt von PK- und PKK-Einmischungen auf die Sickerwassermenge, die Auswaschung von ausgewählten Nährstoffen und Schwermetallen sowie die Sickerwasserparameter pH-Wert, Lf und TOC. Deutlich zu erkennen ist der Effekt der coPKK10, d.h. der co-kompostierten Pflanzenkohle. Sie führt zu einer erwartungsgemäßen tendenziellen Erhöhung des pH-Wertes, ansonsten werden alle Frachten an Anionen und Kationen sowie der TOC-Austrag signifikant reduziert. Auch die nachträglich eingebrachte PK in der Variante Bo+PKK0+PK zeigt durchgängig Verringerungen der Anionen- und Kationen-Frachten, jedoch sind sie tendenziell und statistisch nicht signifikant. Die Einmischung purer PK in purem Boden kann die positiven Effekte, die eine Ausbringung von PK zusammen mit Kompost erzielt, nicht zeigen. Hinsichtlich eines Einsparpotenzials von Gießwasser und Düngemittel sowie einer Reduzierung von Nährstoff-, Cu-, Zn- und TOC-Frachten kann eindeutig die Anwendung von co-kompostierter Pflanzenkohle empfohlen werden. Das Zusammenwirken von organischem Material und bereits kompostierter Pflanzenkohle zeigt die vielversprechendsten Ergebnisse.

Tabelle 4.6: Überblick über den Effekt von PK und PK-Kompost auf die Elution von Nährstoffen, Metalle und Eluatbegleitparameter in Lysimeterversuchen (↑=Erhöhung d. Freisetzung; ↓=Reduzierung d. Freisetzung; ↔=kein Effekt sichtbar; (t)=nur tendenzieller Effekt)

	Bo+PK vs. Bo.	Bo+PKK0+PK vs. Bo+PKK0	Bo+coPKK10 vs. Bo+PKK0
Sickerwassermenge	↑ (t)	↓ (t)	↓
pH-Wert	↑ (t)	↑ (t)	↑ (t)
Elektrische Leitfähigkeit	↑ (t)	↓ (t)	↓
TOC-Fracht	↓ (t)	↓ (t)	↓
Nitratfracht	↓ (t)	↓	↓
Chloridfracht	↓	↓ (t)	↓
Sulfatfracht	↓	↓ (t)	↓
Phosphorfracht	↑ (t)	↓ (t)	↓
Kaliumfracht	↑ (t)	↓ (t)	↓
Kupferfracht	↓ (t)	↓ (t)	↓
Zinkfracht	↑ (t)	↓ (t)	↓ (t)

4.6 Eignung der angewandten Elutionsmethoden für die Matrices Pflanzenkohle und PK-basierter Komposte und Pflanzsubstrate

Neben der Durchführung der Elutionsversuche nach standardisierten Methoden (DIN 19528 und DIN 19529) wurden verstärkt methodische Aspekte betrachtet, da teilweise eine Adaption der bestehenden Methoden an die „neuen“ Matrices Pflanzenkohle bzw. Pflanzenkohlekompost und -substrat erforderlich wurde. Vor allem der hohe Wasser- und Huminstoffgehalt von PK-Komposten und PK-Pflanzsubstraten erschwerten die normgerechte Durchführung von Schüttelversuchen mit diesen Materialien häufig, bei Böden mit geringeren PK-/PKS-Einmischungen war dies in der Regel nicht problematisch.

Der Schütteltest nach DIN 19529 wird mit einem W/F-Verhältnis von 2:1 L/kg TM durchgeführt. Da Schüttelversuche statischen Elutionsversuchen sind, d.h. das Elutionsmittel (hier: deionisiertes Wasser) im Vergleich zum Säulenperkolationsverfahren nicht kontinuierlich erneuert wird, muss dem zu untersuchenden Feststoff genügend Elutionsmittel zugegeben werden, um eine gründliche Durchmischung von Feststoff und Flüssigkeit sicherzustellen (vgl. DIN 19529). Dies konnte i.d.R. für PK-Komposte bewerkstelligt werden, jedoch war eine Erhöhung des W/F von 2 L/kg TS auf 5 L/kg TS vor allem bei PK-basierten Pflanzsubstraten mit hohem Anteil an Torf und/oder anderen quellfähigen Materialien notwendig. Teilweise war der Wassergehalt im Ausgangsmaterial bereits so hoch, dass das nach DIN 19529 zulässige berechnete Elutionsmittelvolumen nicht zur vollständigen Durchmischung der Komposte ausreichte. Das angepasste W/F von 5 L/kg TS war dahingehend in jedem Fall geeignet. Aufgrund hoher Wasserspeicherfähigkeit einzelner Pflanzsubstrate mit/ohne PK verhielt sich das W/F 5 ähnlich dem W/F 2, d.h. hinsichtlich Durchmischung, Eluatmenge und Aufbereitung der Eluate kam es zu keinerlei Problemen. Ein Vortrocknen der Materialien mit dem Ziel die Elution mit einem W/F 2 durchzuführen, zeigte sich als nicht geeignet. Die Anpassung des W/F-Verhältnisses muss bei der Berechnung der Nährstofffreisetzung (in mg/kg TM) aus der Nährstoffkonzentration im Eluat (in mg/L) berücksichtigt werden.

Das Säulenperkolationsverfahren nach DIN 19528 ist ein dynamisches Verfahren, d.h. das Elutionsmittel perkoliert kontinuierlich durch den zu untersuchenden Feststoff. Bei dieser Versuchsanordnung spielt der Wassergehalt des Feststoffes nur eine geringe Rolle, auch der Quellfähigkeit des Materials und der damit verbundenen schweren Perkolierbarkeit kann nach DIN 19528 durch eine Quarzsandzugabe begegnet werden. Dies war jedoch bei keiner der im Rahmen der vorliegenden Dissertation untersuchten Proben notwendig. Sowohl Komposte als auch Böden, jeweils mit und ohne PK-Zugabe, ließen sich ohne Probleme perkolieren. Zu beachten ist bei organikreichen Materialien, wie z. B. Kompost, dass die Huminstoffe teilweise zu erhöhten Trübungen (oftmals nur scheinbar aufgrund der Eigenfärbung der Eluate) und erhöhten TOC-Austrägen im Vergleich zu z. B. sandigen Böden ohne Kompostzugabe führen.

Die Ergebnisse der Schüttel- und Säulenperkolationsverfahren sind i.d.R. gut vergleichbar, wobei der Schütteltest tendenziell höhere Standardabweichungen sowohl bei den Nährstoffen als auch den PAK zeigt. Die Eluatparameter pH, Lf und Trübung zeigen gute Vergleichbarkeiten, wobei beim Schütteltest die Trübung nach der Zentrifugation herangezogen wurde.

5 Diskussion

5.1 Einfluss von Pflanzenkohle auf das Elutionsverhalten von Makronährstoffen

Die umfangreichen Ergebnisse zum Elutionsverhalten von Nährstoffen aus den verschiedensten Komposten und Pflanzsubstraten sowie Böden, jeweils mit und ohne Pflanzenkohle bzw. Pflanzenkohlekompost oder -substrat, zeigen einen deutlichen wenn auch nicht immer signifikanten Effekt der PK hinsichtlich der Reduzierung der Nährstofffreisetzung. Nährstoffreiche Komposte und Pflanzsubstrate mit hohem Organikanteil unterliegen immer der Gefahr einer raschen Auswaschung der verfügbaren Nährstoffe, insbesondere das sehr mobile Nitrat und Kalium gehen relativ schnell mit dem Sickerwasser verloren und können somit nicht mehr pflanzenverfügbar im Kompost bzw. Pflanzsubstrat gespeichert bleiben.

Die Anwendung von Pflanzenkohle in den verschiedensten Kompostversuchen im Botanischen Garten Berlin-Dahlem hat gezeigt, dass aufgrund der hohen spezifischen Oberfläche und Porosität und der damit einhergehenden Fähigkeit, Wasser zu speichern und Nährstoffe zu binden, die PK ein vielversprechendes Mittel darstellt, den Nährstoffverlust bereits während der Kompostierung zu verringern, indem die PK co-kompostiert wird. Probenübergreifend zeigen alle Komposte mit PK einen deutlich geringeren Median von $1.777 \mu\text{S/cm}$ gegenüber $2.720 \mu\text{S/cm}$ für die Komposte ohne PK. Deutlich zu erkennen ist ein Einfluss der Zusammensetzung der Komposte hinsichtlich der Ausprägung ihrer nährstoffreichen Zuschlagstoffe, wie z.B. Urin und Pferdemist. Die gepoolten Ergebnisse der Eluate der Varianten mit PK weisen eine leicht signifikante Korrelation der Leitfähigkeit mit der Trübung auf, was auf einen partikelgebundenen Stoffaustausch hindeuten könnte.

Beim Betrachten des Medians, welcher sich als robuster gegenüber Ausreißern erweist, verringern sich die Freisetzungen aller Makronährstoffe mit der Ausnahme von Schwefel durch die Anwendung von PK. So wird die Auswaschung von Nitrat um **33 %**, Phosphor um **17 %**, Kalium um **4 %**, Magnesium um **9 %** und Calcium um **6 %** reduziert, wohingegen Schwefel eine Erhöhung der Auswaschung um 10 % aufweist. Die große Variabilität der untersuchten Komposte zeigt sich jedoch auch in den Elutionsergebnissen. Eine statistische Auswertung aller Komposte mit/ohne PK erweist sich aufgrund großer Spannweiten der Effekte von PK als schwierig, zumal diese Effekte für jeden Nährstoff unterschiedlich stark ausgeprägt sind. Obwohl beide Elemente relativ gut verfügbar sind, zeigt vor allem Magnesium eine relativ enge Bandbreite des PK-Effektes, während Calcium breiter streut und sowohl Reduzierungen als auch Erhöhungen der Nährstofffreisetzung aufweist.

Werden die Ergebnisse der Säulenperkolationsversuche mit herangezogen, so deutet der Median jedes der sechs Makronährstoffe auf eine Reduzierung der Nährstofffreisetzung durch die Anwendung von PK hin. Nitrat wird um **22 %**, Phosphor um **20 %**, Kalium um **5 %**, Magnesium um **9 %**, Calcium um **21 %** und Schwefel um **2 %** in ihrer Auswaschung verringert. Im Falle von Nitrat, P und Mg liegen sogar die 75 %-Perzentile unter der jeweiligen Kontrolle, d.h. 75 % aller Nitrat-, P- und Mg-Werte zeigen eine Verringerung der Auswaschung dieser

Nährstoffe. Dass vor allem die co-kompostierte PK solche Effekte zeigt, ist erst seit wenigen Jahren bekannt. Kammann et al. (2015) zeigten, welche positiven Auswirkungen die Co-Kompostierung von Pflanzenkohle haben kann und wiesen nach, dass der positive Effekt der co-kompostierten Pflanzenkohle durch die Anreicherung von Nährstoffen (v.a. Nitrat und Phosphat) an den PK-Partikeln erklärt werden könne. Diese Anreicherung an der PK wurde erst durch Elektro-Ultrafiltration und sequentielles Waschen PK-Partikel entdeckt. Dass die co-kompostierte PK als Nährstoffträger fungiert und vor allem das Nitrat mit Standardmethoden nur teilweise nachweisbar ist, kann durch die vorliegenden Untersuchungen bestätigt werden. Der N_{\min} -Gehalt war im Feststoff der PK-Komposte und PK-Pflanzsubstrate teilweise niedriger als der Nitratwert im Eluat. Nitrat war weitgehend gegen Auswaschung geschützt, aber dennoch teilweise pflanzenverfügbar, was sich mit den Ergebnissen von Kammann et al. (2015) deckt. Erklärt werden kann dies durch die Förderung der Nitratbindung in den Pflanzenkohlepartikeln durch Oberflächenalterung und nicht-konventionelle Ionen-Wasser-Bindung in den Mikro- und Nanoporen (Kammann et al., 2015). Hagemann et al. (2017) führten den außerordentlich hohen Nährstoffrückhalt auf eine komplexe, nährstoffreiche organische Beschichtung (organic coating) auf kompostierter Pflanzenkohle an, welche Nitrat-N so stark gebunden hat, dass lediglich 43 % mit konventionellen Extraktionsmethoden bestimmt werden konnten. Co-kompostierte Pflanzenkohle hat also durchaus das Potenzial, als Langzeitdünger zu gelten. Im Botanischen Garten Berlin-Dahlem zeigten acht Monate gelagerte Komposte mit Pflanzenkohle einen noch stärker ausgeprägten Rückhalt von Makronährstoffen gegenüber frisch produzierten Pflanzenkohlekomposten.

Dass neben deutlichen Reduzierungen der Nährstoffauswaschung teilweise auch Erhöhungen der Nährstofffreisetzung aus Komposten und Pflanzsubstraten beobachtet wurde, liegt zum einen an der Beschaffenheit der PK und zum anderen an der Ionenkonkurrenz bei der Absorption bzw. der Freisetzungsdynamik des jeweiligen Stoffes. Iqbal et al. (2015) führten den nicht eingetretenen Effekt der PK hinsichtlich P-, N- und Corg-Rückhalt beim Verbau von PK und Kompost in Regenrückhaltebecken für einen besseren Schadstoffrückhalt und Wasserinfiltration sowie Steigerung der Bodenqualität auf eine (zu) hohe Pyrolysetemperatur zurück, wonach die PK zwar eine große Oberfläche, jedoch wohlmöglich eine vergleichsweise geringere Anzahl an funktionellen Gruppen hat.

Als sehr guter Zuschlagstoff hat sich die Pflanzenkohle bei der Herstellung pflanzenspezifischer Substrate erwiesen. Die im Rahmen der vorliegenden Dissertation betrachteten fünf pflanzenspezifischen Substrate mit/ohne PK wurden für acht Pflanzenarten aus drei unterschiedlichen Klimazonen hergestellt. Diese fünf Pflanzsubstrate orientierten sich an den herkömmlich im Botanischen Garten Berlin-Dahlem verwendeten Substraten, wobei mit Verwendung von PK und/oder PK-Kompost der Torfanteil reduziert wurde. Die Elutionsergebnisse zeigten fast durchgängig Reduzierungen der Nährstofffreisetzung mit der Anwendung von PK/PKK und auf eine nochmalige Volldüngung konnte verzichtet werden, was wiederum das Potenzial von Pflanzenkohle in Verbindung mit organischen Materialien wie Kompost unterstreicht.

Pflanzenkohle stellt somit eine effektive Möglichkeit dar, um Nährstoffe in Komposten, Böden und anderen Substraten zurückzuhalten und gegen eine schnelle Auswaschung im Pfad

„Boden-Grundwasser“ zu schützen. Ein Großteil der publizierten Studien bezieht sich auf Versuche, in welchen oft nur pure PK in die Böden ausgebracht wurde, oder PK den Substraten im Nachhinein zugegeben wurde. Darüber hinaus wurden nur sehr selten Untersuchungen sowohl im Labor- als auch im Feldmaßstab mit vergleichbaren PK-basierten Materialien durchgeführt. Die im Tierpark Berlin-Friedrichsfelde installierten Lysimeterversuche konnten über einen Zeitraum von 1.156 Tagen erfolgreich Daten hinsichtlich der langfristigen Untersuchung von Effekten einer PK-/PKK-Zugabe in einem sandigen Boden im Freiland beitragen. Die Einbringung von PK und co-kompostierter PK reduziert die Sickerwassermenge um **27 % bzw. 56 %**, die Nitratfracht um **96 % bzw. 92 %** im Vergleich zur Variante mit Kompost ohne PK (Bo+PKK0) und gegenüber dem reinen Boden erzielt die PK eine Reduzierung der Nitratauswaschung um immerhin noch **13 %**. Die Chloridfracht wird am effektivsten von der co-kompostierten PK um **75 %** gegenüber Bo+PKK0 verringert, was sich positiv auf die auswaschbare Salzfracht auswirkt. Bei Sulfat (fast der gesamte Schwefel im Sickerwasser liegt als Sulfat vor) zeigen die eingebrachten Materialien 11 % bis hin zu signifikanten 52 % Verringerung der Frachten. Die co-kompostierte PK reduziert zwar die P- und K-Frachten signifikant um **78 % bzw. 77 %**, jedoch führt die Einbringung von purer PK in den reinen Boden zu einer tendenziellen Erhöhung der P- und K-Frachten von 13 % bzw. 36 %. Dies lässt sich wahrscheinlich auf die in der PK enthaltenen Gehalte an P und K sowie dem Eröffnen von Porenraum und präferentiellen Fließwegen im Boden nach der Zugabe der PK zurückführen. Zum anderen kann PK die Verfügbarkeit von dem bereits im Boden befindlichen Phosphor durch Komplexbildung beeinflussen. Der für die vorliegende Arbeit wichtigste Aspekt ist jedoch, dass PK durch elektrostatische Anziehung von den positiv geladenen Stellen auf ihrer Oberfläche und durch den sog. *pore-filling*-Mechanismus Phosphor adsorbieren kann (Yang et al., 2020).

Huang et al. (2021) berichten von ähnlichen Beobachtungen, auch sie stellten erhöhte P- und K-Auswaschungen und reduzierte NO_3^- -Auswaschungen bei der Verwendung von PK und Dünger fest. Major et al. (2012) berichten von einem mit zunehmender Bodentiefe variierenden Effekt der PK auf die Auswaschung von Elementen. In einer Tiefe von 1,2 m wurde die Auswaschung von Ca, Mg, K, NO_3^- und Sr um 14, 22, 31, 2 bzw. 14 % reduziert, Phosphor zeigte jedoch ein indifferentes Verhalten. Die Autorinnen schlussfolgerten, dass Pflanzenkohle die Nährstoffkonzentrationen in der Bodenlösung und den vertikalen Transport in die Wurzelzone zwar erhöhen könnte, aber aufgrund der Kombination aus Retention und Nährstoffaufnahme durch die Pflanzen eine Auswaschung in tiefere Bodenschichten reduziert.

Zur Bewertung des Effekts von Pflanzenkohle auf die Nährstoffbindung und -auswaschung sowie des Verlustes an C_{org} führten Kuo et al. (2020) ein 42-tägiges Säulenperkolationsexperiment durch. Die zwei verwendeten Pflanzenkohlen erhöhten den pH-Wert und die Gehalte an C_{org} , Ammonium und Nitrat sowie den verfügbaren Phosphor (nicht jedoch Kalium) in den Böden, verringerten das Gesamtvolumen des Sickerwassers und die ausgewaschenen Mengen an DOC, anorganischem N, P und K, erheblich. Kalium und Phosphor wurden um 30 % bzw. 68 % am deutlichsten reduziert, was sich mit den Ergebnissen der im Rahmen der Dissertation durchgeführten Lysimeterversuche gut vergleichen lässt. Die in den Lysimetern beobachtete Wirkung der PK hinsichtlich einer erhöhten Wasser- und Nährstoffspeicherung

im Substrat und der damit verbundenen gesteigerten Nährstoffaufnahme durch Pflanzenwurzeln, führen auch Kuo et al. (2020) als Potenzial zur Verringerung des Risikos einer Nährstoffauswaschung in Flüssen oder Grundwasser-reservoirs an.

In der Literatur lassen sich neben den o. g. Effekten hinsichtlich einer Reduzierung der Nährstoffauswaschung auch gegenteilige Wirkungen beschreiben. Es wird v.a. von einem gesteigertem NO_3^- - und NH_4^+ -Rückhalt, aber auch von erhöhten P- und K-Freisetzen berichtet (vgl. Tab. 2.2 in Kap. 2.2.2). Der entscheidende Faktor ist, aus welchem Ausgangsmaterial und zu welchen Bedingungen die eingesetzte Pflanzenkohle hergestellt wurde. Die Spannweite an Pflanzenkohle-Eigenschaften ist zu groß, um nur einen Effekt herausstellen zu können. Es muss anhand der Standorteigenschaften entschieden werden, welche PK mit welchen Eigenschaften die bestmöglichen Effekte erzielen könnte. Dafür stellt co-kompostierte Pflanzenkohle aufgrund der gewonnenen Ergebnisse in jeden Fall eine vielversprechende Option dar.

5.2 Effekt von Pflanzenkohle auf das Elutionsverhalten von PAK

Die durchgeführten Elutionsversuche in Form von Schüttel- und Säulenperkolationsversuchen zur Abschätzung der PAK-Freisetzung aus einem PAK-kontaminierten Boden (4-jähriger Parzellenversuch im Freiland) lieferten PAK-Eluatkonzentrationen, die den Geringfügigkeitsschwellenwert (GFS) und den Prüfwert der BBodSchV für den Pfad Boden-Grundwasser für die 16 EPA-PAK ohne Naphthalin ($0,2 \mu\text{g/L}$) deutlich überschreiten, auch wenn darauf hingewiesen werden muss, dass dieser Prüfwert am Ort der Beurteilung (Übergang von ungesättigter zu gesättigter Zone) gilt. Grund hierfür sind die deutlich über Vorsorgewert liegende Gesamtgehalte von ca. 133 mg/kg TS zu Versuchsbeginn. Deutlich zu erkennen ist der Effekt der PK und des PKS ab den höhermolekularen PAK. Hier werden durchgängig Reduzierungen der Freisetzungen der Einzel-PAK um ca. **20-80 %** beobachtet, wobei die Variante mit Pflanzenkohlesubstrat signifikantere Effekte zeigt als die pure Pflanzenkohle. Auch die Summe der 16 EPA-PAK werden durchgängig durch PK und PKS sowohl im Schüttel- als auch Säulenperkolationsverfahren (teilw. hoch-) signifikant reduziert. Bei den 3-Ring-PAK ist eine Verringerung der Freisetzungen im Säulenperkolationsverfahren feststellbar, im Schüttelverfahren hingegen zeigt sich kein eindeutiger Effekt. Des Weiteren wird z. B. Anthracen weitaus weniger eluiert als das sehr präesente Phenanthren (teilw. bis zu 33 % an der PAK-Summe vertreten). Grund hierfür könnte die geringere Reaktivität aufgrund des Elektronensextettes sein. Des Weiteren ist in der in den Versuchen verwendete PK geringfügig Nap und Phe enthalten, die restlichen Einzel-PAK bleiben $<0,005 \text{ mg/kg TS}$. Jedoch wiesen Hilber et al. (2017) an 43 PK-Proben (Gesamtgehalte: $0,4$ bis 1987 mg/kg TS) nur geringe frei gelöste (d.h. bioverfügbaren) Gehalte (<12 bis $85 \pm 11 \text{ ng/L}$) an 16 EPA-PAK nach. Die Mehrzahl der PK-Proben hatte demnach nur niedrige bioverfügbare PAK-Gehalte, d. h. die PAK sind desorptionsbeständig und somit auch als gering auswaschbar zu interpretieren. Die Sorption von PAK an der Pflanzenkohle, die zur Verringerung der Bioverfügbarkeit führt und so einen limitierenden Faktor bezüglich des Abbaus darstellen kann, konkurriert nach Einbringung von PKS mit der Steigerung der mikrobiellen Aktivität im Boden

und damit einhergehender Erhöhung des Abbaupotenzials für organische Schadstoffe (Anyika et al., 2015).

Sowohl die Ergebnisse aus den Schüttelversuchen als auch die aus den Säulenperkolationsversuchen zeigen für die PAK-Böden hinsichtlich der Größenordnung vergleichbare PAK-Eluatkonzentrationen und PAK-Freisetzungen mit den im Rahmen des BMBF-Projektes BioRefine untersuchten PAK-kontaminierten Böden (Schatten & Terytze, 2016; Terytze et al., 2015). Die vorgestellten Ergebnisse zeigen in vielen Fällen einen signifikanten Einfluss vor allem von Pflanzenkohlesubstrate auf das Elutionsverhalten von PAK aus kontaminierten Böden. Die Anwendung von Pflanzenkohle und Pflanzenkohlesubstraten führt trotz relativ gleichbleibenden PAK-Gesamtgehalten zu einer Reduzierung der Eluatkonzentration sowie der freigesetzten Menge der Summe der 16 EPA-PAK, welche in den bislang wenig vorhandenen Studien ebenfalls bestätigt werden konnten (Zand & Grathwohl, 2016; Anyika et al., 2015; Beesley et al., 2010). In einem Topfversuch mit multi-kontaminiertem Boden reduzierte eingebrachte Laubholz-PK die Auswaschung von PAK (Beesley et al., 2010). Anyika et al. (2015) berichten von einer verringerten PK-Auswaschung in Oberflächengewässer und Grundwasser durch eine relativ schnelle Sorption von PAK an die Oberfläche von Pflanzenkohle. Die hohe Sorptionskapazität der PK-Oberfläche ist sicherlich ein entscheidender Faktor hinsichtlich der beobachteten Verringerung der PAK-Freisetzung, da durch die Sorption die Bioverfügbarkeit limitiert wird und PAK nicht verfügbar gebunden werden (Chen, 2011; Smernik 2009, in Lehmann 2009), was wiederum auch deren Mobilisierung und Auswaschung aus der ungesättigten Bodenzone Richtung Grundwasser verringert (Zand & Grathwohl, 2016; Hale et al., 2012).

Am besten können die vorliegenden Ergebnisse mit der Studie von Zand & Grathwohl (2016) verglichen werden. In der umfangreichen Studie wurde zudem der Einfluss der Partikelgröße von Pflanzenkohle auf das Auswaschungsverhalten der 16 EPA-PAK aus einem mit PAK belasteten Referenzboden (< 2 mm) untersucht. Die pulverisierte PK und die körnige Aktivkohle verringerte die Mobilisierung und Auswaschung der untersuchten PAK i.d.R. deutlich, die zerkleinerte PK hingegen mobilisierte PAK mit höherem Molekulargewicht. Die Auslaugung und Freisetzung von Naphthalin, Fluoren und Pyren wurde durch die Zugabe von Pflanzenkohle und Aktivkohle in den Boden deutlich beeinträchtigt; das Auslaugungsverhalten von PAHs mit höherem Molekulargewicht (d.h. Benzo[b]fluoranthen und Indeno[1,2,3-c,d]pyren) wurde jedoch durch die Anwesenheit von Aktivkohle und pulverisierter Biokohle nicht wesentlich verändert. Zand & Grathwohl (2016) stellten eine starke Sorption aller PAK an den Boden fest, was sich mit den vorliegenden Ergebnissen der Säulenperkolationsversuche im Rahmen der Dissertation deckt. Am Ende des Versuchs wurde in den Säulen mit PK weniger als ein Prozent des Festphasengehalts der Summe der PAK freigesetzt; auch das kann durch die vorliegenden eigenen Ergebnisse bestätigt werden. Die Autoren messen dem kolloid-gebundenen Transport eine höhere Bedeutung bei als den DOC-assoziierten Transport von PAK bei deren Auswaschung aus mit PK angereicherten Böden, insbesondere für PAK mit höherem Molekulargewicht. Im vorliegenden Dissertationsvorhaben wurde jedoch eine signifikante Reduzierung der Auswaschung höhermolekularer PAK festgestellt, wobei ein Effekt des TOC nur bei der Variante mit PKS-Einmischung beobachtet werden konnte. Bei der

Variante mit purer PK korreliert die PAK-Freisetzung nicht mit dem TOC. Bei den Säulenperkolaten des PAK-Boden sowie der PAK+PK-Variante wurde eine hohe Korrelation zwischen der Trübung und den höhermolekularen PAK festgestellt, bei der PAK+PKS-Variante tritt eine hohe Korrelation bereits bei den niedermolekularen PAK auf, was auf einen vorrangig partikelgebunden Austrag der PAK hindeuten könnte.

Dass die Anwendung von PKS teilweise zu höheren PAK-Reduzierungsraten als die Anwendung von purer PK führt, liegt vermutlich an der Ausbringung der PK in unbehandelter Form zu Versuchsbeginn. Die PK musste zunächst unter Feldbedingungen oberflächenaktiviert werden. Die in dem PKS enthaltene co-kompostierte PK hingegen hatte bereits durch den Kompostierprozess eine Oberflächenaktivierung erfahren, welche für einen effektiven Nähr- und Schadstoffrückhalt von Vorteil ist. Des Weiteren wurde durch die Anwendung von PKS und PK die prozentuale Zusammensetzung der freigesetzten 16 EPA-PAK verändert. Auffällig hoch ist der Anteil an Phenanthren (Phe) mit 14-33 % an der Gesamtsumme, Benzo[a]pyren nimmt einen Anteil von 7-8% ein. Die Anwendung von PKS und PK bewirkt eine tendenzielle Verringerung der freigesetzten Anteile von höhermolekularen Einzel-PAK wie z.B. BghiP und I123cdP, was auf eine gesteigerte Festlegung an der PK hinweist. Dieser Effekt wurde auch von Zand & Grathwohl (2016) beobachtet. Auch sie berichten von Unterschieden im Elutionsverhalten der Summe der 16 EPA-PAK sowie der PAK-Einzelverbindungen. Für zukünftige Sanierungsstrategien sollten Entscheidungen auf der Grundlage der Eigenschaften der einzelnen organischen Verbindung im Boden und ihres Elutionsverhaltens getroffen werden, anstatt sich nur auf den Summenparameter einer Schadstoffgruppe zu stützen, da allein schon die 16 Einzel-PAK nach EPA verschiedene Verbindungen mit teils sehr unterschiedlichen Hydrophobie- und Sorptionseigenschaften im Boden umfassen.

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen gewisse Schwankungen im Verlauf des Versuchszeitraumes, was auf Änderungen des Sorptionspotenzials hindeuten könnte. Ren et al. (2018) berichten von frischer PK mit anfangs hoher Sorptionskapazität für organische Schadstoffe, die nach der Einarbeitung in den Boden aufgrund biogeochemischer Reaktionen ihre Eigenschaften verändert und ihr hohes Sorptionspotenzial verloren hat. In dieser Studie ging die vorteilhafte Sorptionskapazität von PK gegenüber dem Boden für Phenanthren nach 2,5 Jahren Alterung im Boden vollständig verloren, was wiederum Auswirkungen auf die Auswaschung zur Folge hätte. Die Autoren vermuteten, dass die Verringerung der Sorptionskapazität mit einer Verkleinerung der Oberfläche (Porenblockierung) und die Erhöhung der Oberflächenpolarität der gealterten PK zusammenhängt. Dieser Effekt muss laut Ren et al. (2018) mit weiteren Forschungsarbeiten evaluiert werden, es sollten bei der Ausbringung von PK jedoch auch deren Alterungseffekte mitbedacht werden.

PAK können unter günstigen Bedingungen sogar von Bodenmikroorganismen als Kohlenstoff- und Energiequelle verwertet und teilweise oder vollständig mineralisiert werden (Johnsen et al., 2005; Cerniglia 1993). Vor allem 2- und 3-Ring-PAK sind mikrobiologisch gut abbaubar, auch PAK mit mehr als 3 Ringen, wie Fluoranthren, Fluoren, Pyren und Benzo[a]anthracen können unter Umständen komplett abgebaut werden (Cerniglia, 1993). PAK mit 5 oder mehr Ringen werden mikrobiologisch kaum verwertet (Johnsen et al., 2005). In den durchgeführten

Parzellenversuchen wurde ebenfalls kaum ein Abbau der PAK festgestellt, jedoch wurde durch die Zugabe von Pflanzenkohle und -substrat die Bioverfügbarkeit verringert und die Verlagerung bzw. Auswaschung reduziert, was sich mit Ergebnissen von Vogel et al. (2016) und Beesley et al. (2010 & 2011) deckt.

Insgesamt zeigen die eigenen Untersuchungen im Vergleich mit der Literatur, dass die Anwendung von Pflanzenkohle (im besten Fall als co-kompostierte PK) neben einer Wiederherstellung oder Verbesserung der Bodenqualität auch einen Beitrag zum Schutz der Grundwasserressourcen durch eine Reduzierung der Schadstofffreisetzung aus der ungesättigten Zone des Bodens leisten kann.

5.3 Einfluss von Pflanzenkohle auf die Freisetzung von Kupfer und Zink

Im Rahmen der Lysimeterversuche im Tierpark-Friedrichsfelde wurden neben der Untersuchung des Effektes von Pflanzenkohle, PK-Kompost sowie co-kompostierter Pflanzenkohle auf die Sickerwassermenge und die Auswaschung von ausgewählten Nährstoffen auch der Austrag an Cu und Zn ermittelt. Die Einbringung von PK in den reinen Boden führt zu einer leichten Reduzierung der Cu-Fracht um 2 %, die Zn-Fracht wird jedoch um 39 % erhöht. Die Einmischung von Kompost ohne PK verdreifacht die Cu-Fracht auf 11,99 mg/m², im Falle von Zink bleibt die Fracht auf vergleichbarem Niveau mit Bo+PK. Die Cu-Gehalte im Kompost ohne PK spiegeln eine bekannte Situation in Deutschland wider. Durch die Aufkonzentrierung von Cu im Kompostierungsprozess sowie der Verwendung von Biomassen, die ggf. mit Pflanzenschutzmitteln in Kontakt kamen, weisen Grünschnittkomposte, aber auch Komposte aus der Biotonne erhöhte Cu-Gehalte auf (H&K, 4/09). Auch in den verwendeten Komposten ist produktionsbedingt Cu nachweisbar, wenngleich auch keine Grenzwertüberschreitung nach BioAbfV auftrat. Jedoch spiegelt sich das Cu in den Eluatkonzentrationen wider, auch wenn die Grenzwerte in Tabelle 4 der BBodSchV für Eluate nur maßgeblich sind, wenn für den betreffenden Stoff der jeweilige Vorsorgewert nach Tabelle 1 oder 2 überschritten wird, was nicht der Fall war.

Nichtsdestotrotz verringert die Variante PKK0+PK die Cu-Fracht um **18 %** und die Zn-Fracht um **25 %**. Die co-kompostierte PK (Bo+CoPKK0) verringert den Austrag an Cu signifikant um **74 %** und den an Zn signifikant um **64 %** gegenüber Bo+PKK0. Die Frachten sinken demnach unter denen des Ausgangsbodens (Bo). Entscheidend dabei ist für Cu die Wirkung der Pflanzenkohle im Verbund mit der organischen Substanz des Kompostes sowie die geringeren Sickerwassermengen der Varianten mit Kompost und Pflanzenkohle. Diese Ergebnisse sind mit den Literaturangaben gut vergleichbar. Es wird in diversen Studien über eine Reduzierung der Cu- und Zn-Auswaschung bei der Anwendung von PK berichtet. Houben et al. (2013) stellten eine Reduzierung der Zn-Auswaschung aufgrund des gestiegenen pH-Wertes durch PK fest, Fellet et al. (2011) beobachteten eine Verringerung der bioverfügbaren Gehalte von Cd, Pb und Zn sowie eine Reduzierung der auswaschbaren Gehalte von Cd, Cr und Pb. Zu vergleichbaren Reduzierungen der Cu-Konzentrationen um 69 % (pure PK) und 57 % (Kompost+PK) wie in den Lysimeterversuchen kamen auch Karami et al. (2011). Ahmad et al.

(2017) führten eine effektive Reduzierung der Cu-Auswaschung auf eine Oberflächenkomplexierung mit Carboxylgruppen und Fe-/Al-Mineralien der Pflanzenkohlen sowie durch Ausfällung von Metallphosphaten zurück. Eine bei 700 °C hergestellte PK zeigte indes bei Pb und Zn im sauren landwirtschaftlichen Boden die höchsten Reduzierungsraten durch die Ausfällung von Metallhydroxiden aufgrund des Anstieges des pH-Wertes. Möglicherweise kam es durch eine verstärkte elektrostatische Abstoßung und die Konkurrenz mit Phosphat zu einem Anstieg der Auswaschung von As und Sb (Ahmad et al., 2017). Für die Anwendung auf multimetallbelasteten Böden sollten die entsprechenden Pflanzenkohlen demnach individuell anhand ihrer Eigenschaften ausgewählt werden, um den optimalen Effekt zu erreichen ohne nachteilige Auswirkungen auf das Bodenökosystem auszuüben.

Riedel et al. (2015) beobachteten einen Rückhalt von gelösten organischen Stoffen (DOM) im mit PK beaufschlagten Boden, einhergehend mit einem Rückhalt von DOM-assoziierten Elementen wie Cu, Zn und Ni. Analysen mittels Flüssigchromatographie und anschließender ICP-MS deuteten auf eine Verbindung mit UV-aktivem DOM hin. Riedel et al. (2015) schlussfolgerten nachvollziehbar, dass die verringerte Mobilität von Metallen nicht nur auf den Anstieg der KAK durch die Anwendung von PK, sondern zumindest teilweise auf eine erhöhte Retention von metallbindender DOM zurückzuführen sei.

Rizwan et al. (2016) erklärten die von ihnen aus einem landwirtschaftlich genutzten Boden in China durch die Anwendung von Pflanzenkohle beobachteten Immobilisierungen und reduzierten Auswaschungen von Pb und Cu v.a. mit dem ansteigenden pH-Wert sowie der Zunahme der Oberflächensorption an PK und der Ausfällung von Pb und Cu mit OH⁻-Ionen. Im Vergleich zur Kontrolle wurden das auswaschbare Pb und Cu durch die Anwendung von aus Rizinusblättern gewonnener Pflanzenkohle auf 29,2 - 41,4 % bzw. 5,7 - 22,8 % des unbehandelten Bodens reduziert, was im Falle des Cu gut mit den vorliegenden eigenen Ergebnissen vergleichbar ist, wenn man die Lysimeter-Varianten Bo+PK sowie Bo+PKK0+PK betrachtet.

Wang et al. (2021) griffen den Aspekt einer abgeschwächten Wirkung der PK hinsichtlich Schwermetall-Immobilisierung und -Rückhalt durch Änderungen der abiotischen (pH-Wert, Redoxpotenzial, DOM etc.) und biotischen (Pflanzenwurzeln, Regenwürmer, Mikroorganismen etc.) Faktoren in ihrem Review auf. Prinzipiell ist PK in der Lage, die Auswaschung von Schwermetallen, v.a. Cd, Pb und Zn, zu verringern. Jedoch könne die Auslaugung der alkalischen Mineralien die Alkalität der PK verringern und infolgedessen vermutlich die Immobilisierungsleistung der PK gegenüber Schwermetallen abschwächen. Unter Feldbedingungen wirken verschiedenste Umweltfaktoren ständig auf die mit PK versetzten Böden ein und verändern somit auch erheblich die Bedingungen für den Transfer und die Freisetzung von Schwermetallen. So besteht laut Wang et al. (2021) die potenzielle Gefahr der Auswaschung von PK-bürtiger DOM, wodurch sich der Gehalt und die Eigenschaften der organischen Substanz im Boden erheblich verändern könnte. Die an der PK adsorbierten Schwermetalle könnten mit der Auswaschung von DOM aus der PK wieder in den Boden freigesetzt werden. Des Weiteren spielen die Eigenschaften des Niederschlagwassers, v.a. der Säuregehalt bzw. pH-Wert, eine nicht zu vernachlässigende Rolle auf die langfristige Sorptionsleistung der PK. In den Lysimeterversuchen wurden jedoch

nur untergeordnete Korrelationen zwischen dem pH-Wert (hoher Boden-pH aufgrund Beimengungen an Bauschutt) oder dem TOC und den einzelnen Frachten an Cu und Zn beobachtet. Weitaus höhere Korrelationen bestehen zwischen diversen Anionen und Kationen. So zeigen Chlorid und Kalium sowie Chlorid und Kupfer sehr hohe positive Korrelationen ($r > 0,89$). Sulfat und Zink korrelieren auch sehr stark ($r = 0,91$) miteinander. Die Kationen K und P sowie K und Cu korrelieren immerhin noch mittelstark ($r = 0,66-0,88$) miteinander. Die beobachteten Korrelationen verstärken sich mit der Einmischung von PK und coPKK10.

Weitere zur Diskussion herangezogene Studien sind in der Tabelle 2.3 im Kap. 2.2.3 zu finden. In den meisten Fällen führt die Anwendung von PK zu einer Verringerung der Auswaschung von Cu und Zn aufgrund von pH-Effekten oder Oberflächenausfällungen.

Qi et al. (2017) geben bei der Interpretation von Daten zu bedenken, dass neben den organischen Bestandteilen Pflanzenkohlen auch mineralische Bestandteile wie Quarz, Calcit, Sylvit, Periklas und Whitlockit enthalten. Diese mineralischen Bestandteile von PK können durch elektrostatische Reaktion und Ionenaustausch, Oberflächenkomplexierung und Bildung von Metallniederschlägen durch Freisetzung löslicher Ionen wie PO_4^{3-} , CO_3^{2-} und SO_4^{2-} als zusätzliche Sorptionsstellen für Metalle wirken.

Im Hinblick auf die Sanierung von kontaminierten Flächen, hat sich Pflanzenkohle bei der Verringerung des Gehalts an verfügbaren Schwermetallen im Boden sowie der Schwermetalle in Pflanzen als wirksam erwiesen. Die vorliegenden Ergebnisse der Lysimeterversuche zeigen einen deutlichen Einfluss der co-kompostierten PK durch die effektive Verringerung der Cu- und Zn-Auswaschung aufgrund verminderter Sickerwassermengen, erhöhter Biomasse sowie verstärkter Festlegung an der PK.

5.4 Bewertung der Elutionsmethoden für die Matrices Pflanzenkohle und PK-basierte Materialien

Grundsätzlich eignen sich die beiden Elutionsmethoden Schüttelverfahren nach DIN 19529 sowie Säulenperkolationsverfahren nach DIN 19528 für Komposte, Pflanzsubstrate sowie Böden mit PK-Einmischungen. Weisen die zu untersuchenden Materialien jedoch hohe Wassergehalte sowie Gehalte an Huminstoffen oder leichte quellfähige Bestandteile auf, werden teilweise Adaptionen der bestehenden Methoden an die „neuen“ Matrix Pflanzenkohle erforderlich. Vor allem bei PK-Komposten und PK-Pflanzsubstraten erschwerten die spezifischen Eigenschaften die normgerechte Durchführung von Schüttelversuchen häufig, bei Böden mit geringeren PK-/PKS-Einmischungen war dies in der Regel nicht der Fall.

Um eine gründliche Durchmischung von Feststoff und Flüssigkeit sicherzustellen (vgl. DIN 19529), war eine Erhöhung des W/F von 2 L/kg TS auf 5 L/kg TS, vor allem bei PK-basierten Pflanzsubstraten mit hohem Anteil an Torf und/oder anderen quellfähigen Materialien, notwendig. Da bei solchen Materialien teilweise der Wassergehalt im Ausgangsmaterial bereits so hoch, dass das nach DIN 19529 zulässige berechnete Elutionsmittelvolumen nicht zur vollständigen Durchmischung der Komposte ausreicht, wird die Anpassung des W/F-

Verhältnisses auf 5 L/kg TS empfohlen. Aufgrund der hohen Wasserspeicherfähigkeit einzelner Pflanzsubstrate mit/ohne PK verhielt sich das W/F 5 ähnlich dem W/F 2, d.h. hinsichtlich Durchmischung, Eluatmenge und Aufbereitung der Eluate kam es zu keinerlei Problemen. Der Flüssig/Fest-Trennungsschritt bei den Eluaten der PK-basierten Materialien verlief reibungslos, die Eluate wiesen nach Zentrifugation und Filtration im Mittel Trübungswerte von 23,7 FNU (Median: 16,0 FNU) auf und erreichen somit Werte, deren Median normkonform (<20 FNU) ist. Zudem ist ein Einfluss der Pflanzenkohle auf die Trübung nicht zwingend erkennbar, es wurden sowohl Verminderungen, als auch Erhöhungen der Trübung in den Eluaten beobachtet.

Ein Vortrocknen der Materialien, mit dem Ziel die Elution mit einem W/F 2 durchführen zu können, zeigte sich als nicht geeignet. Die Materialien saugten sich sofort nach Wiederbenässung voll Wasser und machten eine Durchmischung unmöglich. Wichtig ist, die Anpassung des W/F-Verhältnisses bei der Berechnung der Nährstofffreisetzung (in mg/kg TM) aus der Nährstoffkonzentration im Eluat (in mg/L) zu berücksichtigen.

Das Säulenperkolationsverfahren nach DIN 19528 ist als dynamisches Verfahren sehr gut geeignet, da das Elutionsmittel kontinuierlich durch den zu untersuchenden Feststoff perkoliert und der Wassergehalt des Feststoffes nur eine geringe Rolle spielt. Quellfähige Materialien könnten zur Verbesserung der Perkulierbarkeit nach DIN 19528 mit Quarzsand vermischt werden. Da dies im Rahmen der vorliegenden Dissertation bei keinem der untersuchten Materialien notwendig war, können hierzu keinerlei Aussagen getroffen werden. Alle Materialien, sowohl Komposte als auch Böden, jeweils mit und ohne PK-Zugabe, ließen sich problemlos perkolieren. Beobachtet werden konnte jedoch teilweise erhöhte (aber normgerechte) Trübungen (oftmals nur scheinbar aufgrund der Eigenfärbung der Eluate) und erhöhte TOC-Austräge im Vergleich zu Böden ohne (Pflanzenkohle)-Kompostzugabe.

Die Anpassung des W/F-Verhältnisses beim Schüttelverfahren stellt eine Abweichung von der Norm dar, ist jedoch ein wichtiges Ergebnis hinsichtlich der Adaption der bestehenden Elutionsnorm an die Matrix Pflanzenkohle, da hierfür explizite Erfahrungen und Arbeitsanweisungen noch nicht vorliegen und zunächst erarbeitet werden mussten bzw. müssen.

Diese Erkenntnisse könnten zusammen mit den Elutionsergebnissen aufgrund der langjährigen Mitarbeit im Normenausschuss DIN NA 119-01-02-05 UA „Elutionsverfahren“ bei Interesse an der Elution PK-basierter Materialien direkt in die Normungsarbeit einfließen. Darüber hinaus wurde vor Kurzem der DIN-Arbeitsausschusses NA 062-02-85 AA „Pyrogene Kohlenstoffe“ gegründet, welcher sich die DIN-Norm "Pyrogene Kohlenstoffmaterialien" zum Ziel gesetzt hat. Im Rahmen dieses Arbeitsausschusses soll eine Produktnorm zur Charakterisierung von pyrogenen Kohlenstoffen/Vergasungskoks sowie Normen zu Analyseverfahren für pyrogene Kohlenstoffe entwickelt werden, in welchen die gewonnenen Ergebnisse zur Elution von Pflanzenkohlen enthaltenden Materialien sicherlich gewinnbringend eingebracht werden könnten.

6 Zusammenfassung und Ausblick

Im Zuge der Bestrebungen, Technologien und Strategien zu entwickeln, die den Klimawandel entgegenwirken bzw. abschwächen könnten, haben in den letzten Jahren mehrere Studien gezeigt, dass Pflanzenkohle (PK) eine der vielversprechendsten Negativemissionstechnologien (NET) für Carbon Dioxide Removal (CDR) ist und zur Erreichung der Ziele des Pariser Abkommens (2015) beitragen kann. Darüber hinaus hat sich Pflanzenkohle auch als vielseitiger Zuschlagstoff für Böden und Substrate als vorteilhaft erwiesen, insbesondere im Hinblick auf die Verbesserung der Bodenqualität und der Erträge sowie die Verringerung von Treibhausgasemissionen und Nährstoffverlusten.

Die Wirkung von Pflanzenkohle und Pflanzenkohlekompost auf das Auswaschungsverhalten von Nähr- und Schadstoffen sowie auf die Wasserspeicherung in Böden wurde bisher nahezu nicht untersucht, insbesondere gibt es kaum längerfristige Freilandversuche zur Ermittlung des Einflusses von Pflanzenkohle auf das Freisetzungsverhalten von Stoffen in urbanen Gebieten.

Die vorliegende Dissertation setzt an dieser Stelle an und untersucht die Effekte von Pflanzenkohlen auf das Elutionsverhalten von Nähr- und Schadstoffen aus Komposten, Pflanzsubstraten und Böden im Bereich des Gartenbaus und der Landwirtschaft, auf Konversionsflächen sowie im urbanen Raum der gemäßigten Klimazone.

Mit den umfangreichen Ergebnissen aus Laborversuchen in Form von Schüttel- und Säulenperkolationsverfahren nach DIN 19529 bzw. DIN 19528 sowie Lysimeterversuchen im Freiland konnte die Datenbasis hinsichtlich der Abschätzung und Bewertung des Einflusses von Pflanzenkohle auf das Freisetzungsverhalten von Nähr- und Schadstoffen stark vergrößert werden. Vor allem erfolgte für die organischen Schadstoffgruppe der Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) erstmalig eine Zusammenstellung von Daten der Elution von Pflanzenkohle-/Boden-Mischungen auf der Basis aller 16 Einzel-PAK nach EPA.

Im ersten Teil der Dissertation wurden verschiedene Komposte und Pflanzenkohlekomposte sowie Pflanzsubstrate mit und ohne Pflanzenkohleeinmischung untersucht. Neben einer chemisch-physikalischen Charakterisierung erfolgte die Bestimmung des Elutionsverhaltens von Nährstoffen aus diesen Materialien mit einer großen Bandbreite an Ausgangsstoffen. Der besondere Fokus lag hier auf die Abschätzung und Bewertung des Effektes der Pflanzenkohle auf die Freisetzung von Nährstoffen. Proben- sowie methodenübergreifend (Schüttel- und Säulenperkolationsverfahren) betrachtet, führt die Co-Kompostierung von Pflanzenkohle i.d.R. zu einer Reduzierung der Nährstofffreisetzung sowohl aus frisch hergestellten als auch gealterten (gelagerten) Komposten. Der Median jedes der sechs Makronährstoffe deutet auf eine Reduzierung der Nährstofffreisetzung durch die Anwendung von Pflanzenkohle hin. So wird die Auswaschung von Nitrat um **22 %**, Phosphor um **20 %**, Kalium um **5 %**, Magnesium um **9 %**, Calcium um **21 %** und Schwefel um **2 %** verringert. Im Falle von Nitrat, Phosphor und Magnesium zeigen 75 % der Werte (75 %-Perzentil) eine Verringerung der Auswaschung dieser Nährstoffe. Die untersuchten Komposte lassen eine große nährstoffspezifische Spannweite der Effekte von PK zu erkennen. Vor allem Magnesium und Phosphor sowie mit

Einschränkungen auch Nitrat zeigen eine relativ enge Streuung der PK-Effekte, während Calcium, Kalium und Schwefel aufgrund der unterschiedlichen Eigenschaften der Inputmaterialien sowie Zuschlagstoffen breiter streuen und sowohl Reduzierungen als auch Erhöhungen der Nährstofffreisetzung aufweisen. Dennoch lässt sich zusammenfassen, dass die Zugabe von co-kompostierter Pflanzenkohle bei den im Botanischen Garten Berlin-Dahlem hergestellten Komposten i.d.R. zu einem Nährstoffrückhalt und somit zu einer verbesserten Düngewirkung sowie einer Steigerung des Umweltentlastungspotenzials durch die Reduzierung der Gefahr der Auswaschung von Nährstoffen, vor allem Nitrat, in Richtung Grundwasser führt.

Mit den Komposten der PKK1-Serie (mit/ohne PK) wurden fünf Pflanzsubstrate für verschiedene Pflanzen der Tropen, Subtropen und gemäßigten Breiten hergestellt und mit dem jeweiligen pflanzenspezifischen Kontrollsubstrat (bisheriges Pflanzsubstrat im BG) verglichen. Die hergestellten Pflanzsubstrate sowie die pflanzenspezifischen Kontrollsubstrate wurden jeweils zum Versuchsbeginn und zum Versuchsende (nach Bepflanzung) zur Bestimmung der Nährstofffreisetzung Schütteltests nach DIN 19529 unterzogen. Klimazonenübergreifend zeigen die Pflanzsubstrate mit Pflanzenkohle sowohl zum Versuchsbeginn als auch -ende durchgängig eine Reduzierung der Kalium-Freisetzung um 4,7-33,0 % (Versuchsbeginn) bzw. 1,6-66,1 % (Versuchsende). Phosphor zeigt in zwei Fällen erhöhte Auswaschungen, ansonsten Reduzierungen um 18,1-41,2 % (VB) bzw. 21,1-64,8 % (VE) und Nitrat weist Reduzierungen bis max. 33,5 % auf, jedoch teilweise auch erhöhte Auswaschungen von 6,7-25,4 %. Eine Begründung könnte in der pflanzenspezifischen bzw. bedarfsgerechten und teilweise wiederholten N-Düngung mit Harnstoff und Hornspänen zu finden sein. Ein positiver Einfluss auf den Nährstoffrückhalt durch die Anwendung von im Botanischen Garten Berlin-Dahlem hergestellten Kompost und co-kompostierter Pflanzenkohle unter gleichzeitiger Torfreduzierung konnte dennoch nachgewiesen werden. Trotz des Verzichtes von Volldünger bei den Pflanzsubstraten konnten ausreichend Pflanzennährstoffe freigesetzt werden, was wiederum die Bedeutung des Einsparpotenzials von Düngemitteln aufzeigt.

Im zweiten Teil der Dissertation wurde in Parzellenversuchen der Effekt von Pflanzenkohle und Pflanzenkohlesubstrat auf die Auswaschung aller 16 Einzel-PAK nach EPA sowie der Eluatbegleitparameter pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Trübung und TOC untersucht. Deutlich zu erkennen ist der Effekt der Pflanzenkohle und des Pflanzenkohlesubstrates ab den höhermolekularen PAK. Hier werden durchgängig Reduzierungen der PAK-Freisetzungen um bis zu **90 %** gegenüber dem Kontrollboden beobachtet. Auch als Summenparameter zusammengefasst werden die 16 EPA-PAK-Freisetzungen durchgängig durch Pflanzenkohle und Pflanzenkohlesubstrat sowohl im Schüttel- als auch im Säulenperkolationsverfahren reduziert. Bei den 3-Ring-PAK ist eine Verringerung der Freisetzungen im Säulenperkolationsverfahren feststellbar, im Schüttelverfahren hingegen zeigt sich kein eindeutiger Effekt. Die elektrischen Leitfähigkeiten werden tendenziell erhöht, ebenso wie die pH-Werte der Eluate mit Pflanzenkohle und Pflanzenkohlesubstrat. In Summe werden mit beiden Elutionsverfahren die PAK-Freisetzungen effektiv und oftmals sogar hochsignifikant reduziert.

Der dritte Teil der vorliegenden Dissertation widmet sich der im Tierpark Berlin-Friedrichsfelde angelegten Lysimeterversuche, welche die Untersuchung des Effektes von Kompost, Pflanzenkohlekompost (co-kompostierte PK) und Pflanzenkohle auf die Wasserspeicherung sowie das dynamische Freisetzungsverhalten von Makronährstoffen sowie Kupfer und Zink aus einem typischen bauschuttreichen urbanen Boden unter Freilandbedingungen zum Ziel hatten. Die Ergebnisse umfassen Daten einer Versuchsdauer von 1.156 Tagen (Mai 2019 bis Juli 2022) zur Sickerwassermenge, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit sowie zur Auswaschung von Nährstoffen, Kupfer und Zink sowie TOC. Die Zugabe von Kompost (mit/ohne Pflanzenkohle) führt zu einer signifikanten Verringerung der Sickerwassermengen, zu einer Erhöhung des pH-Wertes und der organischen Substanz sowie zu einer Verringerung der Rohdichte in den Lysimetern. Deutlich zu erkennen ist der Effekt der co-kompostierten Pflanzenkohle auf die Auswaschung von Stoffen. Alle Frachten an Anionen und Kationen sowie der TOC-Austrag werden durch co-kompostierte PK signifikant reduziert. Auch die nachträglich in den Kompost eingebrachte Pflanzenkohle zeigt durchgängig Verringerungen der Anionen- und Kationen-Frachten, jedoch sind sie nur tendenziell und statistisch nicht signifikant. Die Einmischung purer Pflanzenkohle in purem Boden kann die positiven Effekte der Ausbringung von co-kompostierter Pflanzenkohle nicht genauso abbilden.

Grundsätzlich eignen sich die beiden Elutionsmethoden Schüttelverfahren nach DIN 19529 sowie Säulenperkolationsverfahren nach DIN 19528 für Komposte, Pflanzsubstrate sowie Böden mit Pflanzenkohle-Einmischungen. Weisen die zu untersuchenden Materialien jedoch hohe Wassergehalte oder leicht quellfähige Bestandteile auf, wird beim Schüttelverfahren die Adaptionen der bestehenden Methode an die „neuen“ Matrix Pflanzenkohle mittels Anpassung des W/F-Verhältnisses von 2 L/kg TS auf 5 L/kg TS erforderlich. Vor allem bei Pflanzenkohle-Komposten und Pflanzsubstraten mit Pflanzenkohle erschwerten die spezifischen Eigenschaften die normgerechte Durchführung von Schüttelversuchen häufig, bei Böden mit geringeren PK-/PKS-Einmischungen war dies in der Regel nicht der Fall. Das Säulenperkolationsverfahren nach DIN 19528 ist als dynamisches Verfahren sehr gut geeignet, da das Elutionsmittel kontinuierlich durch den zu untersuchenden Feststoff perkoliert und der Wassergehalt des Feststoffes nur eine geringe Rolle spielt. Sowohl Komposte als auch Böden, jeweils mit und ohne Pflanzenkohlezugabe, ließen sich ohne Probleme perkolieren.

Die Anpassung des W/F-Verhältnisses beim Schüttelverfahren stellt eine Abweichung von der Norm dar, ist jedoch ein wichtiges Ergebnis hinsichtlich der Adaption der bestehenden Elutionsnorm an die Matrix Pflanzenkohle. Die im Rahmen der vorliegenden Dissertation gewonnenen Erkenntnisse und Ergebnisse könnten direkt in die Normungsarbeit beim DIN einfließen. Dies ist u. a. notwendig, da detaillierte Erfahrungen hinsichtlich der Matrix Pflanzenkohle und ihrem Einfluss auf die Durchführung von Elutionsverfahren bislang noch nicht vorlagen und zunächst erarbeitet werden mussten.

Zusammenfassend betrachtet, kann hinsichtlich eines Einsparpotenzials von Gießwasser und Düngemittel, einer Reduzierung von Nährstoff- und PAK-Auswaschungen sowie einer Verringerung der Kupfer- und Zink-Frachten die Anwendung von co-kompostierter Pflanzenkohle sowohl im Gartenbau, im urbanen Bereich als auch bei der Sanierung von kontaminierten Böden eindeutig empfohlen werden. Das Zusammenwirken von organischem

Material und co-kompostierter Pflanzenkohle zeigt die vielversprechendsten Ergebnisse.

Weiterer Forschungsbedarf besteht vor allem in der Durchführung von Langzeitstudien sowohl im Labor- als auch im Feldmaßstab mit verschiedensten PK-basierten Produkten in unterschiedlichsten Anwendungsbereichen. Oftmals lassen sich die Effekte von Pflanzenkohle zwar beobachten und beschreiben, aber die komplexe Wirkungsweise ist noch nicht vollständig erforscht. Für eine exaktere Langzeitprognose des Freisetzungsverhaltens bzw. der Immobilisierung von Nähr- und Schadstoffen sind weiterführende Untersuchungen und eine breitere Datenbasis notwendig.

7 Literaturverzeichnis

- Agegehu, G., Bass, A.M., Nelson, P.N., Muirhead, B., Wright, G., Bird, M.I. (2015): Biochar and biochar-compost as soil amendments: Effects on peanut yield, soil properties and greenhouse gas emissions in tropical North Queensland, Australia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 213, 72–85.
- Agyarko-Mintah, E.; Cowie, A.; Singh, B.; Joseph, S.; Van Zwieten, L.; Cowie, A. et al. (2017): Biochar increases nitrogen retention and lowers greenhouse gas emissions when added to composting poultry litter. *Waste Management*, Volume 61, March 2017, Pages 138-149.
- Ahmad, M.; Lee, S.; Lee, S.; Al-Wabel, M. et al. (2017): Biochar-induced changes in soil properties affected immobilization/mobilization of metals/metalloids in contaminated soils. *J Soils Sediments* (2017) 17:717–730.
- Alkharabsheh, H.M.; Seleiman, M.F.; Battaglia, M.L.; Shami, A.; Jalal, R.S.; Alhammad, B.A.; Almutairi, K.F.; Al-Saif, A.M. (2021): Biochar and Its Broad Impacts in Soil Quality and Fertility, Nutrient Leaching and Crop Productivity: A Review. *Agronomy* 2021, 11, 993.
- Amelung, W.; Blume, HP; Fleige, H.; Horn, R. et al. (2018): Chemische Eigenschaften und Prozesse. In: Blume, H., Brummer, G., Horn, R., Kandeler, E., Kogel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K. und Wilke, B. (2018): Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde (Text book of soil science). Ferdinand Enke, Stuttgart, Germany.
- Anyika, C.; Ibrahim, Z.; Yahya, A. et al. (2015): The impact of biochars on sorption and biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils—a review. *Environ Sci Pollut Res* (2015) 22:3314–3341.
- Awasthi, M.K., Wang, Q., Ren, X., Zhao, J., Huang, H., Awasthi, S.K., Lahori, A.H., Li, R., Zhou, L., Zhang, Z., 2016. Role of biochar amendment in mitigation of nitrogen loss and greenhouse gas emission during sewage sludge composting. *Bioresour. Technol.* 219, 270-280.
- Bashir, S.; Salam, A.; Rehman, M.; Khan, S. et al. (2019): Effective Role of Biochar, Zeolite and Steel Slag on Leaching Behavior of Cd and Its Fractionations in Soil Column Study. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* (2019) 102:567–572.
- Bass, A.M., Bird, M.I., Kay, G., Muirhead, B. (2016): Soil properties, greenhouse gas emissions and crop yield under compost, biochar and co-composted biochar in two tropical agronomic systems. *Sci. Total Environ.* 550, 459-470.
- Beesley, L.; Moreno, E.; Fellet, G.; Carrijo, L. und Sizmur, T. (2015): Biochar and heavy metals. In: *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. 2nd edition. Earthscan UK, London, S. 563-594.
- Beesley, L.; Moreno-Jiménez, E.; Gomez-Eyles, J. (2010): Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. In: *Environmental Pollution* 158 (2010), S. 2282-2287.
- Beesley, L.; Moreno-Jiménez, E.; Gomez-Eyles, J. et al. (2011): A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. *Environmental Pollution* (2011) 1-14.
- Beesley, L. & Marmiroli, M. (2011): The immobilisation and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar. *Environmental Pollution* 159 (2011) 474-480.
- Berliner Senat (2009): Nutzung von Biomasse in Berlin. Endbericht Kurzfassung Biomassestudie
- Biederman, L. & Harpole, W. (2013): Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling_a meta-analysis. *GCB Bioenergy* (2013) 5, 202–214.
- Blume, H., Brummer, G., Horn, R., Kandeler, E., Kogel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K. und Wilke, B. (2010): Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde (Text book of soil science). Ferdinand Enke, Stuttgart, Germany.
- BMELV (2012): Nitratbericht 2012. Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz.

- Borchard, N.; Schirrmann, M.; Cayuela, M.; Kammann, C. et al. (2019): Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N₂O emissions A meta-analysis. *Science of the Total Environment* 651 (2019) 2354–2364.
- Borchard, N.; Wolf, A.; Laabs, V. et al. (2012): Physical activation of biochar and its meaning for soil fertility and nutrient leaching – a greenhouse experiment. *Soil Use and Management*, June 2012, 28, 177–184.
- Bucheli, T.D., Hilber, I., Schmidt, H.-P. (2015): Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated aromatic compounds in biochar. In: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), *Biochar for Environmental Management*. Routledge, London, pp. 595–624.
- Buss, W., Graham, M.C., Shepherd, J.G., Mašek, O. (2016): Suitability of marginal biomass-derived biochars for soil amendment. *Sci. Total Environ.* 547, 314–322.
- Brown, R.; Kercher, A.; Nguyen, T.; Nagle, D.; Ball, W. (2006): Production and characterization of synthetic wood chars for use as surrogates for natural sorbents. *Organic Chemistry*, 37, 321–333.
- Cai, Y. & Akiyama, H. (2017): Effects of inhibitors and biochar on nitrous oxide emissions, nitrate leaching, and plant nitrogen uptake from urine patches of grazing animals on grasslands_a meta-analysis. *Soil Science and Plant Nutrition*, DOI: 10.1080/00380768.2017.1367627.
- Cao, H., Ning, L., Xun, M., Feng, F., Li, P., Yue, S., Song, J., Zhang, W., Yang, H. (2019): Biochar can increase nitrogen use efficiency of *Malus hupehensis* by modulating nitrate reduction of soil and root. *Appl. Soil Ecol.* 135, 25–32.
- Cao, Y.; Gao, Y.; Qi, Y. & Li, J. (2018): Biochar-enhanced composts reduce the potential leaching of nutrients and heavy metals and suppress plant-parasitic nematodes in excessively fertilized cucumber soils. *Environmental Science and Pollution Research* (2018) 25:7589–7599.
- Cayuela, M.; van Zwieten, L.; Singh, B.; Jeffery, S. (2014): Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions_A review and meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 191 (2014) 5–16.
- Cederlund, H.; Börjesson, E., Stenström, J. (2017): Effects of a wood-based biochar on the leaching of pesticides chlorpyrifos, diuron, glyphosate and MCPA. *Journal of Environmental Management* 191 (2017) 28-34.
- Cerniglia, C.E., (1993): Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Current Opinion in Biotechnology*, 4, 331-338.
- Chen, Z.; Liu, T.; Dong, J.; Chen, G. et al. (2023): Sustainable Application for Agriculture Using Biochar-Based Slow Release Fertilizers: A Review. *ACS Sustainable Chem. Eng.* 2023, 11, 1–12.
- Chen, B.; Yuan, M. (2011): Enhanced sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons by soil amended with biochar. *J Soils Sediments* (2011) 11:62–71.
- Chen, Y.X., Huang, X.D., Han, Z.Y., Huang, X., Hu, B., Shi, D.Z., Wu, W.X. (2010): Effects of bamboo charcoal and bamboo vinegar on nitrogen conservation and heavy metals immobility during pig manure composting. *Chemosphere* 78, 1177-1181.
- Chia, C.H. (2015): Characteristics of biochar: physical and structural properties. In: Lehmann, J., & Joseph, S. (2015). *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. 2nd edition. Earthscan UK, London.
- Dias, B. O., Silva, C. A., Higashikawa, F. S., Roig, A. und Sánchez-Monedero, M. A. (2010): Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: Effect on organic matter degradation and humification. In: *Bioresource Technology* 101, 1239-1246.
- Dempster, D. N., Jones, D. L. und Murphy, D. V. (2012): Clay and biochar amend-ments decreased inorganic but not dissolved organic nitrogen leaching in soil. In: *Soil Research* 50, 216-221.
- Ding, Y., Liu, Y.-X., Wu, W.-X., Shi, D.-Z., Yang, M., Zhong, Z.-K. (2010): Evaluation of biochar effects on nitrogen retention and leaching in multi-layered soil columns. *Water Air Soil Poll.* 213, 47–55.
- Doan, T.T., Henry-Des-Tureaux, T., Rumpel, C., Janeau, J.L., Jouquet, P. (2015): Impact of compost, vermicompost and biochar on soil fertility, maize yield and soil erosion in northern vietnam: A three year mesocosm experiment. *Sci. Total Environ.* 514, 147-154.
- Dong X, Ma LQ, Gress J, Harris W, Li Y (2014): Enhanced Cr(VI) reduction and As(III) oxidation in ice phase: important role of dissolved organic matter from biochar. *J Hazard Mater* 267:62–70

- Downie, A., Crosky, A. und Munroe, P. (2009): Physical Properties of Biochar. (S. Joseph und J. Lehmann, eds.), 13-29. Earthscan UK, London.
- EBC (2012-2023) 'European Biochar Certificate – Richtlinien für die Zertifizierung von Pflanzenkohle', Ithaka Institute, Arbaz, Switzerland. <http://www.european-biochar.org>, Version 10.3G vom 5. April 2023
- Fahmi, A.; Samsuri, A.; Jol, H. et al. (2018): Bioavailability and leaching of Cd and Pb from contaminated soil amended with different sizes of biochar. *R. Soc. open sci.* 5: 181328.
- Fellet, G.; Marchiol, L.; Vedove, M. et al. (2011): Application of biochar on mine tailings_Effects and perspectives for land reclamation. *Chemosphere* 83 (2011) 1262–1267.
- Friede, K. (2021): Untersuchung und Bewertung der biologischen Qualität von Biokohlekomposten und deren Wirkungen auf die Lebensraumfunktion von Böden mit dem Ziel der Ableitung von biologischen Qualitätskriterien, Dissertation, Freie Universität Berlin.
- Gisi, U., Schenker, R., Schulin, R., Stadelmann, F., & Sticher, H. (1997). *Bodenökologie* (Bd. 2. neu bearbeitete und erweiterte Auflage). Stuttgart, New York.
- Glaser, B. und Kammann, C. (2013): Wechselwirkungen von Kompost und Pflanzenkohle: Möglichkeiten und Grenzen von Terra Preta-ähnlichen Produkten. In: *Abfallwirtschaft meets Biochar - Perspektiven für den Klimaschutz?* (K. Fricke, C. Kammann, R. Wallmann, D. Fischer, J. M. Rödger und F. Schwarz, eds.), 135-148. Orbit e. V., Weimar.
- Glaser, B., & Woods, W. I. (Hrsg.). (2004). *Amazonian Dark Earth. Exploration in Space and Time*. Springer.
- Glaser, B., Lehmann, J. und Zech, W. (2002): Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review. In: *Biology and Fertility of Soils* 35, 219-230.
- Güerena, D.; Lehmann, J.; Hanley, K. et al. (2013): Nitrogen Dynamics Following Field Application of Biochar in a Temperate North American Maize-Based Production System. *Plant Soil* (2013) 365:239–254
- Guo, X.; Liu, H.; Zhang, J. (2020): The role of biochar in organic waste composting and soil improvement A review. *Waste Management* 102 (2020) 884–899.
- Haber, N.; Kluge, R. Deller, R.; Flaig, H.; Schulz, E.; Reinhold, J. (2008): *Nachhaltige Kompostanwendung in der Landwirtschaft. Abschlussbericht, Landwirtschaftliches Technologiezentrum, Augustenberg, 142 S.*
- Hagemann, N.; Joseph, S.; Schmidt, HP; Kammann, C. et al. (2017): Organic coating on biochar explains its nutrient retention and stimulation of soil fertility. *NATURE COMMUNICATIONS* 8: 1089.
- Hale, S.; Endo, S.; Arpa, HP; Zimmerman, A.; Cornelissen, G. (2015): Sorption of the monoterpenes α -pinene and limonene to carbonaceous geosorbents including biochar. *Chemosphere* 119 (2015) 881–888.
- Hale, S.; Elmquist, M.; Brändli, R. et al. (2012): Activated carbon amendment to sequester PAHs in contaminated soil_A lysimeter field trial. *Chemosphere* 87 (2012) 177–184.
- Hammes, K., Schmidt, M.W. (2009): Changes of Biochar in Soil. In: Lehmann, J., & Joseph, S. (2009). *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan UK, London, S. 169-182.
- Haubold-Rosar, M., Kern, J., Reinhold, J., Dicke, C., Funke, A., Germer, S., Heinkele, T., Karagöz, Y., Lanza, G., Libra, J., Medick, J., Meyer-Aurich, A., Mumme, J., Neubauer, Y., Teichmann, I., Theobald, A. und Rademacher, A. (2016): Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohle und anderer „veränderter“ Biomasse als Bodenhilfsstoffe oder für die C-Sequestrierung in Böden. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.
- He et al. (2017): Effects of biochar application on soil greenhouse gas fluxes: a meta-analysis. *GCB Bioenergy* (2017) 9, 743–755.
- Henzler, R. (2004): Quantifizierung und Modellierung der PAK-Elution aus verfestigten und unverfestigten Abfallmaterialien. Dissertation, Eberhard Karls Universität Tübingen, Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten, TGA C76.

- Hilber, I., Bastos, A.C., Loureiro, S., Soja, G., Marz, A., Cornelissen, G., Bucheli, T.D.: (2017a): The different faces of biochar: Contamination risk versus remediation tool. *J. Environ. Eng. Landsc. Manag.* 25, 86–104.
- Hilber, I., Mayer, P., Gouliarmou, V., Hale, S.E., Cornelissen, G., Schmidt, H.-P., Bucheli, T.D. (2017b): Bioavailability and bioaccessibility of polycyclic aromatic hydrocarbons from (post-pyrolytically treated) biochars. *Chemosphere* 174, 700–707.
- Hilber, I., Blum, F., Leifeld, J., Schmidt, H.-P., Bucheli, T.D. (2012): Quantitative Determination of PAHs in Biochar: A Prerequisite To Ensure Its Quality and Safe Application. *J. Agric. Food Chem.* 60, 3042–3050.
- Hofbauer, H., Kaltschmitt, M., Keil, F., Meier, D. und Welling, J. (2016): Pyrolyse. In: *Energie aus Biomasse, Grundlagen, Techniken und Verfahren*, 684-697. Kaltschmitt, M., Hartmann, H., Hofbauer, H., Springer. Heidelberg.
- Houben, D.; Evrard, L.; Sonnet, P. (2013): Mobility, bioavailability and pH-dependent leaching of cadmium, zinc and lead in a contaminated soil amended with biochar. *Chemosphere* 92 (2013) 1450–1457.
- Huang, C.; Sun, X.; Wang, L.; Storer, P.; Siddique, K.H.M.; Solaiman, Z.M. (2021): Nutrients Leaching from Tillage Soil Amended with Wheat Straw Biochar Influenced by Fertiliser Type. *Agriculture* 2021, 11, 1132. <https://doi.org/10.3390/agriculture11111132>
- Ippolito, A., Spokas, K., Novak, J., Lentz, R. und Cantrell, K. (2015): Biochar Elemental Composition and Factors Influencing Nutrient Retention. In: *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. 2nd edition. Earthscan UK, London, S. 139-164.
- Ippolito, J. A., Laird, D. A. und Busscher, W. J. (2012): Environmental Benefits of Biochar. In: *Journal of Environmental Quality* 41, 967-972.
- Iqbal, H., Garcia-Perez, M. und Flury, M. (2015): Effect of biochar on leaching of organ-ic carbon, nitrogen, and phosphorus from compost in bioretention systems. In: *Science of The Total Environment* 521–522, 37-45.
- Jain, M.S., Jambhulkar, R., Kalamdhad, A.S. (2018): Biochar amendment for batch composting of nitrogen rich organic waste: Effect on degradation kinetics, composting physics and nutritional properties. *Bioresour. Technol.* 253, 204-213.
- Jeffery, S., Verheijen, F. G. A., van der Velde, M. und Bastos, A. C. (2011): A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 144, 175–187.
- Jindo, K., Sanchez-Monedero, M.A., Hernandez, T., Garcia, C., Furukawa, T., Matsumoto, K., Sonoki, T., Bastida, F. (2012): Biochar influences the microbial community structure during manure composting with agricultural wastes. *Sci. Total Environ.* 416, 476-481.
- Jones, D.L., Edwards-Jones, G., Murphy, D.V., 2011. Biochar mediated alterations in herbicide breakdown and leaching in soil. *Soil Biol. Biochem.* 43, 804-813.
- Johnsen, A.R., Wick, L.Y., Harms, H. (2005): Principles of microbial PAH-degradation in soil. *Environmental Pollution* 133, S. 71-84.
- Kadota, M.; Niimi, Y. (2004): Effects of charcoal with pyroligneous acid and barnyard manure on bedding plants. In: *Scientia Horticulturae* 101 (2004). S. 327 – 332.
- Kalbe, U., Berger, W., Simon, F.-G. (2008): Abschlussbericht zum UFOPLAN FuE-Vorhaben Durchführung von Ringversuchen zur Validierung der Normen E DIN 19528 und E DIN 19529 (Ersatzbaustoffverordnung und Novellierung BBodSchV). FKZ: 3707 33 307 (207 33 307). Berlin. 275 S.
- Kaltschmitt, M., Hartmann, H. und Hofbauer, H. (Hrsg.) (2016): *Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken und Verfahren*. 3. Auflage. Springer Vieweg.
- Kameyama, K., Miyamoto, T., Shiono, T. und Shinogi, Y. (2012): Influence of Sugarcane Bagasse-derived Biochar Application on Nitrate Leaching in Calcaric Dark Red Soil. In: *Journal of Environmental Quality* 41, 1131-1137.
- Kammann, C. (2012): Treibhausgasemissionen und Stickstoffumsetzungsprozesse in Pflanzenkohle-Böden; In: Fricke, K., Bergs C.-G., Kammann, C., Quicker, P., Wallmann, R. (Hrsg.): *Biokohle im*

- Blick – Herstellung, Einsatz und Bewertung – 73. Symposium des ANS e. V., Orbit e. V. Verlag, Weimar, S. 97 – 110
- Kammann, C. I., Schmidt, H.-P., Messerschmidt, N., Linsel, S., Steffens, D., Müller, C., Koyro, H.-W., Conte, P. und Joseph, S. (2015): Plant growth improvement mediated by nitrate capture in co-composted biochar. In: *Scientific reports* 5, 11080.
- Kammann, C.; Ippolito, J.; Hagemann, N.; Borchard, N.; Cayuela, M. et al. (2017): Biochar as a tool to reduce the agricultural greenhouse-gas burden – knowns, unknowns and future research needs. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 25:2, 114-139
- Karami, N., Clemente, R., Moreno-Jiménez, E., Lepp, N. W. und Beesley, L. (2011): Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass. In: *Journal of Hazardous Materials* 191, 41-48.
- Kinney, T.J., C.A. Masiello, B. Dugan, W.C. Hockaday, M.R. Dean, K. Zygourakis, et al. (2012): Hydrologic properties of biochars produced at different temperatures. *Biomass Bioenergy* 41:34–43.
- Kleber, M., Hockaday, W. und Nico, P. (2015): Characteristics of Biochar: Macro-molecular Properties. In: *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. 2nd edition. Earthscan UK, London, S. 111-138.
- Kong, H.L., He, J., Gao, Y.Z., Wu, H.F., Zhu, X.Z. (2011): Co-sorption of phenanthrene and mercury(II) from aqueous solution by soybean stalk-based biochar. *J. Agri. Food Chem.* 59, 12116e12123.
- Kruse, A. (2016): Verfahrenstechnik der Biomassekarbonisierung durch Pyrolyse. In: Quicker, P. & Weber, K. (Hrsg.) (2016): *Biokohle. Herstellung, Eigenschaften und Verwendung von Biomassekarbonisaten*. Springer Vieweg.
- Kuo, Y.-L.; Lee, C.; Jien, S. (2020): Reduction of Nutrient Leaching Potential in Coarse-Textured Soil by Using Biochar. *Water* 2020, 12, 2012; doi:10.3390/w12072012.
- Laird, D.A.; Rogovska, N. (2015): Biochar Effects on Nutrient Leaching. *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. 2nd edition. Earthscan UK, London, S. 521-542.
- Laird, D. A., Fleming, P., Davis, D. D., Horton, R., Wang, B., & Karlen, D. L. (2010). Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil. *Geoderma* 158, S. 443 - 449.
- Lazzari, L., Sporni, L., Bertin, P., Pavoni, B. (2000): Correlation between inorganic (heavy metals) and organic (PCBs and PAHs) micropollutant concentrations during sewage sludge composting processes. *Chemosphere* 41, 427-435.
- Lehmann, J., da Silva, J. P., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W. und Glaser, B. (2003): Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthroisol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. In: *Plant and Soil* 249, 343-357.
- Lehmann, J., & Joseph, S. (2015). *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. 2nd edition. Earthscan UK, London.
- Lehmann, J., & Joseph, S. (2009). *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan UK, London.
- Lehmann, J., Rillig, M. C., E., T. J., Masiello, C. A., Hockaday, W. C., & Crowley, D. (2011). Biochar effects on soil biota - A review. *Soil Biology and Biochemistry* 43, S. 1812-1836.
- Li, H.; Dong, X.; Chen, Y. et al. (2017): Mechanisms of metal sorption by biochars: Biochar characteristics and modifications. *Chemosphere* 178 (2017) 466-478.
- Li, H.; Qua, R.; Li, C.; Guo, W.; Han, X. et al. (2014): Selective removal of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from soil washing effluents using biochars produced at different pyrolytic temperatures. *Bioresource Technology* 163 (2014) 193–198.
- Liu, Q.; Zhang, Y.; Lui, B. et al. (2018): How does biochar influence soil N cycle_A meta-analysis. *Plant Soil*, DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3619-4>.
- Liu, W., Huo, R., Xu, J., Liang, S., Li, J., Zhao, T., Wang, S. (2017). Effects of biochar on nitrogen transformation and heavy metals in sludge composting. *Bioresour. Technol.* 235, 43-49.
- Liu, S.; Zhang, Y.; Zong, Y. et al. (2016): Response of soil carbon dioxide fluxes, soil organic carbon and microbial biomass carbon to biochar amendment_a meta-analysis. *GCB Bioenergy* (2016) 8,

392–406.

- Lv, Y.; Zhao, X.; Chang, H. et al. (2021): Effect of biochar on the migration and leaching of phosphorus in black soil. *Paddy and Water Environment* (2021) 19:1–9.
- Major, J.; Rondon, M.; Molina, D.; Riha, S.; Lehmann, J. (2012): Nutrient Leaching in a columbian savanna oxisol amended with biochar. *J. Environ. Qual.* 41, doi:10.2134/jeq2011.0128
- Major, J.; C. Steiner; Downie A.; Lehmann J. (2009): Biochar Effects on Nutrient Leaching; In: Lehmann, J. und Joseph S. (Hrsg.): *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*, Earthscan UK, London, S. 271-287
- Malinowski, M., Wolny-Koładka, K., Vaverková, M.D. (2019): Effect of biochar addition on the OFMSW composting process under real conditions. *Waste Manage.* 84, 364-372.
- Masiello, C., Dugan, B., Brewer, C., Spokas, K et al. (2015): Biochar effects on soil hydrology. In: Lehmann, J., & Joseph, S. (2015). *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. 2nd edition. Earthscan UK, London, S. 543-562.
- Naeem, M.A., Khalid, M., Aon, M., Abbas, G., Amjad, M., Murtaza, B., Khan, W.-u.-D., Ahmad, N. (2018): Combined application of biochar with compost and fertilizer improves soil properties and grain yield of maize. *J. Plant Nutr.* 41, 112-122.
- Neuling, U., Kaltschmitt, M. und Hofbauer, H. (2016): Einordnung der thermo-chemischen Verfahren. In: *Energie aus Biomasse, Grundlagen, Techniken und Verfahren*, 684-697. Kaltschmitt, M., Hartmann, H., Hofbauer, H., Springer. Heidelberg.
- Northup, J. (2013): Biochar as a replacement for perlite in greenhouse soilless substrates. Graduate Theses and Dissertations, Iowa State University.
- Nguyen, B.; Phan, B. et al. (2020): Contrastive nutrient leaching from two differently textured paddy soils as influenced by biochar addition. *Journal of Soils and Sediments* (2020) 20:297–307.
- O'Connor, D.; Peng, T. et al. (2018): Biochar application for the remediation of heavy metal polluted land_A review of in situ field trials. *Science of the Total Environment* 619–620 (2018) 815–826.
- Oldfield, T.L., Sikirica, N., Mondini, C., López, G., Kuikman, P.J., Holden, N.M. (2018): Biochar, compost and biochar-compost blend as options to recover nutrients and sequester carbon. *J. Environ. Manage.* 218, 465-476.
- Oleszczuk, P., Zielin´ ska, A., Cornelissen, G. (2014): Stabilization of sewage sludge by different biochars towards reducing freely dissolved polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) content. *Bioresour. Technol.* 156, 139-145.
- Omondi, M.; Xia, X.; Nayaho, A. et al. (2016): Quantification of biochar effects on soil hydrological properties using meta-analysis of literature data. *Geoderma* 274 (2016) 28–34.
- Park, J.H., Ok, Y.S., Kim, S.H., Cho, J.S., Heo, J.S., Delaune, R.D., Seo, D.C. (2016): Competitive adsorption of heavy metals onto sesame straw biochar in aqueous solutions. *Chemosphere* 142, 77-83.
- Pignatello, J.J., Xing, B. (1996): Mechanisms of slow sorption of organic chemicals to natural particles. In: *Environ. Sci. Technol.* 30, 1-11.
- Prost, K., Borchard, N., Siemens, J., Kautz, T., Sequaris, J.M., Moller, A., Amelung, W. (2013): Biochar affected by composting with farmyard manure. *J. Environ. Qual.* 42, 164-172.
- Puga, A.; Melo, L.; Abreu, C. et al. (2016): Leaching and fractionation of heavy metals in mining soils amended with biochar. *Soil Tillage Res.* (2016), <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2016.01.008>.
- Qi, F., Yan, Y., Lamb, D., Naidu, R., Bolan, N.S., Liu, Y., Ok, Y.S., Donne, S.W., Semple, K.T., Thermal stability of biochar and its effects on cadmium sorption capacity, *Bioresource Technology* (2017), doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.033>
- Quicker, P. & Weber, K. (Hrsg.) (2016): *Biokohle. Herstellung, Eigenschaften und Verwendung von Biomassekarbonisaten*. Springer Vieweg.
- Rasse, D; Weldon, S.; Joner, E.; Joseph, S.; Kammann, C. et al. (2022): Enhancing plant N uptake with biochar-based fertilizers_limitation of sorption and prospects. *Plant Soil* (2022) 475:213–236.
- Ren, X.; Sun, H.; Wang, F.; Zhang, P.; Zhu H. (2018): Effect of aging in field soil on biochar's properties and its sorption capacity. *Environmental Pollution* (2018) 1-7.

- Riedel, T.; Hennessy, P.; Iden, S.C. et al. (2015): Leaching of soil-derived major and trace elements in an arable topsoil after the addition of biochar. *European Journal of Soil Science*, July 2015, 66, 823–834.
- Rizwan, M.; Imtiaz, M.; Chhajro, M. et al. (2016): Influence of pyrolytic and non pyrolytic rice and castor straws on the immobilization of Pb and Cu in contaminated soil. *ENVIRONMENTAL TECHNOLOGY*, 2016, VOL. 37, NO. 21, 2679–2686.
- Sanchez-Monedero, M.A., Cayuela, M.L., Roig, A., Jindo, K., Mondini, C., Bolan, N. (2018): Role of biochar as an additive in organic waste composting. *Bioresour. Technol.* 247, 1155-1164.
- Schatten, R.; Terytze, K. (2016): Elutionsverhalten von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) aus mit Biokohlesubstraten und Biokohle behandelten -kontaminierten Böden. In: *altlasten spektrum*, 25. Jahrgang, Heft 04/2016, S. 150-158
- Schatten, R., Wagner, R., Rößler, K., Suer, U. und Terytze, K. (2015): Verwertung pflanzlicher Reststoffe zu Biokohle und Biokohlesubstraten und deren Einsatz im Zierpflanzenbau Ergebnisse des TerraBoGa-Projektes im Botanischen Garten Berlin-Dahlem. In: *Müll und Abfall* 3, 137-143.
- Schmidt, H.-P., Kammann, C., Hagemann, N., Leifeld, J., Bucheli, T. D., Monedero, M. A. S. und Cayuela, M. L. (2021): Biochar in agriculture – A systematic review of 26 global meta-analyses. *GCB Bioenergy*. 2021/13. 1708–1730
- Schmidt, H.P., Hagemann N., Abächerli, F., Leifeld J., Bucheli T. (2021): Pflanzenkohle in der Landwirtschaft: Hintergründe zur Düngerzulassung und Potentialabklärung für die Schaffung von Kohlenstoff-Senken. *Agroscope Science*, 112, 2021, 1-71.
- Schmidt, H.-P. (2012): 55 Anwendungen von Pflanzenkohle. *Ithaka Journal* 1/ 2012: 99-102
- Schmidt, S., Näsholm, T., Rentsch, D. (2014): Organic nitrogen. In: *New Phytologist*, 203: 29–31
- Semple, K.T., Morriss, A.W.J., Paton, G.I. (2003): Bioavailability of hydrophobic organic contaminants in soils: fundamental concepts and techniques for analysis. In: *Eur. J. Soil Sci.* 54, 809-818.
- Shen, Z.; Som, A.; Wang, F. et al. (2016): Long-term impact of biochar on the immobilisation of nickel (II) and zinc (II) and the revegetation of a contaminated site. *Science of the Total Environment* 542 (2016) 771–776.
- Sigmund, G.; Soja, G.; Hüffer, T.; Hofmann, T. (2018): KOKOSAN - Kurzbericht Sanierung mit Biokohle und Kompost.
- Sigmund, G.; Poyntner, C.; Pinar, G.; Kah, M.; Hofmann, T. (2018): Influence of compost and biochar on microbial communities and the sorption/degradation of PAHs and NSO-substituted PAHs in contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials* 345 (2018) 107–113.
- Smernik, R. (2009): Biochar and Sorption of Organic Compounds. In: Lehmann, J., & Joseph, S. (2009). *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan UK, London, S. 289-300.
- Soja, G.; Wimmer, B.; Rosner, F.; Faber, F.; Dersch, G. et al. (2017): Compost and biochar interactions with copper immobilisation in copper-enriched vineyard soils. *Applied Geochemistry* 88 40-48.
- Steiner, C., Das, K. C., Melear, N. und Lakly, D. (2010): Reducing Nitrogen Loss during Poultry Litter Composting Using Biochar. In: *Journal of Environmental Quality* 39, 1236-1242.
- Susset, B. (2004): Materialuntersuchungen und Modellierungen zur Unterscheidung Gleichgewicht Ungleichgewicht in Säulenversuchen für die Sickerwasserprognose organischer Schadstoffe. Dissertation, Eberhard Karls Universität Tübingen, Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten, TGA C74.
- Susset, B.; Leuchs, W. (2008): Ableitung von Materialwerten im Eluat und Einbaumöglichkeiten mineralischer Ersatzbaustoffe. Umsetzung der Ergebnisse des BMBF-Verbundes Sickerwasserprognose in konkrete Vorschläge zur Harmonisierung von Methoden. Abschlussbericht zum UBA-Vorhaben FKZ 205 74 251. 125 S.
- Susset, B.; Grathwohl, P.; Herrmann, J.; Albrich, H. (2017): Probenahme- und Analysenkampagne zur Verifizierung der Auswirkungen der Novellierung der BBodSchV auf die Verteilung der jährlich 25 Mio. Tonnen Bodenaushub in Baden-Württemberg. Abschlussbericht.

- Tan, G.C., Sun, W.L., Xu, Y.R., Wang, H.Y., Xu, N. (2016): Sorption of mercury (II) and atrazine by biochar, modified biochars and biochar based activated carbon in aqueous solution. *Bioresour. Technol.* 211, 727-735.
- Tang, S.; Wang, Z.; Liu, Z. et al. (2020): The role of biochar to enhance anaerobic digestion: A review. *Journal of Renewable Materials JRM*, 2020, vol.8, no.9.
- Tatarkova, V., Hiller, A., Vaculík, M., 2013. Impact of wheat straw biochar addition to soil on the sorption, leaching, dissipation of the herbicide (4-chloro-2-methylphenoxy) acetic acid and the growth of sunflower (*Helianthus annuus* L.). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 92, 215e221.
- Terytze, K., Vogel, I., Worzyk, F., Schatten, R., Friede, K. und Krüger, C. (2016): Abschlussbericht Teilvorhaben 1 "Wiederherstellung der Bodenqualität auf militärischen Konversionsflächen unter besonderer Berücksichtigung der Nutzung von Bodenverbesserungsmitteln auf der Basis von Terra Preta und Verbundkoordination" : 01.10.2010-30.04.2016 : Forschungsverbund "Nachhaltige Landnutzung durch regionales Energie- und Stoffstrommanagement bei der Nutzung der Terra Preta Technologie auf militärischen Konversionsflächen und ertragschwachen Standorten (LaTerra).
- Terytze, K., Wagner, R., Schatten, R., Rößler, K. und König, N. (2015): Endbericht zum Forschungsvorhaben" Schließung von Kreisläufen durch Energie- und Stoffstrommanagement bei Nutzung der Terra-Preta-Technologie im Botanischen Garten im Hinblick auf Ressourceneffizienz und Klimaschutz-Modellprojekt Urban farming "(TerraBoGa).
- Thomas, E.; Borchard, N.; Atkinson, R. et al. (2020): Key factors determining biochar sorption capacity for metal contaminants_a literature synthesis. *Biochar (2020)* 2:151–163.
- Thomas S.C., Gale N. (2015): Biochar and forest restoration: a review and metaanalysis of tree growth responses. *New Forests* 46: 931-946.
- Uchimiya, M.; Lima, I.; Klasson, K. et al. (2010): Contaminant immobilization and nutrient release by biochar soil amendment_Roles of natural organic matter. *Chemosphere* 80 (2010) 935–940.
- Ullum, K. (2017): Untersuchungen zur Wirkung von Biokohlekomposten in Topf-und Feldversuchen mit ausgewählten Pflanzen aus unterschiedlichen Klimazonen, Dissertation, Freie Universität Berlin.
- Umweltbundesamt (Hrsg.) (2011): Hintergrundpapier „Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe: Umweltschädlich! Giftig! Unvermeidbar?“
- Varjani, S., Kumar, G., Rene, E.R. (2019): Developments in biochar application for pesticide remediation: Current knowledge and future research directions. *J. Environ. Manage.* 232, 505-513.
- Vaughn, S. F.; Kenar, J. A.; Thompson, A. R.; Peterson, S.C. (2013): Comparison of biochars derived from wood pellets and pelletized wheat straw as replacements for peat in potting substrates. In: *Industrial Crops and Products* 51 (2013). S. 437 – 443.
- Ventura, M., Sorrenti, G., Panzacchi, P., George, E. und Tonon, G. (2013): Biochar reduces short-term nitrate leaching from a horizon in an apple orchard. In: *Journal of Environmental Quality* 42, 76-82.
- Vithanage M, Herath I, Joseph S, Bundschuh J, Bolan N, Ok YS, Kirkham MB, Rinklebe J (2017): Interaction of arsenic with biochar in soil and water: a critical review. *Carbon* 113:219–230.
- Vogel, I., Schatten, R.; Wagner, R. und Terytze, K. (2015): Rechtliche Situation der Anwendung von Biokohle in der Bundesrepublik Deutschland In: *Müll und Abfall*, 07.15, S. 362-367
- Wagner, R. (2023): CO₂-Minderungspotential im Tierpark Berlin durch die Verwertung organischer reststoffe zu Pflanzenkohle und Wärme - Endergebnisse des CarboTIP-Projektes (Teil 1). *Müll und Abfall*, 04.23, S. 204-212
- Wagner, R; Kocikowski, M. und Terytze, K. (2020): Pflanzenkohle zur klimafreundlichen Kompostierung von Festmist und Grünschnitt – Ergebnisse aus dem CarboTIP Projekt. *Müll und Abfall*, 03.20.
- Wagner, R; Stoof, M. und Terytze, K. (2019): Laubverwertung mittels Herstellung von PflanzenkohleErste Ergebnisse des Forschungsvorhabens CarboTIP im Tierpark Berlin Friedrichsfelde. *Müll und Abfall*, 06.19, S. 292 - 297.
- Wagner, R; Terytze, K. und Schatten, R. (2018): Klimabilanz der Wertschöpfung pflanzlicher Reststoffe zu Biokohle und Biokohlesubstraten – Ergebnisse des TerraBoGa Projektes zur Schließung von

- Stoffkreisläufen im Botanischen Garten Berlin-Dahlem. In: Müll und Abfall, 03.18, S. 133-140.
- Wagner, R. und Schatten, R (2016): Von pflanzlichen Reststoffen zu hochwertigen Pflanzenkohle/ Pflanzenkohlesubstraten. In: Terytze, K. und Wagner, R. (Hrsg): Handlungsanleitung – Verwertung von organischen Reststoffen zur Erzeugung fruchtbarer Pflanzenkohlesubstrate und deren Nutzung im Gartenbau. Shaker-Verlag, Aachen, S. 37 - 62.
- Wang, J.; Shi, L.; Zhai, L.; Zhang, H. et al. (2021): Analysis of the long-term effectiveness of biochar immobilization remediation on heavy metal contaminated soil and the potential environmental factors weakening the remediation effect: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 207 (2021) 111261.
- Wang, Q., Awasthi, M.K., Ren, X., Zhao, J., Li, R., Wang, Z., Wang, M., Chen, H., Zhang, Z. (2018): Combining biochar, zeolite and wood vinegar for composting of pig manure: The effect on greenhouse gas emission and nitrogen conservation. *Waste Manage.* 74, 221-230.
- Wang, C., Tu, Q., Dong, D., Strong, P.J., Wang, H., Sun, B., Wu, W. (2014): Spectroscopic evidence for biochar amendment promoting humic acid synthesis and intensifying humification during composting. *J. Hazard Mater.* 280, 409-416.
- Wang, C., Lu, H., Dong, D., Deng, H., Strong, P.J., Wang, H., Wu, W. (2013): Insight into the effects of biochar on manure composting: evidence supporting the relationship between N₂O emission and denitrifying community. *Environ. Sci. Technol.* 47, 7341-7349.
- Warrelmann, J.; Hettwer, K.; Heyser, W. et al. (2006): Handlungsempfehlung zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone. Umweltbundesamt, Texte | 02/2006.
- Weber, K. (2016): Eigenschaften von Biomassekarbonisaten. In: Quicker, P. & Weber, K. (Hrsg.) (2016): Biokohle. Herstellung, Eigenschaften und Verwendung von Biomassekarbonisaten. Springer Vieweg.
- Wei, L., Shutao, W., Jin, Z., Tong, X. (2014): Biochar influences the microbial community structure during tomato stalk composting with chicken manure. *Bioresour. Technol.* 154, 148-154.
- Wiedner, K., Fischer, D., Walther, S., Criscuoli, I., Favilli, F., Nelle, O. und Glaser, B. (2015): Acceleration of biochar surface oxidation during composting? In: *Journal of Agricultural and food chemistry* 63, 3830-3837.
- Woolf, D.; Lehmann, J.; Lee, D. (2016): Optimal bioenergy power generation for climate change mitigation with or without carbon sequestration. *NATURE COMMUNICATIONS* | 7:13160 | DOI: 10.1038/ncomms13160.
- Worzyk, F.; Schatten, R.; Krüger, C.; Terytze, K.; Vogel, I. (2014): Auswirkung von Biokohle-Substraten und Biokohle auf Bodenparameter und Pflanzenwachstum MKW- und PAK- kontaminierter Böden. *altlasten spektrum*, 23. Jahrgang, Heft 3/2014, S. 101-113
- Wu, S., Shen, Z., Yang, C., Zhou, Y., Li, X., Zeng, G., Ai, S., He, H. (2016): Effects of C/N ratio and bulking agent on speciation of Zn and Cu and enzymatic activity during pig manure composting. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 119, 429-436.
- Xiao, R., Awasthi, M.K., Li, R., Park, J., Pensky, S.M., Wang, Q., Wang, J.J., Zhang, Z. (2017): Recent developments in biochar utilization as an additive in organic solid waste composting: A review. *Bioresour. Technol.* 246, 203-213.
- Xing, B., Pignatello, J.J. (1997): Dual-mode sorption of low-polarity compounds in glassy (poly(vinyl chloride) and soil organic matter. In: *Environ. Sci. Technol.* 31, 792-799.
- Xu, N.; Tan, G.; Wang, H.; Gai, X. (2016): Effect of biochar additions to soil on nutrient leaching, microbial biomass and bacterial community structure. *European Journal of Soil Biology* 74 (2016) 1-8
- Xue, Y., Gao, B., Yao, Y., Inyang, M., Zhang, M., Zimmerman, A.R., Ro, K.S. (2012): Hydrogen peroxide modification enhances the ability of biochar (hydrochar) produced from hydrothermal carbonization of peanut hull to remove aqueous heavy metals: Batch and column tests. *Chem. Eng. J.* 200–202, 673–680.
- Yang, L.; Wu, Y.; Wang, Y.; An, W. et al. (2020): Effects of biochar addition on the abundance, speciation, availability, and leaching loss of soil phosphorus. *Science of the Total Environment*, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143657>.

- Yao, Y., Gao, B., Zhang, M., Inyang, M. und Zimmerman, A. R. (2012): Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil. In: *Chemosphere* 89, 1467-1471.
- Yin_2016_Varying effect of biochar on Cd, Pb and As mobility in a multi-metal contaminated paddy soil
- Zand, A.D., Grathwohl, P. (2016): Enhanced Immobilization of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Contaminated Soil Using Forest Wood-Derived Biochar and Activated Carbon under Saturated Conditions, and the Importance of Biochar Particle Size. *Pol. J. Environ. Stud.*, 25, 427-441
- Zhang, L.; Sun, X.-Y.; Tian, Y.; Gong, X.-Q. (2014): Biochar and humic acid amendments improve the quality of composted green waste as a growth medium for the ornamental plant *Calathea insignis*. In: *Scientia Horticulturae* 176 (2014). S. 70 - 78.
- Zhou, F.S., Wang, H., Fang, S.N., Zhang, W.H., Qiu, R.L. (2015): Pb(II), Cr(VI) and atrazine sorption behavior on sludge-derived biochar: role of humic acids. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 16031-16039.

Gesetze/Verordnungen, Normen, Methoden (Auszug)

- BBodSchG. (1998). Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998, (BGBl. I S. 502), zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 30 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212).
- BBodSchV. (1999). Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 31 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212).
- BioAbfV. (2013). Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch benutzten Böden (Bioabfallverordnung). Bioabfallverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 4. April 2013 (BGBl. I S. 658).
- BGK (2006): Methodenbuch zur Analyse organischer Düngemittel, Bodenverbesserungsmittel und Substrate. 5. Auflage, grundlegend überarbeitet als Lose-Blatt-Sammlung. (Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., Hrsg.)
- DIN 19528:2023-07: Elution von Feststoffen - Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen (ersetzt DIN 19528: 2009-01)
- DIN 19529:2023-07: Elution von Feststoffen - Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen bei einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2 l/kg (ersetzt DIN 19598: 2015-12)
- DüV. (2017). Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung). Düngeverordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305).
- Verordnung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnung (MantelV)

Webseiten (Auszug)

- BMUV: <https://www.bmuv.de/themen/kreislaufwirtschaft/statistiken/bioabfaelle/verwendung-von-kompost> (zuletzt angerufen April 2024)
- EBC: <https://www.european-biochar.org/de/ct/2-EBC-und-WBC-Richtlinien-Dokumente> (zuletzt angerufen April 2024)
- IBI: <https://biochar-international.org/about-biochar/faqs/> (zuletzt angerufen April 2024)

8 Anhang

Anhang A: Schüttelversuche Komposte mit/ohne Pflanzenkohle (Auszug)

Anhang B: Säulenperkolationsversuche Komposte mit/ohne Pflanzenkohle (Auszug)

Anhang C: Schüttelversuche PAK-Böden mit/ohne Pflanzenkohlesubstrat sowie
Pflanzenkohle der Parzellenversuche (Auszug)

Anhang D: Säulenperkolationsversuche PAK-Böden mit/ohne Pflanzenkohlesubstrat sowie
Pflanzenkohle der Parzellenversuche (Auszug)

Anhang E: Lysimeterversuche (Freiland) (Auszug)

Anhang A: Schüttelversuche Komposte mit/ohne Pflanzenkohle (Auszug)

Schüttelversuche gelagerte Komposte PKK1 mit/ohne PK									
									W/F 2:1
Eluatparameter									
	Trübung n.Z.,v.F.	filtriertes Eluatvolumen VE	Trübung n.Z.,n.F.	pH	Temp. bei pH	Leitfähig- keit	Nitrat	Farbe	Geruch
	[FNU]	[ml]	[FNU]	[-]	[°C]	[µS/cm]	[mg/L]	[-]	[-]
PKK1, IR0, gelagert a	48,0	310	39,7	7,66	23,9	2750	474	golden-bronze	organisch
PKK1, IR0, gelagert b	47,1	310	27,0	7,68	24,1	2750	452	golden-bronze	organisch
PKK1, IR0, gelagertcb	49,3	310	27,7	7,66	24,0	2720	444	golden-bronze	organisch
PKK1, IR15, gelagert a	31,9	230	16,2	7,82	24,0	1766	273	golden	organisch
PKK1, IR15, gelagert b	23,8	230	11,0	7,82	23,7	1765	269	golden	organisch
PKK1, IR15, gelagert c	22,8	230	11,5	7,80	23,5	1796	273	golden	organisch
PKK1, F0, gelagert a	70,6	280	44,8	7,67	23,4	1517	244	golden-bronze	organisch
PKK1, F0, gelagert b	67,1	280	44,9	7,67	23,5	1474	231	golden-bronze	organisch
PKK1, F0, gelagert c	72,7	300	47,6	7,71	23,4	1481	225	golden-bronze	organisch
PKK1, F15, gelagert a	31,9	240	14,1	7,84	23,4	1356	217	golden	organisch
PKK1, F15, gelagert b	22,1	240	11,3	7,75	23,1	1336	199	golden	organisch
PKK1, F15, gelagert c	22,0	240	11,2	7,78	23,1	1352	205	golden	organisch
n.Z.,v.F. = nach Zentrifugation, vor Filtration									
n.Z.,n.F. = nach Zentrifugation, nach Filtration									

Schüttelversuche Komposte PKK3 bis PKK6 mit/ohne PK									
Eluatparameter									
	Trübung n.Z.,v.F.	filtriertes Eluatvolumen VE	Trübung n.Z.,n.F.	pH	Temp. bei pH	Leitfähig- keit	Farbe	Geruch	
	[FNU]	[ml]	[FNU]	[-]	[°C]	[µS/cm]	[-]	[-]	
PKK3 oPK a	18,2	300	8,7	7,47	20,8	4990	golden	leicht erdig	
PKK3 oPK b	17,5	300	9,3	7,47	20,8	5230	golden	leicht erdig	
PKK3 mPK a	25,3	270	8,7	7,67	20,3	1194	golden	leicht erdig	
PKK3 mPK b	21,9	270	11,1	7,69	20,3	1174	golden	leicht erdig	
PKK4 mPK a	30,3	250	14,1	7,43	20,5	2100	golden	leicht erdig	
PKK4 mPK b	30,2	240	13,4	7,61	20,3	2140	golden	leicht erdig	
PKK4 oPK a	45,1	250	21,5	7,52	20,0	1736	golden	leicht erdig	
PKK4 oPK b	43,8	255	21,5	7,53	19,9	1811	golden	leicht erdig	
PKK5 oPK, oS a	116,0	235	37,8	4,55	21,1	4730	golden	leicht erdig	
PKK5 oPK, oS b	132,0	250	42,3	4,41	20,5	4690	golden	leicht erdig	
PKK5 oPK, mS a	45,2	160	12,2	7,66	20,4	1477	golden	leicht erdig	
PKK5 oPK, mS b	43,8	160	12,1	7,71	20,0	1497	golden	leicht erdig	
PKK5 mPK, oS a	35,3	210	13,8	7,52	21,1	1082	golden	leicht erdig	
PKK5 mPK, oS b	37,6	210	14,1	7,51	21,0	1065	golden	leicht erdig	
PKK5 mPK, mS a	162,0	180	14,3	5,26	20,6	3650	golden	leicht erdig	
PKK5 mPK, mS b	133,0	160	26,1	4,88	20,6	3770	golden	leicht erdig	
PKK6 mPK, oU a	96,5	255	56,8	7,89	20,7	4530	golden	leicht erdig	
PKK6 mPK, oU b	90,7	255	56,1	7,81	20,2	4510	golden	leicht erdig	
PKK6 oPK, oU a	69,0	255	43,5	7,78	20,0	5410	golden	leicht erdig	
PKK6 oPK, oU b	69,1	255	43,3	7,79	20,0	5550	golden	leicht erdig	
PKK6 oPK, mU a	81,3	260	45,3	7,57	20,2	6500	golden	leicht erdig	
PKK6 oPK, mU b	88,9	260	45,2	7,64	20,1	6480	golden	leicht erdig	
PKK6 mPK, mU a	51,5	225	18,0	7,72	19,8	7280	golden	leicht erdig	
PKK6 mPK, mU a b	47,6	230	18,4	7,73	19,9	7120	golden	leicht erdig	
n.Z.,v.F. = nach Zentrifugation, vor Filtration									
n.Z.,n.F. = nach Zentrifugation, nach Filtration									

Anhang B: Säulenperkolationsversuche Komposte mit/ohne Pflanzenkohle (Auszug)

Säulenperkolationsversuche gelagerte Komposte PKK1 mit/ohne PK										
	Eluatparameter									
	Eluatfraktion	erwartetes W/F	Eluatvolumen VE	pH	Temp. bei pH	Trübung	Leitfähigkeit	Nitrat	Farbe	Geruch
	Nr.	[l/kg TS]	[ml]	[-]	[°C]	[FNU]	[µS/cm]	[mg/L]	[-]	[-]
PKK1, IR0, gelagert a	1	0,3	120	7,65	22,1	55	8920	1788	golden	schwach organisch
PKK1, IR0, gelagert b	1	0,3	147	7,58	21,8	16	7770	1664	golden	schwach organisch
PKK1, IR0, gelagert c	1	0,3	160	7,55	21,6	14	7030	1372	golden	schwach organisch
PKK1, IR0, gelagert a	2	1	260	7,59	22,7	28	4110	665	rötlich	organisch
PKK1, IR0, gelagert b	2	1	330	7,54	22,9	31	3050	477	rötlich	organisch
PKK1, IR0, gelagert c	2	1	320	7,49	22,6	28	2090	487	rötlich	organisch
PKK1, IR0, gelagert a	3	2	390	7,69	23,6	32	626	20	rötlich	organisch
PKK1, IR0, gelagert b	3	2	480	7,74	23,5	33	506	12	rötlich	organisch
PKK1, IR0, gelagert c	3	2	470	7,73	23,4	29	578	25	rötlich	organisch
PKK1, IR0, gelagert a	4	5	1180	7,77	22,8	21	377	5	orange	organisch
PKK1, IR0, gelagert b	4	5	1460	7,84	23,0	20	329	5	orange	organisch
PKK1, IR0, gelagert c	4	5	1360	7,87	22,9	21	334	5	orange	organisch

Säulenperkolationsversuche gelagerte Komposte PKK1 mit/ohne PK										
	Eluatparameter									
	Eluatfraktion	erwartetes W/F	Eluatvolumen VE	pH	Temp. bei pH	Trübung	Leitfähigkeit	Nitrat	Farbe	Geruch
	Nr.	[l/kg TS]	[ml]	[-]	[°C]	[FNU]	[µS/cm]	[mg/L]	[-]	[-]
PKK1, IR15, gelagert a	1	0,3	150	7,96	21,9	12	3840	649	blass golden	organisch
PKK1, IR15, gelagert b	1	0,3	120	7,98	22,0	16	3690	634	blass golden	organisch
PKK1, IR15, gelagert c	1	0,3	130	7,91	21,9	14	3600	627	blass golden	organisch
PKK1, IR15, gelagert a	2	1	310	7,74	22,8	9	2010	294	golden	organisch
PKK1, IR15, gelagert b	2	1	260	7,77	22,7	8	2470	385	golden	organisch
PKK1, IR15, gelagert c	2	1	300	7,77	22,4	10	2350	370	golden	organisch
PKK1, IR15, gelagert a	3	2	460	7,61	23,3	12	593	46	golden	schwach organisch
PKK1, IR15, gelagert b	3	2	380	7,69	23,2	11	779	71	golden	schwach organisch
PKK1, IR15, gelagert c	3	2	440	7,67	23,2	13	646	49	golden	schwach organisch
PKK1, IR15, gelagert a	4	5	1320	7,80	22,1	9	349	12	golden	schwach organisch
PKK1, IR15, gelagert b	4	5	1060	7,84	22,0	9	400	13	golden	schwach organisch
PKK1, IR15, gelagert c	4	5	1260	7,85	21,9	10	366	11	golden	schwach organisch

Säulenperkolationsversuche gelagerte Komposte PKK1 mit/ohne PK										
			Eluatparameter							
	Eluatfraktion	erwartetes W/F	Eluatvolumen VE	pH	Temp. bei pH	ggf Trübung n.Zentrifug.	Leitfähigkeit	Nitrat	Farbe	Geruch
	Nr.	[l/kg TS]	[ml]	[-]	[°C]	[FNU]	[µS/cm]	[mg/L]	[-]	[-]
PKK1, F0, gelagert a	1	0,3	120	7,77	23,3	16	3580	586	golden	organisch
PKK1, F0, gelagert b	1	0,3	130	7,78	22,6	15	3550	584	golden	organisch
PKK1, F0, gelagert c	1	0,3	135	7,75	22,1	14	3500	588	golden	organisch
PKK1, F0, gelagert a	2	1	300	7,56	23,7	21	1576	222	orange	organisch
PKK1, F0, gelagert b	2	1	310	7,68	23,4	22	1762	249	orange	organisch
PKK1, F0, gelagert c	2	1	330	7,54	23,0	25	1673	236	orange	organisch
PKK1, F0, gelagert a	3	2	410	7,65	23,7	23	465	18	orange	organisch
PKK1, F0, gelagert b	3	2	420	7,58	23,6	26	423	12	orange	organisch
PKK1, F0, gelagert c	3	2	440	7,62	23,4	25	424	13	orange	organisch
PKK1, F0, gelagert a	4	5	1290	7,74	21,8	18	284	8	orange	organisch
PKK1, F0, gelagert b	4	5	1300	7,78	21,6	21	279	5	orange	organisch
PKK1, F0, gelagert c	4	5	1400	7,72	21,5	21	276	5	orange	organisch

Säulenperkolationsversuche gelagerte Komposte PKK1 mit/ohne PK											
			Eluatparameter								
	TB-Nr.	Eluatfraktion	erwartetes W/F	Eluatvolumen VE	pH	Temp. bei pH	Trübung	Leitfähigkeit	Nitrat	Farbe	Geruch
	Nr.		[l/kg TS]	[ml]	[-]	[°C]	[FNU]	[µS/cm]	[mg/L]	[-]	[-]
PKK1, F15 gelagert a	TB 870 a	1	0,3	180	7,77	22,0	8	2760	487	blass golden	organisch
PKK1, F15 gelagert b	TB 870b	1	0,3	160	7,86	22,5	8	2940	508	blass golden	organisch
PKK1, F15 gelagert c	TB 870 c	1	0,3	Säule C musste leider angebrochen werden, d.h. keine Eluatgewinnung und -messung möglich							
PKK1, F15 gelagert a	TB 870 a	2	1	310	7,84	22,1	10	1327	204	blass golden	organisch
PKK1, F15 gelagert b	TB 870b	2	1	330	7,73	22,7	11	1399	211	blass golden	organisch
PKK1, F15 gelagert c	TB 870 c	2	1	Säule C musste leider angebrochen werden, d.h. keine Eluatgewinnung und -messung möglich							
PKK1, F15 gelagert a	TB 870 a	3	2	460	7,72	23,0	14	483	35	blass golden	organisch
PKK1, F15 gelagert b	TB 870b	3	2	485	7,71	23,7	15	461	29	blass golden	organisch
PKK1, F15 gelagert c	TB 870 c	3	2	Säule C musste leider angebrochen werden, d.h. keine Eluatgewinnung und -messung möglich							
PKK1, F15 gelagert a	TB 870 a	4	5	1320	7,83	21,9	10	314	9	blass golden	organisch
PKK1, F15 gelagert b	TB 870b	4	5	1395	7,79	23,0	11	307	8	blass golden	organisch
PKK1, F15 gelagert c	TB 870 c	4	5	Säule C musste leider angebrochen werden, d.h. keine Eluatgewinnung und -messung möglich							

Säulenperkolationsversuche Komposte PKK3 mit/ohne PK														
	eingeb. TM	Eluatfraktion	W/F erwartet	W/F tatsächlich	MW W/F tatsächlich	Eluatparameter								
						Eluatvolumen VE	Eluatvolumen VE kumuliert	pH	Temp. bei pH	ggf Trübung n. Zentrifug.	Leitfähigkeit	Nitrat	Farbe	Geruch
	[g]	Nr.	[l/kg TS]	[l/kg TS]	[l/kg TS]	[ml]	[ml]	[-]	[°C]	[FNU]	[µS/cm]	[mg/L]	[-]	[-]
PKK3 oPK a	547	1	0,3	0,3		165	165	8,18	20,2	26,3	5970	550	ocker	erdig, organisch
PKK3 oPK b	547	1	0,3	0,3	0,3	160	160	8,18	20,1	37,7	5380	509	ocker	erdig, organisch
PKK3 mPK a	487	1	0,3	0,2		120	120	8,21	20,4	27,5	5560	543	ocker	erdig, organisch
PKK3 mPK b	487	1	0,3	0,3	0,3	150	150	8,14	20,4	29,3	6410	619	ocker	erdig, organisch
PKK3 oPK a	547	2	1,0	1,0		385	550	8,14	20,5	62,7	3550	307	bräunt/ocker	erdig, organisch
PKK3 oPK b	547	2	1,0	1,0	1,0	370	530	8,20	20,3	39,1	3700	334	bräunt/ocker	erdig, organisch
PKK3 mPK a	487	2	1,0	0,9		320	440	8,20	20,4	32,0	3870	381	bräunt/ocker	erdig, organisch
PKK3 mPK b	487	2	1,0	1,0	1,0	350	500	8,26	20,4	54,0	3130	305	bräunt/ocker	erdig, organisch
PKK3 oPK a	547	3	1,9	1,6		475	860	8,29	21,0	42,5	825	33	bräunlich	erdig, organisch
PKK3 oPK b	547	3	1,9	2,1	1,8	765	1135	8,30	21,0	40,8	1139	59	bräunlich	leicht erdig
PKK3 mPK a	487	3	1,9	1,5		405	725	8,38	21,0	39,9	1302	90	bräunlich	leicht erdig
PKK3 mPK b	487	3	1,9	1,6	1,5	415	765	8,42	21,0	27,9	922	50	bräunlich	leicht erdig
PKK3 oPK a	547	4	4,5	3,5		1460	1935	8,29	21,3	25,1	522	18	hell bräunlich	leicht erdig
PKK3 oPK b	547	4	4,5	4,0	3,8	1415	2180	8,37	21,4	66,1	495	18	hell bräunlich	leicht erdig
PKK3 mPK a	487	4	4,5	3,2		1170	1575	8,23	21,2	35,5	426	18	hell bräunlich	leicht erdig
PKK3 mPK b	487	4	4,5	3,4	3,3	1260	1675	8,10	21,3	107,0	479	19	hell bräunlich	leicht erdig
PKK3 oPK a	547	5	10,1	8,1		2950	4410	8,01	22,5	22,6	295	10	golden	erdig, modrig
PKK3 oPK b	547	5	10,1	7,7	7,9	2810	4225	8,13	22,3	26,3	296	11	golden	erdig, modrig
PKK3 mPK a	487	5	11,0	7,9		2700	3870	8,40	21,7	17,4	326	10	golden	leicht erdig
PKK3 mPK b	487	5	11,0	8,5	8,2	2895	4155	8,41	21,6	16,1	316	9	golden	leicht erdig
PKK3 oPK a	547	6	20,0	22,0		9080	12030	7,29	22,3	12,5	144	4	gelblich	leicht erdig
PKK3 oPK b	547	6	20,0	21,0	21,5	8650	11460	7,31	22,1	11,8	148	4	gelblich	leicht erdig
PKK3 mPK a	487	6	22,0	22,1		8050	10750	7,99	21,9	9,8	145	6	gelblich	leicht erdig
PKK3 mPK b	487	6	22,0	23,6	22,8	8610	11505	8,10	21,7	9,2	147	5	gelblich	leicht erdig

Anhang C: Schüttelversuche PAK-Böden mit/ohne Pflanzenkohlesubstrat sowie Pflanzenkohle der Parzellenversuche (Auszug)

Parzellenversuche, Schüttelversuche, Zusammenstellung Eluatkonzentration und Freisetzung							
Stoffbez.		Eluatkonzentration [$\mu\text{g/L}$]			Freisetzung [$\mu\text{g/kg TS}$]		
		PAK	PAK+PKS	PAK+PK	PAK	PAK+PKS	PAK+PK
Summe 16 PAK	1. Jahr	9,56	5,77	4,16	19,12	11,53	8,33
	2. Jahr	37,99	14,07	11,28	76,03	32,35	19,49
	3. Jahr	29,06	9,56	16,04	58,15	19,12	32,09
	4. Jahr	41,08	4,24	14,48	81,88	8,46	28,95
Nap	1. Jahr	0,05	0,04	0,10	0,10	0,07	0,19
	2. Jahr	0,33	0,50	0,81	0,66	1,16	1,40
	3. Jahr	0,58	0,52	0,63	1,15	1,04	1,26
	4. Jahr	0,38	0,07	0,04	0,75	0,14	0,08
Acy	1. Jahr	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.
	2. Jahr	0,09	0,06	0,06	0,18	0,14	0,10
	3. Jahr	0,10	0,02	0,04	0,20	0,04	0,08
	4. Jahr	0,07	0,02	0,04	0,14	0,03	0,08
Ace	1. Jahr	0,02	0,03	0,03	0,04	0,06	0,05
	2. Jahr	0,98	0,12	0,15	1,96	0,28	0,26
	3. Jahr	0,08	0,09	0,07	0,16	0,18	0,13
	4. Jahr	0,26	0,10	0,05	0,51	0,20	0,10
Flo	1. Jahr	0,01	0,02	0,01	0,02	0,04	0,02
	2. Jahr	1,25	0,16	0,13	2,49	0,38	0,23
	3. Jahr	0,08	0,09	0,08	0,15	0,18	0,15
	4. Jahr	0,25	0,04	0,01	0,50	0,08	0,02
Phe	1. Jahr	0,10	0,02	0,01	0,19	0,03	0,02
	2. Jahr	3,73	0,71	0,72	7,46	1,63	1,24
	3. Jahr	0,63	0,39	0,38	1,26	0,77	0,76
	4. Jahr	2,55	0,18	0,28	5,08	0,36	0,55
Ant	1. Jahr	0,10	0,03	n.r.	0,20	0,05	n.r.
	2. Jahr	0,39	0,09	0,05	0,77	0,21	0,08
	3. Jahr	0,28	0,13	0,14	0,55	0,25	0,28
	4. Jahr	0,45	0,04	0,09	0,90	0,07	0,17
FluA	1. Jahr	0,10	0,14	0,07	0,20	0,27	0,13
	2. Jahr	3,49	1,16	0,73	6,98	2,66	1,26
	3. Jahr	1,90	0,82	1,15	3,80	1,64	2,30
	4. Jahr	5,26	0,51	1,45	10,48	1,01	2,90
Pyr	1. Jahr	1,46	0,19	0,33	2,92	0,38	0,65
	2. Jahr	4,06	1,42	1,10	8,13	3,26	1,90
	3. Jahr	3,23	0,91	1,49	6,46	1,82	2,97
	4. Jahr	3,86	0,38	0,92	7,69	0,75	1,83
BaA	1. Jahr	0,70	0,60	0,34	1,40	1,20	0,68
	2. Jahr	3,08	0,97	0,59	6,16	2,24	1,02
	3. Jahr	4,91	1,40	2,48	9,82	2,79	4,95
	4. Jahr	2,49	0,37	1,68	4,95	0,73	3,35
Chr	1. Jahr	0,79	0,45	0,31	1,57	0,90	0,62
	2. Jahr	2,13	0,92	0,65	4,26	2,11	1,13
	3. Jahr	2,05	0,54	1,07	4,10	1,08	2,13
	4. Jahr	2,47	0,29	0,79	4,92	0,57	1,57
BbF	1. Jahr	1,41	1,16	0,76	2,82	2,32	1,52
	2. Jahr	3,23	1,43	1,07	6,45	3,28	1,85
	3. Jahr	3,21	0,98	1,66	6,41	1,96	3,31
	4. Jahr	4,48	0,50	1,59	8,93	1,00	3,17
BkF	1. Jahr	0,60	0,49	0,32	1,20	0,98	0,64
	2. Jahr	1,21	0,55	0,42	2,42	1,26	0,73
	3. Jahr	1,32	0,37	0,66	2,63	0,74	1,32
	4. Jahr	1,80	0,20	0,61	3,59	0,39	1,21
BaP	1. Jahr	1,39	1,06	0,72	2,77	2,11	1,44
	2. Jahr	3,39	1,49	1,11	6,77	3,42	1,92
	3. Jahr	3,10	0,96	1,57	6,20	1,92	3,14
	4. Jahr	4,27	0,44	1,46	8,50	0,88	2,91
DahA	1. Jahr	0,07	0,01	0,03	0,13	0,02	0,06
	2. Jahr	0,33	0,14	0,11	0,66	0,32	0,18
	3. Jahr	0,17	0,13	0,25	0,33	0,26	0,50
	4. Jahr	0,51	0,05	0,20	1,02	0,10	0,39
BghiP	1. Jahr	1,52	1,14	0,84	3,04	2,28	1,67
	2. Jahr	5,25	2,24	1,79	10,50	5,16	3,09
	3. Jahr	3,72	1,09	2,14	7,43	2,17	4,27
	4. Jahr	6,15	0,52	2,37	12,25	1,03	4,74
I123cdP	1. Jahr	1,27	0,43	0,34	2,54	0,85	0,67
	2. Jahr	5,08	2,11	1,79	10,17	4,86	3,09
	3. Jahr	3,74	1,15	2,26	7,47	2,30	4,52
	4. Jahr	5,85	0,57	2,95	11,66	1,13	5,89

Parzellenversuche, Schüttelversuche, Zusammenstellung Eluatbegleitparameter Trübung, pH-Wert und Leitfähigkeit

Variante	Zeitpunkt	Trübung [FNU]	pH [-]	Lf [$\mu\text{S}/\text{cm}$]
PAK	1. Jahr	6,95	7,5	242
PAK	1. Jahr	4,58	7,46	328
PAK	2. Jahr	10,3	7,85	232
PAK	2. Jahr	10,5	7,87	243
PAK	3. Jahr	31,1	7,63	154
PAK	3. Jahr	31,8	7,77	152
PAK	4. Jahr	20,4	7,91	219
PAK	4. Jahr	17,3	7,96	258
PAK+PKS	1. Jahr	8,87	7,86	1575
PAK+PKS	1. Jahr	16,2	8,02	656
PAK+PKS	2. Jahr	16,1	7,94	504
PAK+PKS	2. Jahr	10,6	7,9	597
PAK+PKS	2. Jahr	13,1	7,93	505
PAK+PKS	3. Jahr	16,6	7,76	371
PAK+PKS	3. Jahr	15,3	7,81	404
PAK+PKS	4. Jahr	22,2	7,68	456
PAK+PKS	4. Jahr	21,47	7,86	457
PAK+PK	1. Jahr	6,39	7,87	332
PAK+PK	1. Jahr	5,59	7,75	344
PAK+PK	2. Jahr	5,91	7,92	362
PAK+PK	2. Jahr	9,13	7,87	241
PAK+PK	2. Jahr	8,98	7,87	246
PAK+PK	3. Jahr	13,7	7,47	216
PAK+PK	3. Jahr	12,4	7,62	231
PAK+PK	4. Jahr	28	6,91	188
PAK+PK	4. Jahr	28,6	7,62	188

p-Werte Parzellenversuche, PAK-Böden, Schütteltest, gepoolte Eluatkonzentration (1.-4. Jahr)				
Stoffbez.	Test	PAK vs PKS	PAK vs PK	PKS vs PK
Summe 16 PAK	Wilcoxon	0,0081	0,0237	0,4265
Nap	Wilcoxon	1,0000	0,7727	0,6261
Acy	Wilcoxon	0,0443	0,0283	0,4708
Ace	Wilcoxon	0,2023	0,0707	1,0000
Flo	Wilcoxon	0,3253	0,1440	0,4929
Phe	Wilcoxon	0,0831	0,0918	0,8245
Ant	Wilcoxon	0,0032	0,0063	0,7496
FluA	Wilcoxon	0,0606	0,0431	0,6587
Pyr	Wilcoxon	0,0013	0,0024	0,5365
BaA	Wilcoxon	0,0183	0,0386	0,7238
Chr	Wilcoxon	0,0033	0,0045	0,5363
BbF	Wilcoxon	0,0024	0,0061	0,4265
BkF	Wilcoxon	0,0018	0,0052	0,5359
BaP	Wilcoxon	0,0033	0,0052	0,5365
DahA	Wilcoxon	0,0452	0,2694	0,1709
BghiP	Wilcoxon	0,0061	0,0237	0,2510
I123cdP	Wilcoxon	0,0052	0,0386	0,2893

p-Werte Parzellenversuche, PAK-Böden, Schütteltest, gepoolte Freisetzung (1.-4. Jahr)				
Stoffbez.	Test	PAK vs PKS	PAK vs PK	PKS vs PK
Summe 16 PAK	Wilcoxon	0,0081	0,0183	0,6587
Nap	Wilcoxon	0,9616	0,8851	0,7909
Acy	Wilcoxon	0,0927	0,0535	0,5197
Ace	Wilcoxon	0,2040	0,0567	0,9296
Flo	Wilcoxon	0,4519	0,1476	0,4306
Phe	Wilcoxon	0,0750	0,0920	0,9296
Ant	Wilcoxon	0,0045	0,0046	0,8323
FluA	Wilcoxon	0,0606	0,0485	0,9296
Pyr	Wilcoxon	0,0033	0,0013	0,7239
BaA	Wilcoxon	0,0237	0,0386	0,7911
Chr	Wilcoxon	0,0033	0,0045	0,7910
BbF	Wilcoxon	0,0045	0,0033	1,0000
BkF	Wilcoxon	0,0033	0,0033	0,9296
BaP	Wilcoxon	0,0045	0,0061	0,8598
DahA	Wilcoxon	0,0831	0,2698	0,2698
BghiP	Wilcoxon	0,0061	0,0237	0,4268
I123cdP	Wilcoxon	0,0061	0,0304	0,4268

Anhang D: Säulenperkolationsversuche PAK-Böden mit/ohne Pflanzenkohlesubstrat sowie Pflanzenkohle der Parzellenversuche (Auszug)

p-Werte Parzellenversuche, PAK-Böden, Säulenperkolationsstest, gepoolte kumulierte Freisetzung (1.-4. Jahr)				
Stoffbez.	Test	PAK vs PKS	PAK vs PK	PKS vs PK
Summe 16 PAK	Wilcoxon	0,0002	0,7726	0,0015
Nap	Wilcoxon	0,0004	0,6195	0,0005
Acy	Wilcoxon	0,5506	0,7127	0,3387
Ace	Wilcoxon	0,0926	0,6481	0,0888
Flo	Wilcoxon	0,0052	0,9667	0,0103
Phe	Wilcoxon	0,0031	0,4328	0,0093
Ant	Wilcoxon	0,0001	0,9670	0,0053
FluA	Wilcoxon	0,0005	0,9013	0,0071
Pyr	Wilcoxon	0,0023	0,8688	0,0019
BaA	Wilcoxon	0,0009	0,2308	0,0055
Chr	Wilcoxon	0,0009	0,5913	0,0038
BbF	Wilcoxon	0,0004	0,5355	0,0015
BkF	Wilcoxon	0,0004	0,6198	0,0014
BaP	Wilcoxon	0,0003	0,4572	0,0015
DahA	Wilcoxon	0,0001	0,8359	0,0006
BghiP	Wilcoxon	0,0001	0,4328	0,0006
I123cdP	Wilcoxon	0,0001	0,5915	0,0004
		Acy: sehr hoher Wert bei PK in 4. Fraktion		
		Ace: sehr hohe Werte bei PAK und PAK+PK in 3. Fraktio		

Parzellenversuche, Säulenperkolationsversuche, Zusammenstellung Eluatbegleitparameter Trübung, pH-Wert, Leitfähigkeit sowie Nitrat und TOC

	Variante	WF real	Fraktion	Trübung [FNU]	pH [-]	Lf [μ S/cm]	Nitrat [mg/L]	TOC [mg/L]
	PAK	3,65	3. (WF 2,0)	76,1	8,05	1486	74	94,5
	PAK+PKS		4. (WF 4,0)					
	PAK+PK		1. (WF 0,3)					
		0,28	2. (WF 1,0)	16,2	7,76	125	1	8,05
1	PAK	0,29	1. (WF 0,3)	48,3	7,769	794	23	28,345
2	PAK	0,29	1. (WF 0,3)	29	7,944	900	29	29,166
3	PAK	0,29	1. (WF 0,3)	32,7	7,961	759	20	26,098
4	PAK	0,99	2. (WF 1,0)	52,7	7,869	216	3	31,104
5	PAK	0,99	2. (WF 1,0)	51,5	7,971	251	4	22,819
6	PAK	1,62	3. (WF 2,0)	37,3	7,914	160	2	13,427
7	PAK	1,62	3. (WF 2,0)	39,2	7,887	180	2	16,448
8	PAK	1,62	3. (WF 2,0)	22,8	7,905	165	2	12,41
9	PAK	3,38	4. (WF 4,0)	26,3	7,762	125	1	10,434
10	PAK	3,38	4. (WF 4,0)	30,1	7,893	145	1	12,091
11	PAK	3,38	4. (WF 4,0)	18,5	7,92	133	1	9,533
12	PAK+PKS	0,29	1. (WF 0,3)	25,8	7,959	1486	74	94,495
13	PAK+PKS	0,29	1. (WF 0,3)	33	7,944	1358	69	85,617
14	PAK+PKS	0,84	2. (WF 1,0)	22,6	7,888	593	16	78,801
15	PAK+PKS	0,84	2. (WF 1,0)	27,8	7,91	505	13	73,74
16	PAK+PKS	0,84	2. (WF 1,0)	28,1	7,876	504	13	71,629
17	PAK+PKS	2,07	3. (WF 2,0)	22,1	7,926	312	3	45,345
18	PAK+PKS	2,07	3. (WF 2,0)	25,9	7,967	275	3	38,497
19	PAK+PKS	2,07	3. (WF 2,0)	25,1	7,925	276	3	38,151
20	PAK+PKS	3,26	4. (WF 4,0)	16,2	7,894	234	2	30,361
21	PAK+PKS	3,26	4. (WF 4,0)	19,5	7,888	203	2	16,411
22	PAK+PKS	3,26	4. (WF 4,0)	19	7,877	204	2	24,844
23	PAK+PK	0,28	1. (WF 0,3)	39	8,001	574	18	18,875
24	PAK+PK	0,28	1. (WF 0,3)	30,5	8,05	665	16	16,841
25	PAK+PK	1,05	2. (WF 1,0)	76,1	8,008	272	7	16,04
26	PAK+PK	1,05	2. (WF 1,0)	59,6	7,956	272	9	13,842
27	PAK+PK	1,75	3. (WF 2,0)	23,2	8,004	208	6	8,946
28	PAK+PK	1,75	3. (WF 2,0)	26,2	7,966	203	4	9,314
29	PAK+PK	3,65	4. (WF 4,0)	19,7	7,944	162	4	8,48
30	PAK+PK	3,65	4. (WF 4,0)	17,8	7,963	167	3	8,052

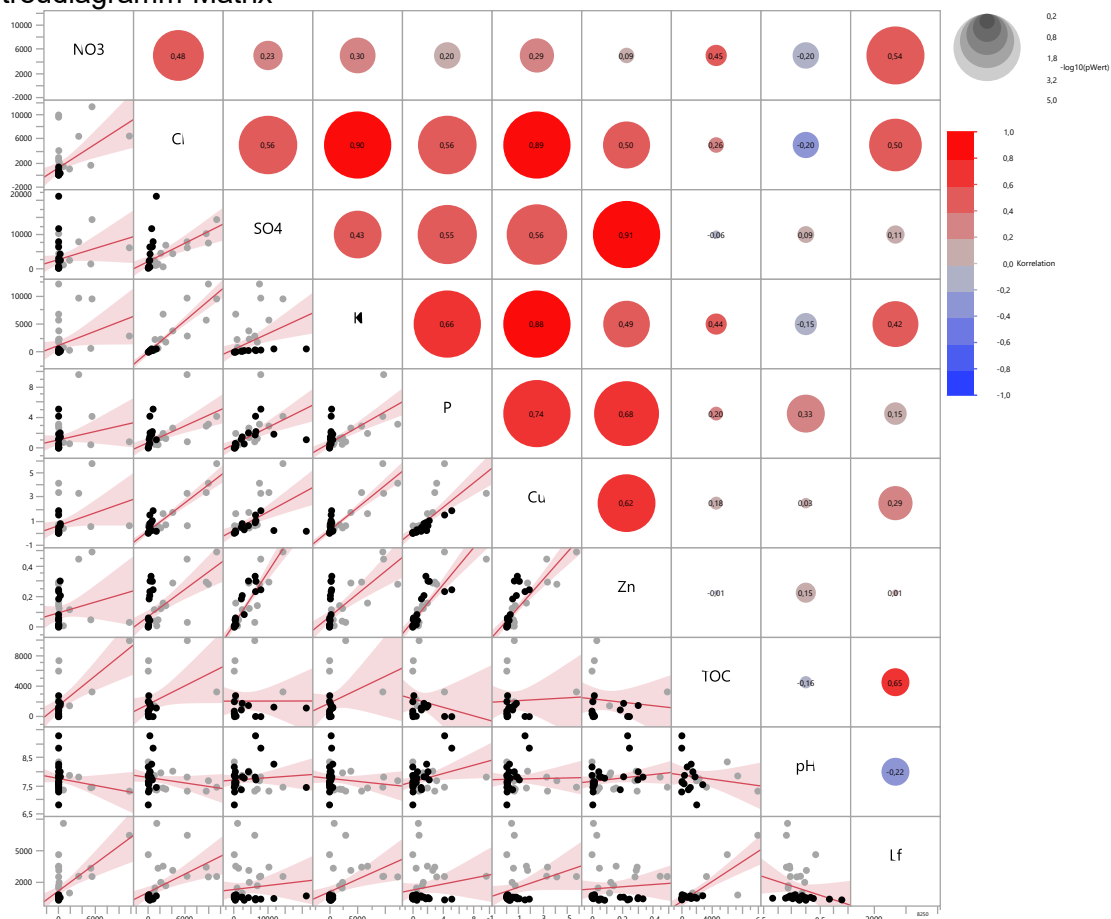
Anhang E: Lysimeterversuche (Freiland)

Multivariate Korrelationen

	NO3	Cl	SO4	K	P	Cu	Zn	TOC	pH	Lf
NO3	1,0000	0,4829	0,2283	0,3045	0,1988	0,2873	0,0920	0,4457	-0,1979	0,5366
Cl	0,4829	1,0000	0,5585	0,8964	0,5595	0,8885	0,4996	0,2599	-0,2030	0,5012
SO4	0,2283	0,5585	1,0000	0,4346	0,5475	0,5592	0,9082	-0,0608	0,0913	0,1061
K	0,3045	0,8964	0,4346	1,0000	0,6552	0,8782	0,4947	0,4419	-0,1489	0,4157
P	0,1988	0,5595	0,5475	0,6552	1,0000	0,7413	0,6833	0,2048	0,3296	0,1532
Cu	0,2873	0,8885	0,5592	0,8782	0,7413	1,0000	0,6164	0,1795	0,0334	0,2867
Zn	0,0920	0,4996	0,9082	0,4947	0,6833	0,6164	1,0000	-0,0099	0,1497	0,0111
TOC	0,4457	0,2599	-0,0608	0,4419	0,2048	0,1795	-0,0099	1,0000	-0,1590	0,6454
pH	-0,1979	-0,2030	0,0913	-0,1489	0,3296	0,0334	0,1497	-0,1590	1,0000	-0,2150
Lf	0,5366	0,5012	0,1061	0,4157	0,1532	0,2867	0,0111	0,6454	-0,2150	1,0000

Die Korrelationen werden anhand der Methode „REML“ geschätzt.

Streudiagramm-Matrix



Curriculum Vitae

Der Lebenslauf ist in der Online-Version aus Gründen des Datenschutzes nicht enthalten.

Curriculum Vitae

Der Lebenslauf ist in der Online-Version aus Gründen des Datenschutzes nicht enthalten.

Publikationen, Vorträge und Poster

Publikationen

- Wagner, R., Weiß, U., **Schatten, R.** und Terytze K. (2022): Entwicklung eines emissionsmindernden Stoffstrom-/Abfallmanagements im Tierpark Berlin bei Nutzung des C-Sequestrierungspotentials von Pflanzenkohle. Abschlussbericht zum BENE-Projekt 1123-B5-O, S. 255
- Kalbe, U.; **Schatten, R.** und Szuppa, T. (2021): Monitoringprogramm zur Verwertung von Bodenmaterial gemäß §§ 6-8 Novelle BBodSchV. Abschlussbericht (2. Auflage), Umweltbundesamt (Hrsg.), UBA-Text 127/2020, 252 S.
- Herwig, N., Wagner, R., Ensslen, N., Felgentreu, D., **Schatten, R.** und Terytze, K. (2020): Einfluss von Pflanzenkohle auf die Cadmiumverfügbarkeit in Kleingartenböden – Gefäßversuche mit *Lollo rossa* und *Helianthus annuus L.* altlasten spektrum. Erich Schmidt Verlag, S. 184 - 193
- Rüdiger, J, **Schatten, R.** und Wagner, R. (2019): Technologie zur Herstellung von Biokohle. In: Terytze, K. und Vogel, I. (Hrsg): Handlungsanleitung – Biokohle und Biokohlesubstrate zur nachhaltigen und klimafreundlichen Sanierung und Inwertsetzung militärischer Konversionsflächen und ertragsschwacher Standorte. Shaker-Verlag, S. 81 - 97, Aachen
- Wagner, R und **Schatten, R.** (2019): Stabilität und Klimawirkung von Biokohle. In: Terytze, K. und Vogel, I. (Hrsg): Handlungsanleitung – Biokohle und Biokohlesubstrate zur nachhaltigen und klimafreundlichen Sanierung und Inwertsetzung militärischer Konversionsflächen und ertragsschwacher Standorte. Shaker-Verlag, S. 59 - 72, Aachen.
- Wagner, R; **Schatten, R.**; Weiß, U.; Vogel, I. und Terytze, K. (2018): Biokohle im Tierpark Berlin-Friedrichsfelde zur Speicherung von Kohlenstoff und Schließung von Kreisläufen. In: Müll und Abfall, 07.18, S. 357 - 363.
- Wagner, R; Terytze, K. und **Schatten, R.** (2018): Klimabilanz der Wertschöpfung pflanzlicher Reststoffe zu Biokohle und Biokohlesubstraten – Ergebnisse des TerraBoGa Projektes zur Schließung von Stoffkreisläufen im Botanischen Garten Berlin-Dahlem. In: Müll und Abfall, 03.18, S. 133-140.
- Vogel, I.; **Schatten, R.**; Thomas, P. (2016): Rechtliche Belange, Güte- und Qualitätssicherung. In: Terytze, K. und Wagner, R. (Hrsg): Handlungsanleitung – Verwertung von organischen Reststoffen zur Erzeugung fruchtbarer Pflanzenkohlesubstrate und deren Nutzung im Gartenbau. Shaker-Verlag, Aachen, S. 84-93
- Wagner, R.; **Schatten, R.** (2016): Von pflanzlichen Reststoffen zu hochwertigen Pflanzenkohlesubstraten. In: Terytze, K. und Wagner, R. (Hrsg): Handlungsanleitung – Verwertung von organischen Reststoffen zur Erzeugung fruchtbarer Pflanzenkohlesubstrate und deren Nutzung im Gartenbau. Shaker-Verlag, Aachen, S. 37-62
- **Schatten, R.**; Terytze, K. (2016): Elutionsverhalten von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) aus mit Biokohlesubstraten und Biokohle behandelten -kontaminierten Böden. In: altlasten spektrum, 25. Jahrgang, Heft 04/2016, S. 150-158
- Wagner, R.; **Schatten, R.**; Rößler, K.; Vogel, I. und Terytze, K. (2016): Biochar as an integrated and decentralised environmental management tool in the Botanic Garden Berlin – Dahlem. In: Bruckmann, V.J., Varol, E.A., Uzun, B.B. und Liu, J. (Hrsg.): Biochar: A Regional Supply Chain Approach in View of Climate Change Mitigation. Cambridge, S. 96 - 120.
- Vogel, I.; Worzyk, F.; Wagner, R.; **Schatten, R.**; Krüger, Ch.; Terytze, K. (2016): Ergebnisse mehrjähriger Parzellenversuche zu den Auswirkungen von Biokohle-Substraten und Biokohle auf Bodenqualität und Pflanzenwachstum auf mit MKW und PAK kontaminierten Böden. In: altlasten spektrum, 25. Jahrgang, Heft 04/2016, S. 125-133
- Terytze, K., Wagner, R., **Schatten, R.**, König, N. und Thomas, P. (2015): Schließung von Kreisläufen durch Energie- und Stoffstrommanagement bei Nutzung der Terra-Preta-Technologie im Botanischen Garten im Hinblick auf Ressourceneffizienz und Klimaschutz – Modellprojekt Urban farming (TerraBoGa) - Endbericht zum Forschungsvorhaben. FU Berlin, S. 174. online verfügbar unter: http://edocs.fu-berlin.de/docs/receive/FUDOCS_document_000000024218
- Vogel, I., **Schatten, R.**; Wagner, R. und Terytze, K. (2015): Rechtliche Situation der Anwendung von Biokohle in der Bundesrepublik Deutschland In: Müll und Abfall, 07.15, S. 362-367

-
- Rößler, K.; **Schatten, R.**; Wagner, R. und Terytze, K. (2015): Verwertung von Urin und Fäkalien und deren Hygienisierung mittels Fermentation und Vermikompostierung – Erzeugung von TerraPreta ähnlichen Biokohlesubstraten In: Müll und Abfall, 06.15, S. 328-334
 - Rößler, K.; **Schatten, R.**; Wagner, R. und Terytze, K. (2015): Effects of biochar-compost on plant growth, biomass and crop yield in pot and field trials of selected plants from different climate zones. In: Bornimer Agrartechnische Berichte, Heft 89. Potsdam-Bornim 2015
 - **Schatten, R.**; Wagner, R.; Rößler, K.; Suer, U. und Terytze, K. (2015): Verwertung pflanzlicher Reststoffe zu Biokohle und Biokohlesubstraten und deren Einsatz im Zierpflanzenbau – Ergebnisse des TerraBoGa-Projektes im Botanischen Garten Berlin-Dahlem. In: Müll und Abfall, 03.15, S. 137-143
 - R. Wagner, N. König, **R. Schatten**, K. Rößler, K. Terytze (2014): Utilization of organic waste in the Botanic Garden Berlin by producing and applying biochar substrates - Introduction and first results of the terraboga project, in: Bettendorf, T.; Wendland, C.; Otterpohl, R. 2014. Terra Preta Sanitation.
 - Worzyk, F.; **Schatten, R.**; Krüger, C.; Terytze, K.; Vogel, I. (2014): Auswirkung von Biokohle-Substraten und Biokohle auf Bodenparameter und Pflanzenwachstum MKW- und PAK-kontaminierter Böden. altlasten spektrum, 23. Jahrgang, Heft 3/2014, S. 101-113
 - Wagner, R.; Terytze, K.; Kaiser, D. B.; Bernhardt, C. und **R. Schatten** (2013): Bioverfügbarkeit von organischen Schadstoffen in Böden. In: Bachmann, G., König, W., Utermann, J. (Hrsg.): Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, 49 S.
 - Vogel, I.; Terytze, K.; Wagner, R.; Worzyk, F.; Friede, K.; **Schatten, R.**; Rößler, K. und N. König (2013): Biochar meets compost – Ergebnisse unterschiedlicher Einsatzbereiche. Kongreßband ANS-Abfallwirtschaft meets biochar. Potsdam 02/03/10/2013. S. 149-158
 - Wagner, R.; **Schatten, R.**; Terytze, K.; König, N.; Stevens, A.-D.; Thomas, P. (2012): Schließung von Kreisläufen im Botanischen Garten von Berlin durch die Nutzung von organischen Rest- und Abfallstoffen zur Herstellung von Pflanzenkohlesubstraten. Müll und Abfall 3-12, S. 140-147
 - Terytze, K.; Vogel, V.; Worzyk, F.; Friede, K.; **Schatten, R.** (2012): Einsatz von Pflanzenkohlesubstraten zur Beschleunigung des Abbaus organischer Kontaminanten. In: [Hrsg.] Fricke, K. et al (2012): ANS Tagungsband: Biokohle im Blick - Herstellung, Einsatz und Bewertung, Seite: 145-153
 - Terytze, K.; Vogel, I.; Worzyk, F.; Friede, K.; **Schatten, R.** und R. Wagner (2011): LaTerra – Ein Verbundvorhaben stellt sich vor. altlasten spektrum, 20. Jahrgang, Heft 4/2011, S. 184-185
 - Terytze, K., Wagner, R., **Schatten, R.**, Vogel, I., Hund-Rinke, K., Kaiser, D.B. (2011): Handlungsanleitung – Untersuchung der Verfügbarkeit/Bioverfügbarkeit von organischen Schadstoffen zur Bewertung kontaminierter Flächen. Shaker Verlag, 82 S.
 - Terytze, K., Vogel, I., Wagner, R., **Schatten, R.** und Hund-Rinke, K. (2011): Methodology for the assessment of bioavailability of contaminants. In: 100 years bulgarian soil science. S. 47 - 52
 - Wagner R., **Schatten R.**, Terytze K., Macholz R. M., Liese M. & Kaiser D. (2010): Beurteilung von kontaminierten Böden anhand der Bioverfügbarkeit von Schadstoffen – Bioverfügbarkeit: eine Chance im Flächenrecycling?, Beitrag Tagungsband, XXI. Sächsisches Altlastenkolloquium, IV. 2/1
 - Wagner, R., **Schatten, R.** & Terytze, K. (2010): Ansatz der Bioverfügbarkeit zur Beurteilung von Schadstoffen in Böden. Beitrag Tagungsband, 6. Marktredwitzer Bodenschutztage, S. 225 - 230
 - Wagner, R., **Schatten, R.**, Terytze, K., Hund-Rinke, K. & Vogel, I. (2010): Beurteilung der Wirkung der bioverfügbaren Anteile von MKW und PAK von Altlastenflächen mit Hilfe ökotoxikologischer Testverfahren. altlasten spektrum, 19. Jahrgang, Heft 02/2010, S. 62-70
 - Terytze K., Wagner R., Vogel I., **Schatten R.**, Hund-Rinke K., Derz K., Bernhardt C., Rotard W. & Macholz R. (2010): Bewertungsmaßstäbe zur Beurteilung von Schadstoffbelastungen in Böden anhand der Bioverfügbarkeit – Zielstellung des Verbundvorhabens BioRefine. UWSF, Band 22, Heft 1, S. 63 - 67
 - Terytze K., Wagner R., Hund-Rinke K., Derz K., Rotard W., Vogel I., **Schatten R.** & Macholz R. (2010): Beurteilung von Schadstoffbelastungen in Böden anhand der Bioverfügbarkeit. S. 69 - 80, In: Stefan Frerichs, Manfred Lieber, Thomas Preuß (Hrsg.): Flächen- und Standortbewertung für ein nachhaltiges Flächenmanagement Methoden und Konzepte. Berlin 2010, 255 S.

Vorträge und Poster

- Effect of biochar, compost and co-composted biochar on the leaching of nutrients and heavy metals as well as on biomass yield – a lysimeter study. Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 02.-08.09.2023, Halle (Saale), Poster
- Quality assurance of biochar and consideration of potentials with regard to soil and groundwater protection: experiences from Berlin biochar projects. Spring School RESIDUE REACTIVE, 23-24 May 2023, Milano/Italy, Talk
- Qualitätssicherung von Pflanzenkohlen und Betrachtung der Potenziale hinsichtlich Boden- und Grundwasserschutz: Erfahrungen aus den Berliner Pflanzenkohleprojekten. Tagung "Pflanzenkohle – C-Speicher der Zukunft?", Berlin, 29.03.2023, Vortrag
- PAK in Biokohle/Pflanzenkohle. 11. Sitzung GDCh AK Boden, Essen, 07.03.2023, Vortrag
- Two-Way Reuse of Sewage Sludge Through Co-Composting with Sludge Derived Biochar. Internationale Fachtagung "Alles außer Holz", Darmstadt, 06-07.11.2022, Poster & Session-Video (with D. Drabkin)
- Two-Way Reuse of Sewage Sludge Through Co-Composting with Sludge Derived Biochar. SETAC Europe 2022, Copenhagen, 14.-19.05.2022, Poster (with D. Drabkin)
- Pflanzenkohle im Tierpark Berlin-Friedrichsfelde zur Speicherung von Kohlenstoff und Schließung von Kreisläufen – Das Projekt CarboTIP. Fachtagung Fachverband Pflanzenkohle, Pflanzenkohle auf dem Weg in die landwirtschaftliche Praxis, Rieden, 14./15.11.2019, Poster
- Anwendung von Biokohle in der Kompostierung. Workshop zum Forschungsvorhaben „Entwicklung und Etablierung eines emissionsmindernden Stoffstrom-/Abfallmanagements im Tierpark Berlin-Friedrichsfelde bei Nutzung des CO₂-Sequestrierungspotenzials von Biokohle“. Berlin, 29.11.2018, Vortrag
- Freisetzungverhalten von Nähr- und Schadstoffen aus kontaminierten Böden. Im Rahmen der Präsentation „Wiederherstellung der Bodenqualität auf militärischen Konversionsflächen unter besonderer Berücksichtigung der Nutzung von Bodenverbesserungsmitteln auf der Basis von Terra Preta“. Abschlussworkshop Forschungsverbund LaTerra. Berlin, 14.12.2015, Vortrag
- Einfluss von Biokohle auf das Elutionsverhalten von Nähr- und Schadstoffen aus Komposten und Böden. Workshop "Biokohle im Gartenbau - Verwertung von organischen Reststoffen zur Schließung von Energie- und Stoffkreisläufen". Berlin, 23.-24.06.2015, Vortrag
- Elutionsverhalten von Biokohlesubstraten (BKS) und Boden/BKS-Mischungen. Workshop Biochar goes practice 2014. Berlin, 09.-10.12.2014, Vortrag
- Elutionsergebnisse FU Berlin, Beitrag zum TOP E DIN 19546 „Elution von Feststoffen - Statisches Elutionsverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen bei einem Wasser/Feststoff - Verhältnis von 2 l/kg“ - Deutsches Institut für Normung e. V. (DIN), NA 119 Normenausschuss Wasserwesen (NAW), 31. Sitzung des NA 119-01-02-05 UA (Unterausschuss Elutionsverfahren). Berlin, 10./11.11.2014, Vortrag
- Complete material cycles by energy and material flow management by using the Terra-Preta-Technology in the Botanic Garden in terms of resource efficiency and climate protection, pilot project Urban farming. Technical excursion/field trip through the project TerraBoGa for members of ISO/TC 190 soil quality. Botanic Garden Berlin-Dahlem, 22.10.2014, Vortrag
- Herstellung von Biokohle und Biokohlekompost im Botanischen Garten Berlin und deren Nährstoff-freisetzungverhalten. Biochar-Workshop 2014. Bingen am Rhein, 22.-23.09.2014, Vortrag
- Einbeziehung der Bioverfügbarkeit bei der Bewertung kontaminierter Böden für den Vollzug. 6. Gemeinsame Jahrestagung von SETAC GLB und der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie der GDCh. Gießen, 08.-09.09.2014, Vortrag
- Schließung von Kreisläufen durch Energie- und Stoffstrommanagement bei Nutzung der Terra-Preta-Technologie im Botanischen Garten im Hinblick auf Ressourceneffizienz und Klimaschutz – Modellprojekt Urban farming. Gärtnern in und mit der Stadtnatur, Naturschutzzentrum Ökowerk Berlin, 10.06.2012, Vortrag
- Pflanzenkohlesubstrate – Schließung von Stoffkreisläufen und nachhaltige Landnutzung – Projektvorstellungen. Kolloquium am Institut für Ökologie der TU Berlin. Berlin, 10.01.2012, Vortrag

-
- Assessment of PAH and MHC contaminated soils based on bioavailability. 6th International Workshop on Chemical Bioavailability in the Terrestrial Environment. Adelaide/Australia, 07.-09.09.2011, Poster
 - Verfügbarkeit/Bioverfügbarkeit von Schadstoffen im Pfad Boden-Grundwasser. Workshop zur Verfügbarkeit/ Bioverfügbarkeit von Schadstoffen. Berlin, 07.-08.10.2009, Vortrag
 - Vergleich von Säulen- und Schüttelelutionsverfahren zur Beurteilung der Bioverfügbarkeit von Schadstoffen im Pfad Boden-Grundwasser. Workshop zur Verfügbarkeit/Bioverfügbarkeit von Schadstoffen. Berlin, 07.-08.10.2009, Poster. Und Jahrestagung der GDCh, FG Umweltchemie und Ökotoxikologie. Trier, 23.-25.09.2009, Poster