

56

Berichte aus dem TFZ

Holzhackschnitzel aus dem Kurzumtrieb

Brennstoffqualität und Verbrennungsverhalten

Projektpartner:

LWF Bayerische Landesanstalt
für Wald und Forstwirtschaft



Holzackschnitzel aus dem Kurzumtrieb Brennstoffqualität und Verbrennungsverhalten



LWF Bayerische Landesanstalt
für Wald und Forstwirtschaft

Holzhackschnitzel aus dem Kurzumtrieb

Brennstoffqualität und Verbrennungsverhalten

Mitarbeiter

Dr. Daniel Kuptz
Dr. Elke Dietz
Kathrin Schreiber
Claudia Schön
Robert Mack
Markus Wiesbeck
Dr. Uwe Blum
Dr. Herbert Borchert
Dr. Hans Hartmann

Berichte aus dem TFZ 56

**Straubing und Freising-Weißenstephan,
Februar 2018**

Titel:	Holzhackschnitzel aus dem Kurzumtrieb	
Projektleiter	Dr. Hans Hartmann (TFZ) Dr. Daniel Kuptz (TFZ)	Dr. Elke Dietz (LWF)
Autoren:	Dr. Daniel Kuptz (TFZ) Claudia Schön (TFZ) Robert Mack (TFZ) Markus Wiesbeck (TFZ) Dr. Hans Hartmann (TFZ)	Dr. Elke Dietz (LWF) Kathrin Schreiber (LWF) Dr. Uwe Blum (LWF) Dr. Herbert Borchert (LWF)
Mitarbeiter:	Albert Maierhofer (TFZ) Anja Rocktäschel (TFZ) Miriana Bubalo Ivanisevic (TFZ) Elisabeth Rist (TFZ) Benedikt Haas (TFZ) Stephan Winter (TFZ) Fabian Blank (TFZ) Simon Lesche (TFZ)	Sandra Egger (LWF) Alexander Forster (LWF) Constanze Hartmann (LWF) Angelika Hiltmann (LWF) Irmgard Kern (LWF) Dr. Frank Burger (LWF) Tobias Beyer (LWF) Felicitas Peraus (LWF)

Die diesem Bericht zugrunde liegenden Vorhaben wurden mit Mitteln des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten unter den Förderkennzeichen N/15/15 und EW/13/40 gefördert. Die Projektlaufzeiten gingen vom 01.11.2015 bis zum 31.03.2017 und vom 01.04.2013 bis 31.12.2016. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

© 2018
Technologie- und Förderzentrum
im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), Straubing

Alle Rechte vorbehalten.

Kein Teil dieses Werkes darf ohne schriftliche Einwilligung des Herausgebers in irgendeiner Form reproduziert oder unter Verwendung elektronischer Systeme verarbeitet, vervielfältigt, verbreitet oder archiviert werden.

Unter Verwendung mineralölfreier Druckfarben (Mineralölanteil < 1 %) gedruckt auf chlorfreiem Papier aus nachhaltiger, zertifizierter Waldbewirtschaftung.

Hrsg.:	Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ) Schulgasse 18, 94315 Straubing	
E-Mail:	poststelle@tfz.bayern.de	
Internet:	www.tfz.bayern.de	
Redaktion:	Kuptz, Dietz, Schreiber, Schön, Mack, Wiesbeck, Borchert, Hartmann	
Verlag:	Eigenverlag	
Erscheinungsort:	Straubing & Freising-Weihenstephan	
Erscheinungsjahr:	2018	
Gestaltung:	Kuptz, Dietz, Schreiber, Schön	
Fotonachweis:	Schreiber, Dietz, Kuptz, Burger, Bachmann-Gigl (LWF), Weinert (LWF), Eidenschink (TFZ)	

Danksagung

Der vorliegende Bericht „Holzhackschnitzel aus dem Kurzumtrieb“ umfasst die Ergebnisse zweier Forschungsvorhaben, die über den Zeitraum von knapp fünf Jahren durch die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) und das Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ) gewonnen wurden.

Besonderer Dank gilt den zahlreichen Landwirten, Brennstofflieferanten und -produzenten, die außerhalb der eigentlichen Projekte KUP-Brennstoffe kostenlos für Analysen bereitgestellt haben. Allen voran bedanken wir uns dabei bei Herrn Wolfram Kudlich von der Wald21 GmbH, der uns in dem Projekt „Versorgung des Nahwärmenetzes am TFZ mit KUP-Holz einschließlich Begleitforschung“ (FKZ: EW/13/40) durch seine Beratung tatkräftig unterstützt hat.

Weiterhin bedanken wir uns bei der Firma HDG Bavaria GmbH, die den in beiden Projekten verwendeten Hackschnitzelkessel (HDG compact 50) leihweise und kostenlos zur Verfügung gestellt hat.

Die Arbeiten wurden beide durch das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) unter den Förderkennzeichen EW/13/40 und N/15/15 gefördert.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	7
Tabellenverzeichnis.....	17
1 Einleitung.....	19
2 Problemstellung	21
3 Zielsetzung.....	23
4 Material und Methoden	25
4.1 Brennstoffproben aus dem Projekt „Einfluss von Baumart, Lagerung und Aufbereitung auf die Brennstoffqualität und das Emissionsverhalten von KUP-Hackschnitzeln“	25
4.1.1 Herkunft und Standorte – Coburg.....	27
4.1.2 Herkunft und Standorte – Schwarzenau.....	32
4.1.3 Herkunft und Standorte – Neuhof.....	35
4.1.4 Weitere Standorte – Versuchsfläche Wöllershof.....	39
4.2 Brennstoffproben aus dem Projekt „Versorgung des Nahwärmenetzes am TFZ mit KUP-Holz einschließlich Begleitforschung“ und aus abgeschlossenen Projekten.....	40
4.3 Brennstoffaufbereitung durch Trocknung.....	40
4.4 Brennstoffaufbereitung durch Siebung	41
4.5 Probenaufbereitung	42
4.5.1 Vortrocknung	44
4.5.2 Probenteilung und Probenmahlen	44
4.5.3 Waschen.....	45
4.5.4 Mahlen	48
4.5.5 Physikalische und inhaltsstoffliche Brennstoffanalysen	48
4.5.6 Physikalische und chemische Analyse der Bodenproben.....	50
4.6 Verbrennungsversuche am Feuerungsprüfstand des TFZ	51
4.6.1 Eingesetzte Feuerung	51
4.6.2 Versuchsaufbau und Messanordnung.....	52
4.7 Emissionsmessungen am Heizwerk des TFZ.....	55
4.8 Datenauswertung	55
5 Ergebnisse und Diskussion	57
5.1 Standortanalysen	57
5.2 Brennstoffcharakterisierung	58
5.2.1 Physikalische Brennstoffanalysen.....	58
5.2.1.1 Wassergehalt.....	58
5.2.1.2 Aschegehalt.....	60
5.2.1.3 Heizwert.....	62

5.2.1.4	Feinanteil und Partikelgrößenverteilung	63
5.2.1.5	Schüttdichte	65
5.2.1.6	Zusammenfassung der physikalischen Brennstoffparameter	66
5.2.2	Inhaltsstoffliche Brennstoffanalysen	66
5.2.2.1	Stickstoffgehalt.....	66
5.2.2.2	Schwefelgehalt.....	67
5.2.2.3	Chlorgehalt.....	68
5.2.2.4	Aerosolbildende Elemente	69
5.2.2.5	Cadmium und Zink	71
5.2.2.6	Einfluss der Siebung auf die inhaltsstoffliche Zusammensetzung.....	73
5.2.2.7	Zusammenfassung inhaltsstoffliche Brennstoffqualität.....	75
5.3	Herkunft der Inhaltsstoffe in KUP-Brennstoffen.....	75
5.3.1	Herkunft der aerosolbildenden Elemente im Brennstoff	76
5.3.1.1	Aufnahme von Na und K in die Pflanze	81
5.3.1.2	Zusammenfassung zu den aerosolbildenden Elementen	86
5.3.2	Herkunft des Stickstoffs	86
5.3.3	Herkunft der aschebildenden Elemente.....	88
5.3.4	Herkunft von Schwermetallen (Cd, Cr, Ni und Zn).....	92
5.3.4.1	Herkunft von Cr und Ni.....	93
5.3.4.2	Herkunft von Cd und Zn	94
5.3.4.3	Bindung von Cd und Zn im Boden.....	96
5.3.4.4	Löslichkeitsverhalten von Cd und Zn im Boden.....	100
5.3.4.5	Aufnahme von Cd und Zn in die Pflanze	102
5.3.4.6	Vergleich der Quotienten der Zn/Cd-Verhältnisse zur Klärung der bevorzugten Aufnahme von Zn oder Cd durch die KUP-Pflanze	106
5.3.4.7	Zusammenfassung zu Cd und Zn.....	108
5.3.5	Verschmutzung mit Bodenmaterial – Anwendung der Kontaminationsindizes	111
5.3.6	Einfluss der Erntemethode auf den Gehalt verbrennungskritischer Inhaltsstoffe.....	116
5.3.7	Einfluss der Umtriebszeit	119
5.4	Verbrennungsversuche am Feuerungsprüfstand des TFZ.....	125
5.4.1	Verbrennungsversuche im Projekt „Einfluss von Baumart, Lagerung und Aufbereitung auf die Brennstoffqualität und das Emissionsverhalten von KUP-Hackschnitzeln“	125
5.4.2	Verbrennungsversuche im Projekt „Versorgung des Nahwärmenetzes am TFZ mit KUP-Holz einschließlich Begleitforschung“	131
5.4.3	Korrelationen zwischen Brennstoffzusammensetzung und Emissionen	134
5.4.3.1	CO-Emissionen	134
5.4.3.2	NO _x -Emissionen	136
5.4.3.3	Gesamtstaub.....	137
5.5	Verbrennungsversuche am TFZ-Heizwerk (> 1 MW)	140
5.5.1	Fallstudie 1 – Heizperiode 2014/2015	140
5.5.2	Fallstudie 2 – Oktober 2016	144
Zusammenfassung		149
Summary		153
Abstract		157

Quellenverzeichnis 159

Anhang 165

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Überblick der untersuchten Standorte und Proben	26
Abbildung 2:	Karte des Standorts Coburg mit Lage der beprobten Parzellen auf der Fläche (hellblau). Bodenprofil (rot) in Parzelle 10	28
Abbildung 3:	Schema der Probennahme in den Doppelreihen des 5-jährigen Umtriebs (links); Schema der Probennahme in den Einzelreihen des 10-jährigen Umtriebs (rechts)	29
Abbildung 4:	Parzelle 10, Max 3, 5-jährig vor (A) und nach (B) der Beerntung der Probebäume. Standort Coburg	29
Abbildung 5:	Parzelle 19, Korbweide 722/51, 5-jährig. Standort Coburg	30
Abbildung 6:	Hacken auf Parzelle 35, Max 3, 10-jährig (A), Hacken auf Parzelle 41, Hybrid 275, 10-jährig (B). Standort Coburg	30
Abbildung 7:	Bodenprofil am Standort Coburg (Braunerde-Pseudogley aus Teichablagerungen über Feuerletten). Horizontabfolge (A) und Entnahme volumenbezogener Bodenproben zur Bestimmung der Lagerungsdichte mit Stechrahmen (B)	31
Abbildung 8:	Karte des Standorts Schwarzenau mit Lage der beprobten Parzellen auf der Fläche (hellblau). Bodenprofile (rot) in Parzelle 24 und 27	32
Abbildung 9:	5-jährige Max 4-Fläche (A), 5-jährige Max 3-Fläche (B). Standort Schwarzenau	33
Abbildung 10:	Korbweide 85/55 (A), starker Flechtenanhang an Korbweide 722/51 (B). Standort Schwarzenau.....	34
Abbildung 11:	Max 3, 10-jährig (A), Probestämme Parzelle 45, Max 4, 10-jährig (B). Standort Schwarzenau.....	34
Abbildung 12:	Bodenprofil am Standort Schwarzenau (pseudovergleyte Braunerde aus sandiger Deckschicht über Ton über tiefen Mergeln des unteren Keupers). Standort Schwarzenau	35
Abbildung 13:	Lage der geernteten Flächen (rot markiert) in Neuhof	36
Abbildung 14:	Silberweide auf dem Standort Neuhof vor der Ernte (A), Lagerung der Silberweide nach der Ernte für 5 Monate (B)	37
Abbildung 15:	Positionen der Probennahme „Boden“ auf Standort der Silberweide (A), Positionen der Probennahme Boden auf dem Standort der Pappel (B). Standort Neuhof.....	38
Abbildung 16:	Gewinnung der Bodenprobe mit einer RAM-Kernsonde und einem Doppelarmstangenausziehgerät.....	39
Abbildung 17:	TFZ-Trocknungseinrichtung für große Schüttgutproben	41
Abbildung 18:	TFZ-Trommelsieb mit Lochdurchmesser 8 mm (Rundloch)	42

Abbildung 19: Schema der Probenaufbereitung von der Ernte im Gelände bis zur inhaltsstofflichen Analyse im Labor. BA = Baum, HS = Hackschnitzel, Lt = lufttrocken (bei Raumluft vorgetrocknet), HS = Hackschnitzel, BM = Biomasse, FK = Filterkuchen, WW = Waschwasser 43

Abbildung 20: Probenteilung in Anlehnung an DIN EN ISO 14780 (Entwurf)..... 44

Abbildung 21: Aufteilung der Probe für das „Waschen“ in zwei Schritten: In Schritt 1 wird die zu waschende Probe gewonnen, der „Rest“ wird in Schritt 2 erneut geteilt und ergibt die Rückstellprobe und die unbehandelte Probe 45

Abbildung 22: Probenwaschen nach BioNorm 2 (A) und Abfiltrern des Rückstands (B) [6]..... 46

Abbildung 23: Vorgehen beim Probenwaschen nach BioNorm 2 (modifiziert) [6], BM = Biomasse, FK = Filterkuchen, WW = Waschwasser 46

Abbildung 24: Versuchsaufbau für die Feuerungsversuche am TFZ, Skizze nicht maßstäblich 53

Abbildung 25: pH-Wert (H₂O) der Bodenproben 57

Abbildung 26: Wassergehalt (frisch geerntet, in m-%, gemessene Werte und Literaturwerte) der Sortimente Pappel (0–6 und 7–10 Jahre), Weide, Waldrestholz und Energierundholz 58

Abbildung 27: Mittlerer Aschegehalt (Literaturwerte und gemessene Werte) von Hackschnitzelproben aus KUP-Pappel und KUP-Weide sowie Referenzwerte für Waldrestholz (WRh) und Energierundholz (Er) [37]. Graue Boxen geben 25-/75-%-Quantile sowie die Mediane, schwarze Boxen den Mittelwert, Fehlerbalken minimale und maximale Werte wieder. Horizontale Linien geben Grenzwerte für die Spezifikationen nach DIN EN ISO 17225-4, die obere x-Achse die Probenanzahl (n) wieder 61

Abbildung 28: Heizwert (in MJ/kg, wasserfreie Bezugsbasis, Literaturwerte und gemessene Werte) der Sortimente Pappel (bis 6 und 7–10 Jahre), Weide, Waldrestholz und Energierundholz 62

Abbildung 29: Feinanteil (in m-%, Literaturwerte und gemessene Werte) der Sortimente Pappel (bis 6 und 7–10 Jahre), Weide, Waldrestholz und Energierundholz 63

Abbildung 30: Effits-Hackschnitzel des Alvatec-Schneckenhackers aus KUP (Pappel) 64

Abbildung 31: Schüttdichte (in kg/m³, wasserfreie Bezugsbasis, gemessene Werte und Literaturwerte) der Sortimente Pappel (bis 6 und 7–10 Jahre), Weide, Waldrestholz und Energierundholz 65

Abbildung 32: Mittlerer Stickstoffgehalt (Literaturwerte und gemessene Werte) von Hackschnitzelproben aus KUP-Pappel und KUP-Weide sowie Referenzwerte für Waldrestholz (WRh) und Energierundholz (Er) [23]. Graue Boxen geben 25-/75-%-Quantile sowie die Mediane, schwarze Boxen den Mittelwert, Fehlerbalken minimale und

	maximale Werte wieder. Die horizontale Linie gibt den Grenzwert für die Spezifikationen nach DIN EN ISO 17225-4, die obere x-Achse die Probenanzahl (n) wieder.....	67
Abbildung 33:	Mittlerer Schwefelgehalt (in m-%, wasserfreie Bezugsbasis, vornehmlich analysiert mittels HNO ₃ -Aufschluss, gemessene Werte und Literaturwerte) in den Sortimenten Pappel (bis 6 und 7–10 Jahre), Weide, Waldrestholz und Energierundholz	68
Abbildung 34:	Mittlerer Chlorgehalt (in m-%, wasserfreie Bezugsbasis, gemessene Werte und Literaturwerte) in den Sortimenten Pappel (bis 6 und 7–10 Jahre), Weide, Waldrestholz und Energierundholz	69
Abbildung 35:	Mittlerer Gehalt an aerosolbildenden Elementen (Literaturwerte und gemessene Werte) von Hackschnitzelproben aus KUP-Pappel und KUP-Weide sowie Referenzwerte für Waldrestholz (WRh) und Energierundholz (Er) [23]. Graue Boxen geben 25-/75-%-Quantile sowie die Mediane, schwarze Boxen den Mittelwert, Fehlerbalken minimale und maximale Werte, die obere x-Achse die Probenanzahl (n) wieder.....	70
Abbildung 36:	Massenanteil (m-%) der aerosolbildenden Elemente an der Gesamtmasse der Aerosolbildner in den Einzelproben aus dem Projekt „Einfluss von Baumart, Lagerung und Aufbereitung auf die Brennstoffqualität und das Emissionsverhalten von KUP-Hackschnitzeln“.....	71
Abbildung 37:	Mittlerer Gehalt an Cadmium (Literaturwerte und gemessene Werte) von Hackschnitzelproben aus KUP-Pappel und KUP-Weide sowie Referenzwerte für Waldrestholz (WRh) und Energierundholz (Er) [23]. Graue Boxen geben 25-/75-%-Quantile sowie die Mediane, schwarze Boxen den Mittelwert, Fehlerbalken minimale und maximale Werte, die obere x-Achse die Probenanzahl (n) wieder	72
Abbildung 38:	Mittlerer Gehalt an Zink (Literaturwerte und gemessene Werte) von Hackschnitzelproben aus KUP-Pappel und KUP-Weide sowie Referenzwerte für Waldrestholz (WRh) und Energierundholz (Er) [23]. Graue Boxen geben 25-/75-%-Quantile sowie die Mediane, schwarze Boxen den Mittelwert, Fehlerbalken minimale und maximale Werte, die obere x-Achse die Probenanzahl (n) wieder	73
Abbildung 39:	Anteile des Filterkuchens und des gewaschenen Holzes an der Gesamtprobe	76
Abbildung 40:	Kaliumgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Kaliumgehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)	77
Abbildung 41:	Natriumgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Natriumgehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)	77

Abbildung 42:	Bleigehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Bleigehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel).....	78
Abbildung 43:	Zinkgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Zinkgehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel).....	78
Abbildung 44:	Absoluter Kaliumgehalt (in mg) im Waschwasser (Eluat) im Verhältnis zum Kaliumgehalt in der Gesamtprobe (in mg)	80
Abbildung 45:	Gegenüberstellung der austauschbaren (pflanzenverfügbaren) Gehalte an Kalium (links) und Natrium (rechts) im Boden zu den Gehalten des jeweiligen Elements in der gewaschenen Biomasse (dunkelgrau) bzw. den ungewaschenen Hackschnitzeln (weiß)	82
Abbildung 46:	Gegenüberstellung der Gehalte an Kalium (links) und Natrium (rechts) im Boden (Königswasserauszug (KW)) zu den Gehalten des jeweiligen Elements in der gewaschenen Biomasse (dunkelgrau) bzw. den Hackschnitzeln (weiß)	83
Abbildung 47:	Gegenüberstellung der Summe der austauschbaren Gehalte an Calcium und Magnesium im Boden (Austauschkapazität) zu den Gehalten an Kalium in der Pflanze.....	84
Abbildung 48:	Gegenüberstellung der Transferfaktoren (Pflanze/Boden) zu den Gehalten an Kalium (links) und Natrium (rechts) im Boden, jeweils bezogen auf Ergebnisse mit Königswasserauszug (KW)	85
Abbildung 49:	Stickstoffgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Stickstoffgehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel).....	87
Abbildung 50:	Aschegehalt in den Proben. Links: Aschegehalt absolut. Rechts: prozentualer Anteil des Aschegehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel).....	88
Abbildung 51:	Kohlenstoffgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des C-Gehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel).....	89
Abbildung 52:	Siliziumgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Siliziumgehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel).....	89
Abbildung 53:	Calciumgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Calciumgehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel).....	90

Abbildung 54:	Magnesiumgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Mg-Gehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)	90
Abbildung 55:	Phosphorgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Phosphorgehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)	91
Abbildung 56:	Gesamtgehalt an Asche (in g) in Abhängigkeit der Gesamtsumme an Ca, K, Mg, Si und P (in g)	92
Abbildung 57:	Chromgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Chromgehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)	93
Abbildung 58:	Nickelgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Nickelgehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)	94
Abbildung 59:	Cadmiumgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Cadmiumgehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)	95
Abbildung 60:	Zinkgehalt in den Bodenhorizonten in Abhängigkeit des Cadmiumgehalts in den Bodenhorizonten (jeweils Königswasserauszug (KW))	96
Abbildung 61:	Zink- zu Phosphorgehalt in den Bodenhorizonten (Königswasserauszug), getrennt nach den einzelnen Standorten	98
Abbildung 62:	Cadmium- zu Phosphorgehalt in den Bodenhorizonten (Königswasserauszug), getrennt nach den einzelnen Standorten	98
Abbildung 63:	Kalium- zu Zinkgehalt in den Bodenhorizonten (Königswasserauszug), getrennt nach den einzelnen Standorten	99
Abbildung 64:	Aluminium- zu Zinkgehalt in den Bodenhorizonten (Königswasserauszug), getrennt nach den einzelnen Standorten	100
Abbildung 65:	Zinkgehalte in den Bodenhorizonten (NH_4NO_3 -Extrakt) in Abhängigkeit des $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werts, getrennt nach den einzelnen Standorten	101
Abbildung 66:	Cadmiumgehalte in den Bodenhorizonten (NH_4NO_3 -Extrakt) in Abhängigkeit des $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werts, getrennt nach den einzelnen Standorten	101
Abbildung 67:	Zinkgehalte in den Bodenhorizonten in Abhängigkeit des Cadmiumgehalts in den Bodenhorizonten (jeweils NH_4NO_3 -Extrakt), getrennt nach den einzelnen Standorten.....	102
Abbildung 68:	Transferfaktoren für Zink (links) und Cadmium (rechts) im Königswasserauszug (KW) und im Gesamtgehalt (HF) im	

	gewaschenen Holz und den ungewaschenen Proben (HS). Unterbrochene Linien geben Mittelwerte aus der Literatur, durchgängige Linien einen Transferfaktor von 1 wieder	103
Abbildung 69:	Transferfaktoren für Cadmium und Zink (Gehalte in der Pflanze im Verhältnis zu den pflanzenverfügbaren Gehalten im Boden, NH ₄ NO ₃ -Extrakt) (HS = ungewaschene Hackschnitzel, Holz = gewaschene Biomasseprobe).....	105
Abbildung 70:	Verhältnis der Transferfaktoren Zink und Cadmium (Gehalte in Hackschnitzel zu pflanzenverfügbaren Gehalten im Boden (NH ₄ NO ₃ -Extrakt)) in Abhängigkeit zu den Cadmiumgehalten in den Hackschnitzelproben (HS = ungewaschene Hackschnitzelprobe, Holz = gewaschene Biomasse).....	106
Abbildung 71:	Quotienten der Zn/Cd-Verhältnisse des Gesamtgehalts im Boden und der pflanzenverfügbaren Fraktion (NH ₄ NO ₃ -Extrakt). Zahlenwerte > 1 sprechen für eine Cd-Dominanz, < 1 für eine Zn- Dominanz (Schwarzenau 1/2 und 2/1: parzellenweise Zuordnung der Standortdaten, vgl. Anhang)	107
Abbildung 72:	Quotienten der Zn/Cd-Verhältnisse der pflanzenverfügbaren Gehalte im Boden (NH ₄ NO ₃ -Extrakt) und der Gehalte in der gewaschenen Biomasse. Zahlenwerte > 1 sprechen für eine Cd- Dominanz, < 1 für eine Zn-Dominanz (Schwarzenau 1/2 und 2/1: parzellenweise Zuordnung der Standortdaten, vgl. Anhang).....	108
Abbildung 73:	Indizes (Fe/Mn-Verhältnis; Al/200) für Verunreinigung mit Mineralboden.....	111
Abbildung 74:	Zusammensetzung der Filterkuchen (extreme Fallbeispiele). A: Filterkuchen vorwiegend aus holzigem Material. B: Filterkuchen z. T. aus holzigem Material, aber auch mit hohem Zuckeranteil, der aus der Flüssigkeit zum Schweretrennen stammt	112
Abbildung 75:	Kontaminationsindex Al ₂₀₀ zu C/N-Verhältnis. Oben links liegt der Bereich, der nach dem Al ₂₀₀ -Index und dem C/N-Verhältnis definitionsgemäß als Bodenmaterial zugeordnet werden kann, unten rechts dagegen der Bereich, der als reine Biomasse anzusehen ist	113
Abbildung 76:	Filterkuchen (Kreise) und gewaschene Biomasse (Quadrate) aufgetragen nach Kontaminationsindex Al/200 zu C/N-Verhältnis. Die Symbolfläche entspricht dem Si-Gehalt (dunkelgrau > 2.000 mg/kg)	114
Abbildung 77:	Filterkuchen aufgetragen nach Kontaminationsindex Al/200 zu C- Gehalt. Blasenfläche entspricht dem Si-Gehalt (dunkelgrau > 2.000 mg/kg). Der schraffierte Bereich markiert die typische C- Gehaltspanne von reinem Holz.....	115
Abbildung 78:	Siliziumgehalt der Proben verschiedener Erntemethoden im Vergleich (vm = vollmechanisiert konventionelle Ernte, mk = motormanuell konventionelle Ernte, m = motormanuell „saubere“ Ernte, Raute = Extremwert). Die obere x-Achse gibt die Probenanzahl (n) wieder	117

Abbildung 79: Natriumgehalt der Proben verschiedener Erntemethoden im Vergleich (vm = vollmechanisiert konventionelle Ernte, mk = motormanuell konventionelle Ernte, m = motormanuell „saubere“ Ernte). Die obere x-Achse gibt die Probenanzahl (n) wieder	118
Abbildung 80: Kaliumgehalt der Proben verschiedener Erntemethoden im Vergleich (vm = vollmechanisiert konventionelle Ernte, mk = motormanuell konventionelle Ernte, m = motormanuell „saubere“ Ernte). Die obere x-Achse gibt die Probenanzahl (n) wieder	119
Abbildung 81: Aschegehalte von KUP-Proben (ungewaschene Hackschnitzel) desselben Standorts und Klons bei unterschiedlicher Umtriebszeit (* = maschinenbedingt konnte evtl. nicht der komplette Vollbaum gehackt werden)	120
Abbildung 82: Gehalte an Stickstoff von KUP-Proben (ungewaschene Hackschnitzel) desselben Standorts und Klons bei unterschiedlicher Umtriebszeit (* = maschinenbedingt konnte evtl. nicht der komplette Vollbaum gehackt werden).....	121
Abbildung 83: Gehalte an aerosolbildenden Elementen ($\Sigma(K + Na + Pb + Zn)$) von KUP-Proben (ungewaschene Hackschnitzel) desselben Standorts und Klons bei unterschiedlicher Umtriebszeit (* = maschinenbedingt konnte evtl. nicht der komplette Vollbaum gehackt werden)	122
Abbildung 84: Gehalte an Cadmium von KUP-Proben (ungewaschene Hackschnitzel) desselben Standorts und Klons bei unterschiedlicher Umtriebszeit (* = maschinenbedingt konnte evtl. nicht der komplette Vollbaum gehackt werden).....	123
Abbildung 85: Gehalte an Zink von KUP-Proben (ungewaschene Hackschnitzel) desselben Standorts und Klons bei unterschiedlicher Umtriebszeit (* = maschinenbedingt konnte evtl. nicht der komplette Vollbaum gehackt werden)	124
Abbildung 86: CO-Emissionen von KUP-Hackschnitzeln (Weide) und Lambda-Wert bei der Verbrennung in einer 50-kW-Kipprostfeuerung (HDG compact 50) im Vergleich zu Stammholz bzw. Waldrestholz (M = Wassergehalt, * = Poltertrocknung).....	125
Abbildung 87: Stickoxidemissionen von KUP-Hackschnitzeln (Weide) bei der Verbrennung in einer 50-kW-Kipprostfeuerung (HDG compact 50) im Vergleich zu Stammholz bzw. Waldrestholz (M = Wassergehalt, * = Poltertrocknung)	126
Abbildung 88: Gesamtstaubemissionen von KUP-Hackschnitzeln (Weide) bei der Verbrennung in einer 50-kW-Kipprostfeuerung (HDG compact 50) im Vergleich zu Stammholz bzw. Waldrestholz (M = Wassergehalt, * = Poltertrocknung, PM = Partikelmasse).....	127
Abbildung 89: CO-Emissionen von KUP-Hackschnitzeln (Pappel) und Lambda-Wert bei der Verbrennung in einer 50-kW-Kipprostfeuerung (HDG compact 50) im Vergleich zu Stammholz bzw. Waldrestholz (M = Wassergehalt, * = Poltertrocknung).....	128
Abbildung 90: Stickoxidemissionen von KUP-Hackschnitzeln (Pappel) bei der Verbrennung in einer 50-kW-Kipprostfeuerung (HDG compact 50)	

	im Vergleich zu Stammholz bzw. Waldrestholz (M = Wassergehalt, * = Poltertrocknung)	129
Abbildung 91:	Gesamtstaubemissionen von KUP-Hackschnitzeln (Pappel) bei der Verbrennung in einer 50-kW-Kipprostfeuerung (HDG compact 50) im Vergleich zu Stammholz bzw. Waldrestholz (M = Wassergehalt, * = Poltertrocknung)	130
Abbildung 92:	CO-Emissionen von KUP-Hackschnitzeln und Lambda-Wert bei der Verbrennung in einer 50-kW-Kipprostfeuerung (HDG compact 50) im Vergleich zu Hackschnitzeln aus Stammholz bzw. Waldrestholz (M = Wassergehalt).....	132
Abbildung 93:	Stickoxidemissionen von KUP-Hackschnitzeln bei der Verbrennung in einer 50-kW-Kipprostfeuerung (HDG compact 50) im Vergleich zu Hackschnitzeln aus Stammholz bzw. Waldrestholz (M = Wassergehalt)	133
Abbildung 94:	Partikelförmige Emissionen von KUP-Hackschnitzeln bei der Verbrennung in einer 50-kW-Kipprostfeuerung (HDG compact 50) im Vergleich zu Hackschnitzeln aus Stammholz bzw. Waldrestholz (M = Wassergehalt, PM = Partikelmasse).....	134
Abbildung 95:	CO-Emissionen (in mg/Nm ³ bei 13 % O ₂) in Abhängigkeit vom Wassergehalt (in m-%).....	135
Abbildung 96:	NO _x -Emissionen (in mg/Nm ³ bei 13% O ₂) in Abhängigkeit vom Stickstoffgehalt der Brennstoffe (in m-% auf wasserfreier Bezugsbasis).....	137
Abbildung 97:	Gesamtstaubemissionen (in mg/Nm ³ bei 13 % O ₂) in Abhängigkeit vom Gehalt der aerosolbildenden Elemente (in mg/kg auf wasserfreier Bezugsbasis)	138
Abbildung 98:	Gesamtstaubemissionen (in mg/Nm ³ bei 13% O ₂) in Abhängigkeit vom Wassergehalt im Brennstoff (in m-%).....	139
Abbildung 99:	Hackschnitzellieferung aus vertraglich gebundenen Flächen für das Heizwerk des TFZ, welche zusätzlich für die Begleitforschung zur thermischen Verwertung an KUP verwendet werden	140
Abbildung 100:	KUP-Hackschnitzel für die erste Emissionsmesskampagne, zwischengelagert am Betriebshof des TFZ.....	141
Abbildung 101:	CO-Emissionen (30-min-Mittelwerte) des TFZ-Heizwerks, betrieben mit Hackschnitzeln aus Waldrestholz (Wrh) und KUP. Graue Balken geben die Übergänge zwischen den Brennstoffen wieder.....	142
Abbildung 102:	NO _x -Emissionen (30-min-Mittelwerte) des TFZ-Heizwerks, betrieben mit Hackschnitzeln aus Waldrestholz (Wrh) und KUP. Graue Balken geben Übergänge zwischen den Brennstoffen wieder ..	142
Abbildung 103:	Abgastemperatur (30-min-Mittelwerte) des TFZ-Heizwerks, betrieben mit Hackschnitzeln aus Waldrestholz (Wrh) und KUP. Graue Balken geben Übergänge zwischen den Brennstoffen wieder ..	143
Abbildung 104:	Ascheprobe aus dem TFZ-Heizwerk beim Betrieb mit KUP-Hackschnitzeln (A) und beim Betrieb mit Waldhackschnitzeln (B)	144

Abbildung 105: CO-Emissionen (drei Messungen über je 30 min pro Charge) des TFZ-Heizwerks, betrieben mit Hackschnitzeln aus Waldrestholz (Wrh), einer Mischung aus Wrh mit KUP (Mischung) und KUP-Pappel.....	145
Abbildung 106: Staub-Emissionen (drei Messungen über je 30 min pro Charge) des TFZ-Heizwerks, betrieben mit Hackschnitzeln aus Waldrestholz (Wrh), einer Mischung aus Wrh mit KUP (Mischung) und KUP-Pappel.....	146
Abbildung 107: Bodenprofile der Standorte Schwarzenau, Coburg, und Neuhof	173
Abbildung 108: Phosphor- zu Cadmiumgehalten in den Bodenhorizonten (Königswasserauszug) am Standort Wöllershof.....	179
Abbildung 109: Phosphor- zu Zinkgehalten in den Bodenhorizonten (Königswasserauszug) am Standort Wöllershof.....	180
Abbildung 110: Kalium- zu Zinkgehalten in den Bodenhorizonten (Königswasserauszug) am Standort Wöllershof.....	180
Abbildung 111: Aluminium- zu Zinkgehalten im Boden (Königswasserauszug) am Standort Wöllershof	181
Abbildung 112: Zinkgehalte im Boden in Abhängigkeit des Cadmiumgehalts im Boden (jeweils NH_4NO_3 -Extrakt) für den Standort Wöllershof.....	181

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht der untersuchten Brennstoffe	27
Tabelle 2:	Analysemethoden für biogene Festbrennstoffe	48
Tabelle 3:	Analysemethoden für Bodenproben, durchgeführt in der LWF	50
Tabelle 4:	Anlagentechnische Merkmale der verwendeten 50-kW-Kipprostfeuerung	51
Tabelle 5:	Kontinuierlich erfasste Messgrößen und eingesetzte Messgeräte	54
Tabelle 6:	Physikalische Brennstoffeigenschaften der für Feuerungsversuche verwendeten Brennstoffe	59
Tabelle 7:	Inhaltsstoffliche Brennstoffeigenschaften der für Feuerungsversuche verwendeten Brennstoffe	74
Tabelle 8:	Mittlere Asche- und Elementgehalte gewaschener (gew.) im Vergleich zu ungewaschenen (ungew.) Proben (Mittelwert \pm Standardabweichung, Daten auf wasserfreier Bezugsbasis)	75
Tabelle 9:	Mittlere Transferfaktoren (MW \pm Standardabweichung SD) für Zink und Cadmium im Königswasserauszug (KW) und im Gesamtgehalt (HF) für die gewaschenen Proben	104
Tabelle 10:	Pflanzenverfügbarkeit, wahrscheinliche Bindungsform und Aufnahme von Cd und Zn in die Pflanzen getrennt nach Standort (Einstufung nach Tabelle 11 und Tabelle 12)	109
Tabelle 11:	Einstufungsmatrix für pflanzenverfügbare Cd- und Zn-Gehalte der Böden, eigene Skalierung, höchster Wert entspricht Prüfwert der Bodenschutzverordnung	110
Tabelle 12:	Einstufungsmatrix für Pflanzengehalte	110
Tabelle 13:	Mittlere CO- und NO _x -Emissionen (in mg/Nm ³ bei 11 % O ₂) und mittlere Abgastemperatur (in °C) bei den Messungen am TFZ-Heizwerk, getrennt nach eingesetztem Brennstoff	143
Tabelle 14:	Mittlere CO- und Staub-Emissionen (in mg/Nm ³) und mittlere Abgastemperatur (in °C) bei den Messungen am TFZ-Heizwerk, getrennt nach eingesetztem Brennstoff	146
Tabelle 15:	Aschegehalt (A) und die Gehalte an Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) und Schwefel (S) der bei 40 °C, 60 °C oder 40 °C/150 °C getrockneten Proben in m-% (wasserfreie Bezugsbasis, T = Trocknungstemperatur)	165
Tabelle 16:	Gehalte an Aluminium (Al), Calcium (Ca), Eisen (Fe), Kalium (K) und Magnesium (Mg) der bei 40 °C, 60 °C oder 40 °C/150 °C getrockneten Proben in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, T = Trocknungstemperatur)	166

Tabelle 17:	Gehalte an Mangan (Mn), Natrium (Na), Phosphor (P) und Silizium (Si) der bei 40 °C, 60 °C oder 40 °C/150 °C getrockneten Proben in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, T = Trocknungstemperatur).....	167
Tabelle 18:	Gehalte an Arsen (As), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu) und Quecksilber (Hg) der bei 40 °C, 60 °C oder 40 °C/150 °C getrockneten Proben in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, T = Trocknungstemperatur)	168
Tabelle 19:	Gehalte an Nickel (Ni), Blei (Pb), Vanadium (V) und Zink (Zn) der bei 40 °C, 60 °C oder 40 °C/150 °C getrockneten Proben in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, T = Trocknungstemperatur)	169
Tabelle 20:	Gehalte an Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Natrium (Na), Phosphor (P) und Silicium (Si) der Proben für die Feuerungsversuche in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, luftgetrocknete Proben)	170
Tabelle 21:	Gehalte an Arsen (As), Cadmium (Cd), Chrom (Cr) und Kupfer (Cu) der Proben für die Feuerungsversuche in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, luftgetrocknete Proben)	171
Tabelle 22:	Gehalte an Quecksilber (Hg), Nickel (Ni), Blei (Pb) und Zink (Zn) der Proben für die Feuerungsversuche in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, luftgetrocknete Proben)	172
Tabelle 23:	Mittlere Gehalte an Al, As, Pb, Cd, Cr und Fe (in mg/kg) der Bodenproben je Fläche (NH ₄ NO ₃ -Extrakt)	174
Tabelle 24:	Mittlere Gehalte an Cu, Mn, Ni, Hg, V und Zn (in mg/kg) der Bodenproben je Fläche (NH ₄ NO ₃ -Extrakt)	174
Tabelle 25:	Mittlere Gehalte an Al, Ca, Fe, K und Mg (in mg/kg) der Bodenproben je Fläche (Königswasserauszug).....	175
Tabelle 26:	Mittlere Gehalte an Mn, Na, P, S und Zn (in mg/kg) der Bodenproben je Fläche (Königswasserauszug).....	175
Tabelle 27:	Mittlere Gehalte an P (Phosphor Citronensäureextrakt) sowie an Cd und Zn (HF-Aufschluss, berechnet nach Uttermann) der Bodenproben je Fläche (in mg/kg)	176
Tabelle 28:	Mittlere Gehalte an Ca, K, Mg und Na (in mg/kg) der Bodenproben je Fläche (Austauschkapazität Ake/Akpot).....	176
Tabelle 29:	pH(H ₂ O)-Wert der Bodenprofile vom Standort Wöllershof 1	177
Tabelle 30:	pH(H ₂ O)-Wert der Bodenprofile vom Standort Wöllershof 2.....	177
Tabelle 31:	pH(H ₂ O)-Wert der Bodenprofile vom Standort Wöllershof 3.....	177
Tabelle 32:	pH(H ₂ O)-Wert der Bodenprofile vom Standort Schwarzenau	177
Tabelle 33:	pH(H ₂ O)-Wert der Bodenprofile vom Standort Coburg	178
Tabelle 34:	pH(H ₂ O)-Wert der Bodenprofile vom Standort Neuhof 1	178
Tabelle 35:	pH(H ₂ O)-Wert der Bodenprofile vom Standort Neuhof 2	178

1 Einleitung

Bei der Produktion von Holzhackschnitzeln aus Kurzumtriebsplantagen (KUP) kommt es je nach verwendeter Baumart, Klon, Standort, Umtriebszeit, Erntetechnik und Brennstoffaufbereitung zu einer großen Bandbreite an unterschiedlichen Brennstoffqualitäten. Die Hackschnitzel unterscheiden sich dabei hinsichtlich ihres Wassergehalts, Aschegehalts, Heizwerts, ihrer Schüttdichte, Partikelgröße, Partikelform und inhaltsstofflichen Zusammensetzung. Aus früheren Untersuchungen ist bekannt, dass Hackschnitzel aus KUP häufig eine geringere Brennstoffqualität als Waldhackschnitzel aufweisen und sich hinsichtlich der inhaltsstofflichen Hackschnitzelqualität je nach Baumart sehr stark unterscheiden können [23].

Gerade Kleinf Feuerungsanlagen sind für den störungsfreien Betrieb auf eine definierte, gleichbleibende und hohe Brennstoffqualität angewiesen [27] [32]. Besonders im Hinblick auf die seit dem 1. Januar 2015 geltenden strengeren Emissionsgrenzwerte der Stufe 2 der ersten Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (1. BImSchV, $0,4 \text{ g/Nm}^3$ CO und $0,02 \text{ g/Nm}^3$ Staub, jeweils bei 13 % O₂) [3] wird eine hohe Brennstoffqualität empfohlen. Hierbei ist allerdings zu beachten, dass besonders emissionsrelevante Inhaltsstoffe (vor allem Kalium [42] [46]) nicht durch aktuelle Qualitätsspezifikationen und -normen (z. B. die DIN EN ISO 17225-4 [11]) begrenzt sind. KUP-Hackschnitzel, die in der Regel von ehemals gedüngten Flächen stammen, könnten z. B. bedingt durch Kalidüngergaben und mögliche Bodenanhäufungen am Hackgut deutlich höhere Kaliumgehalte als Hackschnitzel von Waldstandorten aufweisen. Weiterhin zeichnen sich KUP-Hackschnitzel im Vergleich zu Waldhackschnitzeln oft durch sehr hohe Wassergehalte sowie durch hohe Konzentrationen an Stickstoff und, in Einzelfällen (bei Weide), durch hohe Konzentrationen an Schwermetallen (v. a. Cadmium und Zink) aus [23]. Diese hohen Gehalte könnten Relikte von Phosphatdüngern sein, da diese i. d. R. gewisse Mengen an Cd und Zn enthalten. Unklar ist bisher, ob alle KUP-Weiden bzw. Pappelklone die genannten Elemente in ähnlich hohen Konzentrationen aufnehmen oder ob die Unterschiede so groß sind wie zwischen verschiedenen Baumarten. Alle oben genannten Qualitätsunterschiede zum klassischen Waldhackschnitzel könnten sich negativ auf die Verbrennung und das Emissionsverhalten der Anlagen auswirken. Zur Qualitätsoptimierung können sich daraus gezielte Anbauempfehlungen, z. B. über die Wahl der Baumart, des Klons, der Umtriebszeit oder des Standorts ergeben und somit kritische Emissionen bei der Verbrennung schon durch eine geeignete Produktionssteuerung minimiert werden.

2 Problemstellung

Da KUP in Bayern sehr kleinflächig und vornehmlich für den Verbrauch in privaten Hackschnitzelfeuerungen kleiner Leistung (< 100 kW) angebaut werden, ist die möglicherweise niedrige Brennstoffqualität als besonders problematisch zu bewerten. So könnten die zu erwartenden höheren Emissionen bei der thermischen Nutzung von KUP-Hackschnitzeln regelmäßig zu Überschreitungen der seit dem 1. Januar 2015 gültigen Grenzwerte der Stufe 2 der 1. BImSchV [3] führen. Dies könnte die Akzeptanz von KUP-Hackschnitzeln als Brennstoff weiter verringern und den ohnehin nur sehr zögerlichen Zubau von KUP-Flächen in Bayern gänzlich zum Erliegen bringen.

Doch auch für größere Anlagen > 1 MW thermischer Leistung könnte der Einsatz von KUP-Hackschnitzeln als Brennstoff kritisch sein. Durch die anstehende Novellierung der TA-Luft im Jahr 2017 (voraussichtlich als 43. BImSchV) zur Umsetzung der europäischen „Medium combustion plant directive“ (MCPD) könnten sich die Anforderungen an die Emissionen an NO_x verschärfen [26] [4]. NO_x-Emissionen sind bei der Holzverbrennung nahezu vollständig auf den Stickstoffgehalt im Brennstoff zurückzuführen [4] [26] und v. a. Brennstoffe von ehemals gedüngten landwirtschaftlichen Flächen könnten höhere Gesamtstickstoffgehalte aufweisen [23]. Gleichzeitig verschärfen sich voraussichtlich auch die Anforderungen an CO- und Staubemissionen. Hiervon sind im Gegensatz zu den Anlagen im Geltungsbereich der 1. BImSchV (d. h. < 1 MW) auch Altanlagen (mit entsprechenden Übergangsfristen) betroffen.

Folglich ist eine rasche Einschätzung der Problematik vonnöten, um den weiteren Handlungsbedarf aufzuzeigen. Dabei sollen erste Empfehlungen für qualitätsverbessernde Maßnahmen in der Praxis, z. B. hinsichtlich Baumart, Klon, Standort oder Umtriebszeit, aufgezeigt werden.

3 Zielsetzung

Um eine Einschätzung der Problematik zu gewährleisten, wurde die Brennstoffqualität von KUP-Hackschnitzeln zunächst laboranalytisch (d. h. physikalisch und inhaltsstofflich) und anschließend hinsichtlich ihres Emissionsverhaltens bewertet. Die Bearbeitung erfolgte durch die Abteilung „Forsttechnik, Betriebswirtschaft, Holz“ der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) und durch das Sachgebiet „Biogene Festbrennstoffe“ des Technologie- und Förderzentrums im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ).

Für die Untersuchungen der physikalischen und inhaltsstofflichen Brennstoffqualität sowie für Feuerungsversuche wurden Brennstoffe von bestehenden KUP-Versuchsflächen der LWF, aber auch von weiteren KUP-Flächen, die zum Teil über das TFZ zur Eigenversorgung des Heizwerks am Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe gebunden sind, beschafft. Die gewonnenen Hackschnitzel wurden teilweise durch Trocknung (technisch und ungehackt im Polter) und Siebung aufbereitet. Anschließend wurden die Brennstoffe hinsichtlich ihrer Qualität nach Normprüfverfahren analysiert, klassifiziert und im Feuerungsprüfstand des TFZ und im TFZ-Heizwerk auf ihr Emissionsverhalten untersucht. Zur Beurteilung der Brennstoffqualität, v. a. der Herkunft der Inhaltsstoffe des Brennstoffs, und zur Ableitung möglicher Empfehlungen für die Praxis war unter anderem eine Analyse des Wuchs-Standorts (Elementgehalte und deren Verfügbarkeit im Boden) notwendig.

Neben den neu analysierten Proben wurde auf Daten aus bereits abgeschlossenen Projekten des TFZ zurückgegriffen, um die Datenbasis für die Bewertung der Brennstoffqualität von KUP-Hackschnitzeln zu erweitern. Die Ergebnisse ermöglichen erste Empfehlungen für die Brennstoffaufbereitung von KUP-Hackschnitzeln in der Praxis und geben Hinweise auf den weiteren Forschungsbedarf.

4 Material und Methoden

Die Analysen erfolgten in den beiden über das StMELF geförderten Projekten „Einfluss von Baumart, Lagerung und Aufbereitung auf die Brennstoffqualität und das Emissionsverhalten von KUP-Hackschnitzeln“ (FKZ: N/15/15) und „Versorgung des Nahwärmenetzes am TFZ mit KUP-Holz einschließlich Begleitforschung“ (FKZ: EW/13/40). Dabei wurde größtenteils auf dieselbe Methodik zurückgegriffen, z. B. zur Brennstoffaufbereitung durch Siebung und Trocknung, zur Analyse der Brennstoffqualität oder bei Verbrennungsversuchen am Feuerungsprüfstand des TFZ.

4.1 Brennstoffproben aus dem Projekt „Einfluss von Baumart, Lagerung und Aufbereitung auf die Brennstoffqualität und das Emissionsverhalten von KUP-Hackschnitzeln“

Für das Projekt „Einfluss von Baumart, Lagerung und Aufbereitung auf die Brennstoffqualität und das Emissionsverhalten von KUP-Hackschnitzeln“ wurden zunächst Brennstoffe von insgesamt 3 KUP-Versuchsflächen der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) gewonnen (Coburg, Schwarzenau und Neuhof, siehe Abbildung 1). Ein ursprünglich geplanter vierter KUP-Standort der LWF in Wöllershof konnte nicht beprobt werden, da dort keine Ernte für KUP im Projektzeitraum anstand. Als Ersatzstandort wurde der Standort Neuhof gewählt. Bodenuntersuchungen liegen dagegen von allen vier Standorten Coburg, Schwarzenau, Wöllershof und Neuhof vor (Tabelle 1, Abbildung 1).

Für die dargestellte Studie wurden als Proben verschiedene Klone von Weide und Pappel mit 5-, 6-, 7- und 10-jährigen Umtriebszeiten gewählt. Somit erfolgte auch die physikalische und inhaltsstoffliche Analyse der Biomasse von Pappel und Weiden getrennt nach 5-, 6-, 7- und 10-jährigem Umtrieb, soweit an den Standorten vorhanden. Proben für die physikalische Brennstoffqualität und für die Feuerungsversuche wurden dabei lediglich von den Standorten Schwarzenau und Neuhof gewonnen (Tabelle 1).

Die Probenahme war so konzipiert, dass man einerseits einen möglichst gering mit Bodenmaterial kontaminierten Brennstoff erhielt, andererseits, falls möglich, vom selben Standort einen im Rahmen einer konventionellen, regulären Ernte produzierten Brennstoff.

Um den ersten Fall abzudecken, erfolgte daher an den Standorten Coburg und Schwarzenau eine außerplanmäßige Ernte einzelner Bäume nach einem bestimmten Beprobungsschema je Parzelle mit demselben Klon und derselben Umtriebszeit. Die Bäume wurden direkt nach der Ernte auf der Gasse gehackt. Dabei wurde darauf geachtet, dass die Brennstoffe möglichst wenig Bodenkontakt hatten. Anschließend wurde eine Probe entnommen. Zudem erfolgte, sofern am Standort eine reguläre Erntemaßnahme anstand, eine erneute Probenahme des Brennstoffs im Rahmen dieser regulären Erntemaßnahme. Hierbei wurde die gesamte Fläche entweder vollmechanisiert (Schwarzenau) oder motormanuell (Neuhof) geerntet.

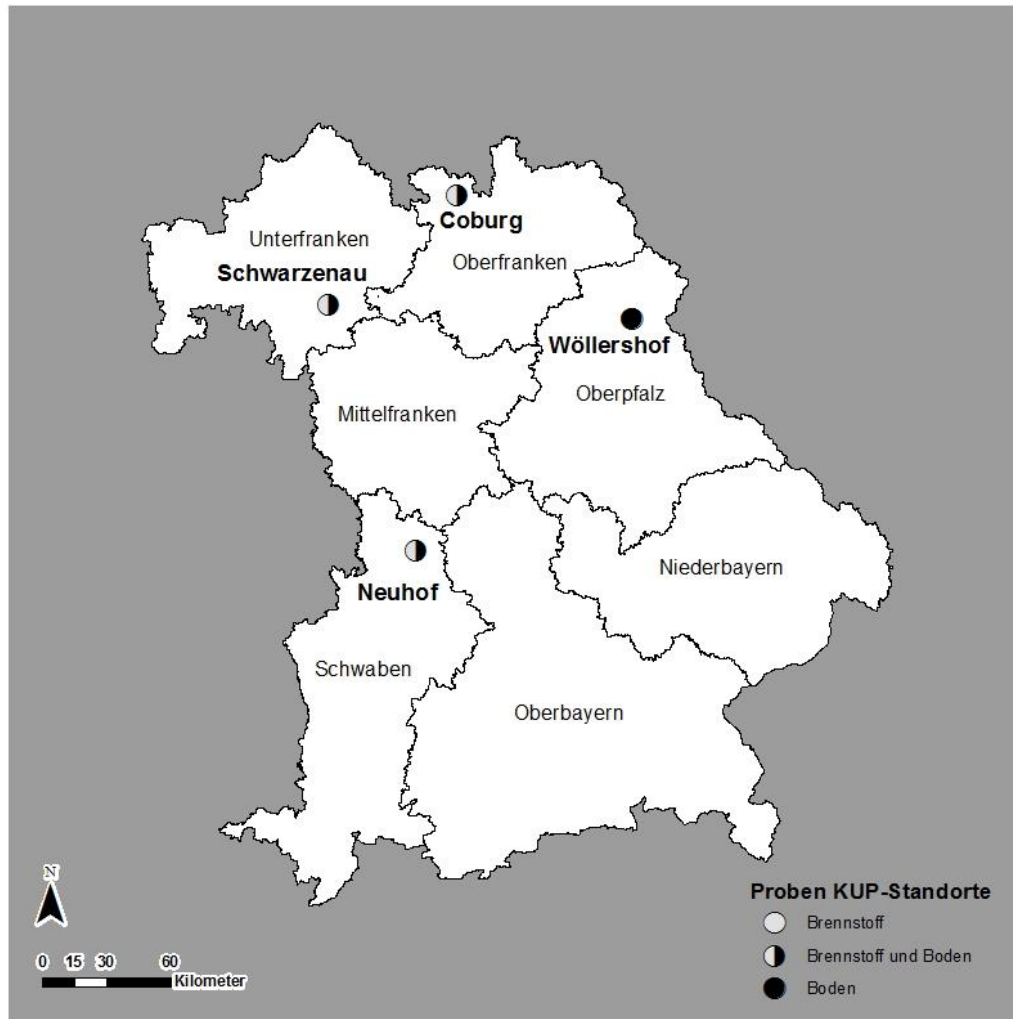


Abbildung 1: Überblick der untersuchten Standorte und Proben

Die geernteten Bäume wurden getrennt nach Umtriebszeiten und Klonen gepoltet. Je nach Möglichkeit wurden die Proben entweder frisch (Neuhof) oder nach einer gewissen Trocknungszeit im Polter erst nach einigen Monaten (Neuhof und Schwarzenau) gehackt und dann beprobt. In Schwarzenau erhielt man aus der regulären Ernte nur vorgetrocknete Proben von Max-Klonen (Max_{Mix} aus Max 3 und 4) aus 10- und 5-jährigem Umtrieb sowie eine Weidenmischung aus 5-jährigem Umtrieb (Tabelle 1). Proben, die gezielt einzelnen Klonen zugeordnet werden konnten, stammten im Fall von Schwarzenau aus der außerplanmäßigen Ernte. In Neuhof erhielt man während einer regulären Ernte Silberweide in 6-jährigem Umtrieb sowohl frisch als auch vorgetrocknet und Pappel des Klons Max 3 aus einem 7-jährigen Umtrieb, ebenfalls frisch und vorgetrocknet (Tabelle 1). Die reguläre Ernte konnte in Coburg im Winter 2015/2016 mangels Frosts nicht erfolgen. Demnach stammen alle Proben aus Coburg aus einer außerplanmäßigen motormanuellen Ernte (Tabelle 1, Abbildung 2, Abbildung 3).

Tabelle 1: Übersicht der untersuchten Brennstoffe

Standort	Baumart	Klon	Umtriebszeit	Erntezeit	Hacken	Parzelle	Analyse ¹	Proben-code	
Schwarzenau	Weide	W722**	5-jährig	Mrz. 15	Mrz. 15	20	c	W-SC-W722-f-05	
		W085**				26	c	W-SC-W085-f-05	
	Pappel	Max 3**	5-jährig			24	c	P-SC-Max3-f-05	
		Max 4**				27	c	P-SC-Max4-f-05	
		Max 3**	10-jährig			42	c	P-SC-Max3-f-10	
		Max 4**				45	c	P-SC-Max4-f-10	
	Weide	Mix*	5-jährig			Nov. 15	–	cf	W-SC-WX-t-05
	Pappel	Mix*	5-jährig				–	cf	P-SC-MX-t-05
		Mix*	10-jährig				–	cf	P-SC-MX-t-10
Coburg	Weide	W722**	5-jährig	Feb. 15	Feb. 15	19	c	W-CO-W722-f-05	
		W085**				18	c	W-CO-W085-f-05	
	Pappel	Max 3**	5-jährig			10	c	P-CO-Max3-f-05	
		H275**				25	c	P-CO-H275-f-05	
		Max 3**	10-jährig			35	c	P-CO-Max3-f-10	
	H275**	41				c	P-CO-H275-f-10		
	Neuhof	Weide	Silberweide*			6-jährig	Mrz. 16	Mrz. 16	
Silberweide*				cf	W-NH-Swei-t-06				
Pappel		Max 3*	7-jährig		cf	P-NH-MX-f-07			
		Max 3*			cf	P-NH-MX-t-07			
–	Fichte	–	–	–	–	cf	Ref-Fi-1		
–	Fichte	–	–	–	–	cf	Ref-Fi-2		
–	Waldrestholz	–	–	–	–	cf	Ref-Wrh		

¹ „c“ gibt die chemische Analyse an, „f“ die Verwendung für den Feuerungsversuch und für die physikalische Analyse

* reguläre Ernte, ** außerplanmäßige Ernte

Zu Vergleichszwecken wurden für die Verbrennungsversuche Hackschnitzel aus Fichtenholz ohne Rinde bzw. Waldrestholz beschafft (Tabelle 1).

4.1.1 Herkunft und Standorte – Coburg

Standortbeschreibung

Der Standort Coburg befindet sich im Wuchsbezirk Itz-Baunach-Hügelland und hat eine Fläche von 5 ha. Er liegt auf 320 m über NN. Die mittlere Lufttemperatur liegt zwischen 7,00 und 7,99 °C. Der mittlere Niederschlag erreicht zwischen 650 und 749 mm [33]. Die erste KUP-Fläche wurde dort 1995 angelegt, drei Jahre zuvor wurde die Fläche bereits stillgelegt und nicht mehr als landwirtschaftliche Nutzfläche bewirtschaftet.

Vor der ersten Anpflanzung im Mai 1995 wurde die Fläche gepflügt und gegrubbert. Gepflanzt wurden die Baumarten Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), Roterle (*Alnus rubra*), drei Sorten Aspe (*Populus tremula*), zwei Sorten Weide (*Salix spp.*) und acht Sorten Pappel (*Populus spp.*). Die Pflanzung erfolgt Parzellenweise (Abbildung 2). Als Pflanzverband wurde ein Doppelreihenverband gewählt, wobei der Abstand zwischen den Reihen 2,0 m betrug. In den Reihen lag der Abstand bei 0,75 m. Somit ergab sich eine Pflanzenzahl von 9.100 Stück pro Hektar. Um die Wuchskonkurrenz einzudämmen, wurde die Fläche mit einem selektiv wirkenden Herbizid bearbeitet.

Probenahme, Ernte und Brennstoffproduktion

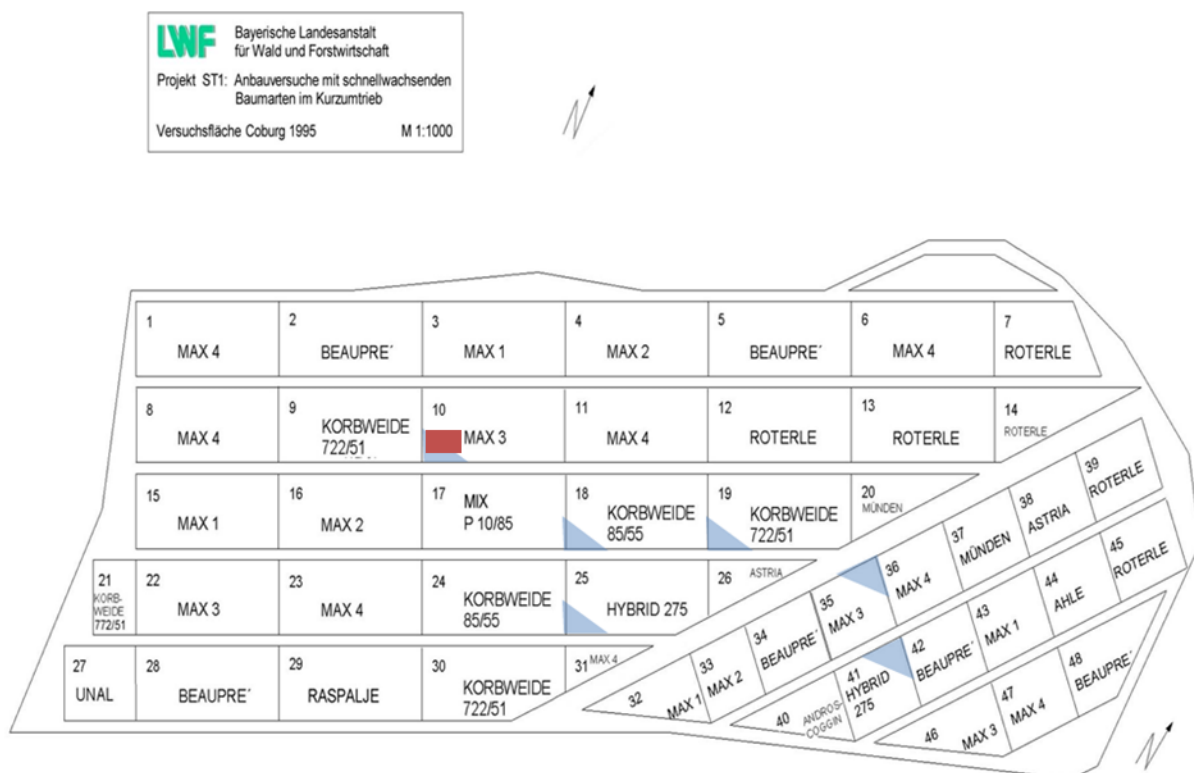


Abbildung 2: Karte des Standorts Coburg mit Lage der beprobten Parzellen auf der Fläche (hellblau). Bodenprofil (rot) in Parzelle 10

In jeder Parzelle wurde nach einem festgelegten Schema eine bestimmte Anzahl an Probeebäumen gefällt (Abbildung 3, Abbildung 4, Abbildung 5). Im 5-jährigen Umtrieb wurden von der jeweils südwestlichen Ecke ausgehend zunächst die ersten drei Doppelreihen, dann in der nächsten Doppelreihe die vordersten zwei und wieder in der nächsten Doppelreihe die ersten beiden Stämme gefällt ($n = 12$). Es wurde jeweils der komplette Stock abgeerntet. Im 10-jährigen Umtrieb wurde jeweils von der nördlichen Parzellenecke ausgehend motormanuell beerntet: in der ersten Reihe drei, in der zweiten Reihe zwei und in der dritten Reihe ein Stock ($n = 6$).

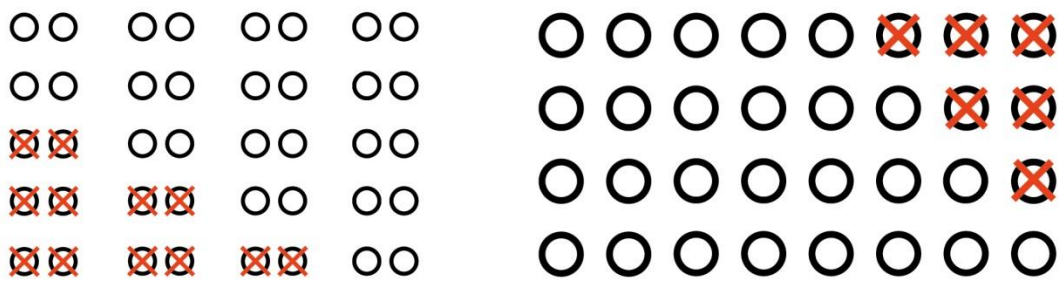


Abbildung 3: Schema der Probennahme in den Doppelreihen des 5-jährigen Umtriebs (links); Schema der Probennahme in den Einzelreihen des 10-jährigen Umtriebs (rechts)

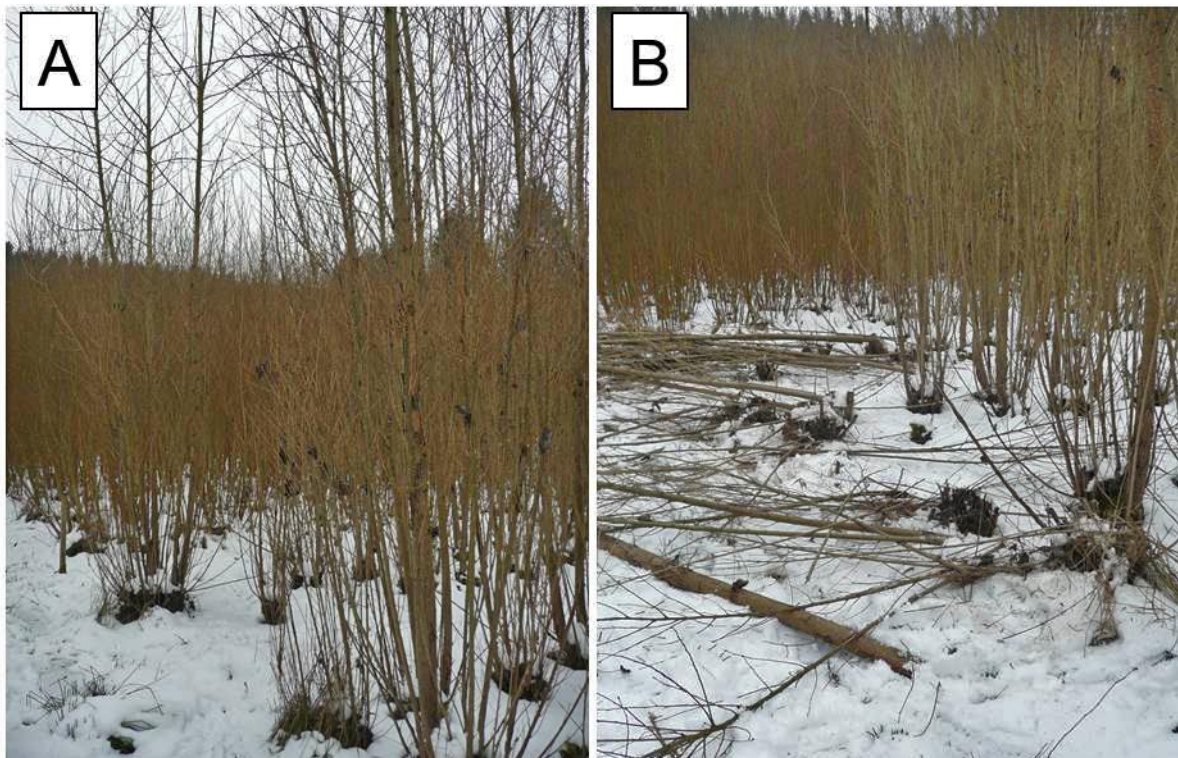


Abbildung 4: Parzelle 10, Max 3, 5-jährig vor (A) und nach (B) der Beerntung der Probepflanzen. Standort Coburg



Abbildung 5: Parzelle 19, Korbweide 722/51, 5-jährig. Standort Coburg



Abbildung 6: Hacken auf Parzelle 35, Max 3, 10-jährig (A), Hacken auf Parzelle 41, Hybrid 275, 10-jährig (B). Standort Coburg

Die geernteten Stämme wurden mithilfe eines mobilen handbeschickten Trommelhackers (Heizohack HM 5-400) vom Maschinenring Coburg direkt frisch auf der Gasse gehackt und anschließend aus dem Haufen eine repräsentative Hackschnitzelprobe entnommen (Abbildung 6).

Boden

Die Versuchsfläche wurde auf einem in den 1930er Jahren trockengelegten Teich angelegt. Die Talverebnung besteht aus einem unterliegenden Feuerlettensockel mit einer geringmächtigen alluvialen, lehmig-sandigen Sedimentauflage. Die gesamte Fläche ist relativ stark von Staunässe- und Feuchtemerkmalen geprägt. In der Parzelle 10 wurden bereits für das Projekt „KUP-Scout II“ (Förderkennzeichen: EW/13/07) im Vorfeld Bodenproben analysiert. Für die Beprobung der Böden wurde eine Profilgrube mit dem Bagger angelegt (Profilbeschreibung im Anhang). Für physikalische Analysen wurden volumenbezogene Proben (Stechrahmen) à drei Wiederholungen (drei Profilwände, bezeichnet als A/B/C) je Tiefenstufe genommen (Abbildung 7). Für jede Tiefenstufe wird jeweils ein Stechrahmen in der Tiefenstufenmitte entnommen. Zudem wurden je Tiefenstufe Mischproben aus drei Profilwänden für chemische Analysen gewonnen.



Abbildung 7: *Bodenprofil am Standort Coburg (Braunerde-Pseudogley aus Teichablagerungen über Feuerletten). Horizontabfolge (A) und Entnahme volumenbezogener Bodenproben zur Bestimmung der Lagerungsdichte mit Stechrahmen (B)*

4.1.2 Herkunft und Standorte – Schwarzenau

Standortbeschreibung

Der Standort Schwarzenau befindet sich im Wuchsbezirk Kitzinger Sandgebiet und hat eine Fläche von 4,8 ha. Er liegt auf 200 m über NN. Die Lufttemperatur liegt zwischen 8,00 und 8,99 °C. Der mittlere Niederschlag reicht von 450 bis 549 mm. Die erste KUP-Fläche wurde dort 1994 angelegt.

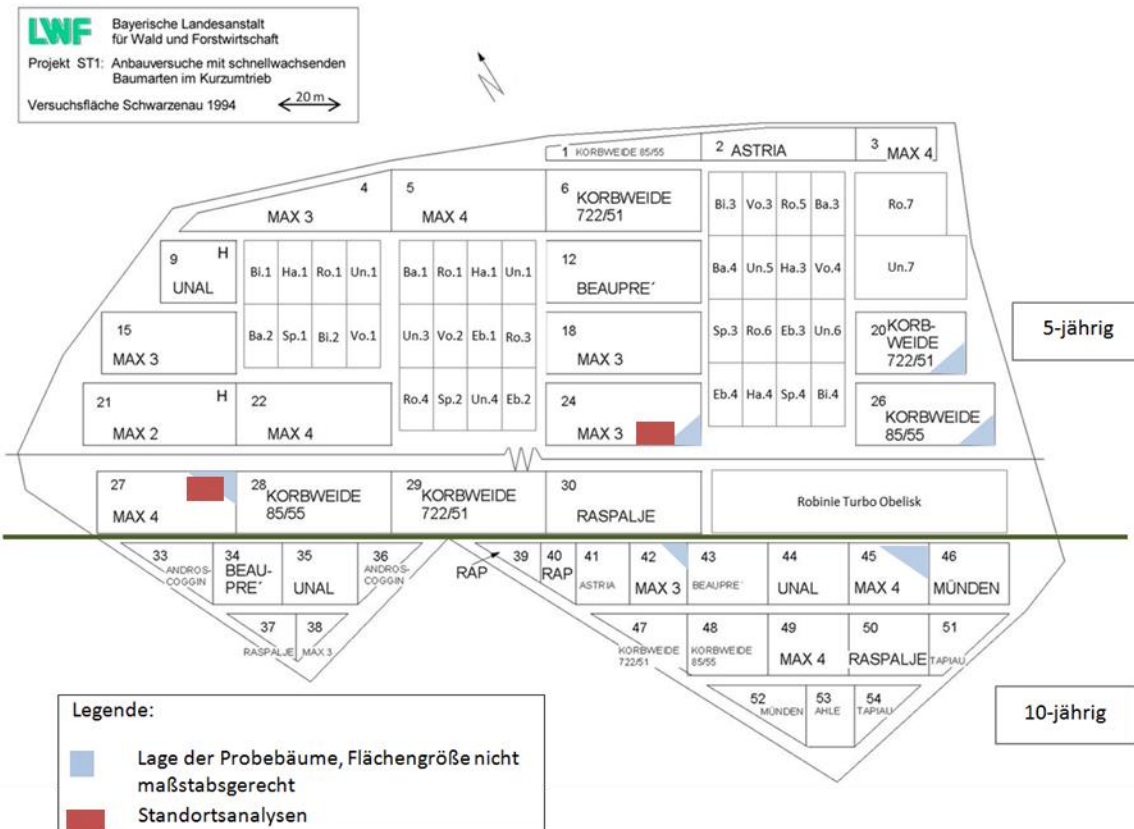


Abbildung 8: Karte des Standorts Schwarzenau mit Lage der beprobten Parzellen auf der Fläche (hellblau). Bodenprofile (rot) in Parzelle 24 und 27

Im März 1994 wurde die Fläche begründet. Vor der ersten Anpflanzung wurde die Fläche gepflügt und gegrubbert. Zu den gepflanzten Baumarten gehörten neun Sorten Balsampappeln (*Populus spp.*), vier Sorten Aspen (*Populus tremula*) und zwei Sorten Korbweiden (*Salix spp.*, Abbildung 8). Im 5-jährigen Umtrieb wurde ein Pflanzverband von 2,5 m x 0,6 m gewählt, im 10-jährigen Umtrieb fiel die Wahl auf 2,5 m x 1,2 m. Somit ergaben sich einmal 6.600 Stück pro Hektar und einmal 3.300 Stück. Aufgrund ungünstiger Witterung und starker Begleitvegetation im Anpflanzungsjahr kam es auf den gesamten Flächen zu Ausfällen, die im folgenden Jahr durch Nachpflanzungen ausgeglichen wurden.

Probenahme

Bei der außerplanmäßigen Ernte wurde analog zum Ernteschema in Coburg vorgegangen (Abbildung 3, Abbildung 9, Abbildung 10, Abbildung 11). Aus technischen Gründen wurde allerdings bei den 10-jährigen Pappeln in Schwarzenau von der Vorgehensweise, die gesamten Stöcke zu hacken, abgewichen. Diese waren teils zu stark für den eingesetzten handbeschickten Trommelhacker (TS Profi Line 431). Daher entschied man sich, von jedem vorgesehenen Stock lediglich die für den Hacker geeigneten schwächeren Austriebe zu fällen (Abbildung 8). Daher ist möglicherweise im Fall des 10-jährigen Umtriebs in Schwarzenau das Rinden/Holz-Verhältnis der Proben größer, als wenn auch die stärkeren Triebe einbezogen worden wären.

Bei der regulären Ernte am Standort Schwarzenau war das Holz für den Zeitraum von neun Monaten auf Poltern gelagert worden, bevor es ebenfalls mit einem Trommelhacker gehackt wurde.

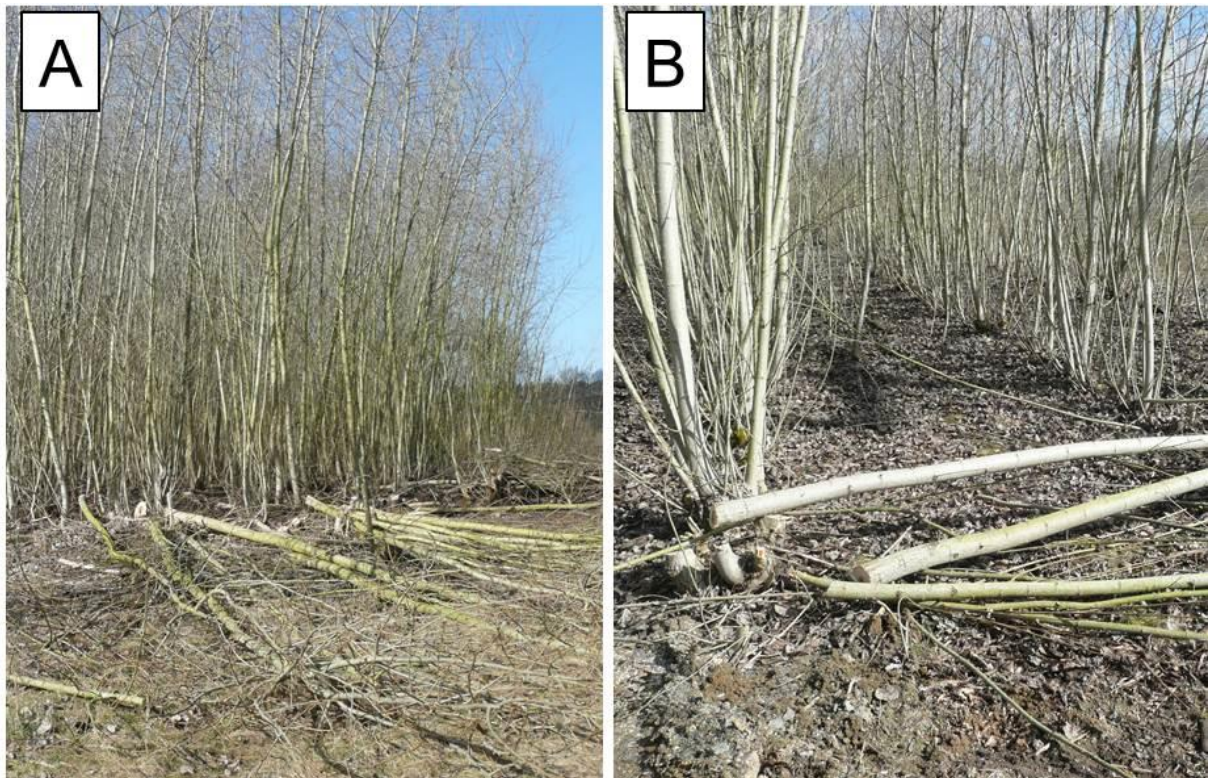


Abbildung 9: 5-jährige Max 4-Fläche (A), 5-jährige Max 3-Fläche (B). Standort Schwarzenau

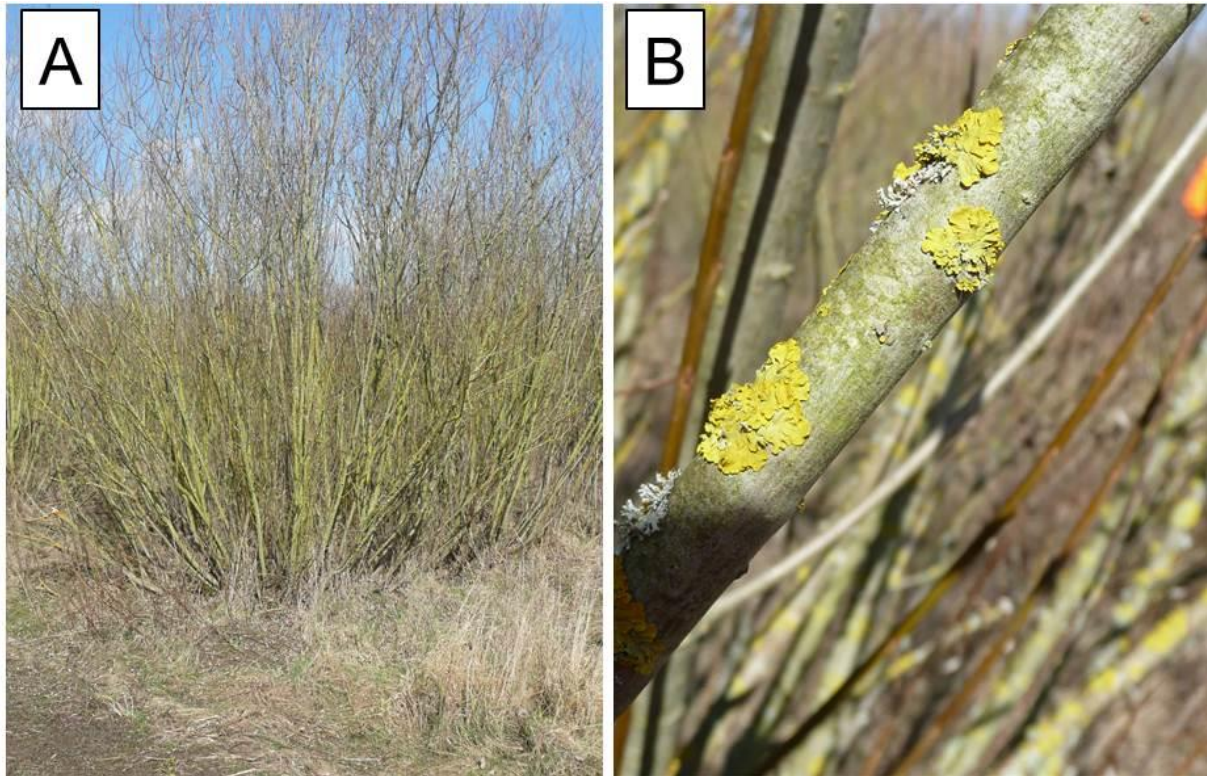


Abbildung 10: Korbweide 85/55 (A), starker Flechtenanhang an Korbweide 722/51 (B). Standort Schwarzenau



Abbildung 11: Max 3, 10-jährig (A), Probestämme Parzelle 45, Max 4, 10-jährig (B). Standort Schwarzenau

Boden

Ausgangsmaterial für die Bodenbildung sind quarzreiche Sande über Tonen des unteren Keupers. Auf der Fläche kommen nur zwei Standorteinheiten vor: ein mäßig trockener Sand über tief gelegenem Ton (> 120 cm) und ein mäßig trockener sandiger Lehm mit einer Tonlage im Unterboden ab 30 bis 70 cm. Auf dem sandigen Substrat findet man im Unterboden staunasse Braunerden (Parzelle 27). Aus dem Schichtlehm haben sich Stauwasserböden (Pseudogleye) entwickelt (Parzelle 24). Der Standort befindet sich im Übergangsbereich von karbonathaltigem unterem Keuper zu karbonathaltigem Muschelkalk (Profilbeschreibungen siehe Anhang).

Auch auf diesem Standort wurden Bodenprofile angelegt. Dies erfolgte nach dem gleichen Schema wie am Standort Coburg.



Abbildung 12: *Bodenprofil am Standort Schwarzenau (pseudovergleyte Braunerde aus sandiger Deckschicht über Ton über tiefen Mergeln des unteren Keupers). Standort Schwarzenau*

4.1.3 Herkunft und Standorte – Neuhof

Standortbeschreibung

Der Standort Neuhof befindet sich im Wuchsbezirk Schwäbische Riesalb und hat eine Fläche von 10 ha. Er liegt auf 510 bis 530 m über NN. Die mittlere Lufttemperatur liegt zwischen 7,00 und 7,99 °C. Der mittlere Niederschlag reicht von 650 bis 749 mm [33]. Die erste KUP-Fläche wurde dort 1993 angelegt. Die Fläche, auf der die Proben für die

ses Projekt gewonnen wurden, ist allerdings jünger. Diese wurde erst im April 2009 zum ersten Mal bepflanzt. Nach einer Bodenvorbereitung mit Pflug und Kreiselegge wurde der Pappelklon Max 3 als 20-cm-Steckling gepflanzt. Die Vorkultur auf dieser Fläche war Winterraps.

Die Silberweide wurde im April 2010 gepflanzt. Verwendet wurde als Pflanzmaterial 1-m-Steckruten der Klone „Dravamenti“ und „5.03“. Die Vorkultur auf dieser Fläche war viele Jahre Klee gras. Ursprünglich wurden 2009 Eschen gepflanzt, die allerdings bald darauf vom Eschentriebsterben befallen und deshalb wieder gerodet wurden. Deshalb erfolgte die Pflanzung der Silberweide ein Jahr nach der Pflanzung der Pappelklone. Zur Pflanzvorbereitung wurde die Fläche noch einmal gepflügt und mit der Kreiselegge bearbeitet. Ein Jahr nach der Pflanzung im April 2011 wurden ausgefallene Weiden noch einmal nachgepflanzt.

Probenahme, Ernte und Brennstoffproduktion

Sowohl die Parzelle mit Silberweide als auch die Parzelle mit Pappel wurden motormannuell komplett geerntet und die Bäume händisch aus der Fläche genommen (Abbildung 13, Abbildung 14).

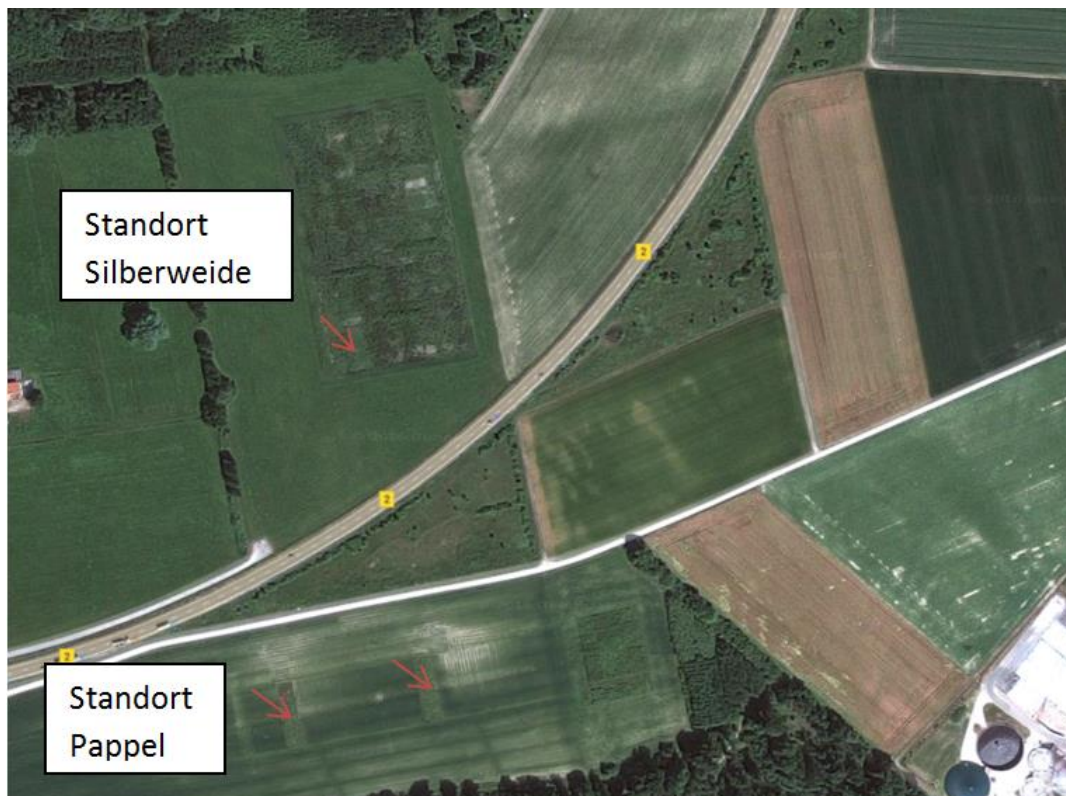


Abbildung 13: Lage der geernteten Flächen (rot markiert) in Neuhoof

Die Ernte erfolgte im Rahmen einer regulären Ernte. Je eine Hälfte der beiden Baumarten wurden am selben Tag mit einem kranbeschickten Trommelhacker (Heizohack HM 14-800 KT) gehackt und beprobt, der zweite Teil wurde fünf Monate getrocknet und danach gehackt und beprobt.

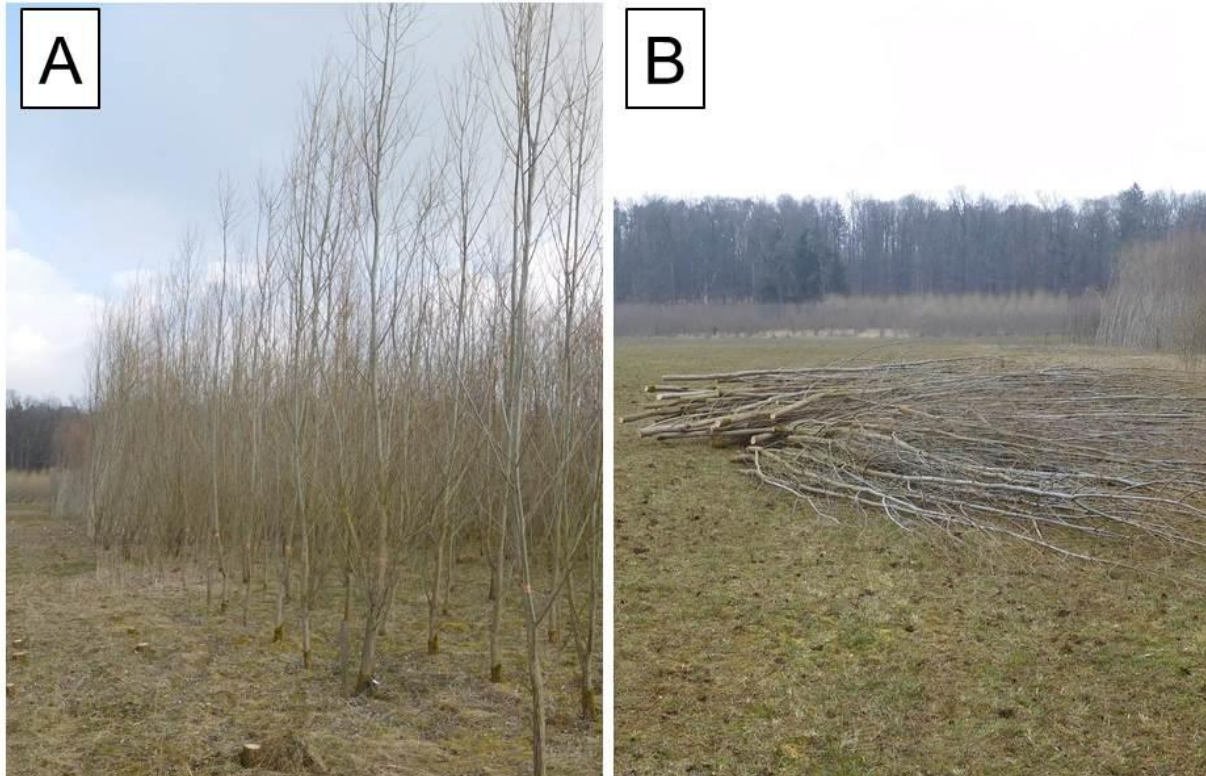


Abbildung 14: Silberweide auf dem Standort Neuhof vor der Ernte (A), Lagerung der Silberweide nach der Ernte für 5 Monate (B)

Boden

Ausgangsmaterial für die Bodenbildung sind nährstoffreiche quartäre Lehme, die über teils sandigem, teils karbonathaltigem Riesauswurf liegen.

Auf den Flächen in Neuhof wurde darauf verzichtet, ein Bodenprofil mit dem Bagger zu graben. Es wurde entschieden, dort Bodenproben mit einer RAM-Kernsonde zu nehmen. Der Vorteil hierbei ist, dass man in einem Arbeitsschritt sowohl zur Ermittlung der Nährstoffvorräte benötigte volumenbezogene als auch Proben zur chemischen Analyse bekommt. Auf der Parzelle mit Silberweide (Parzelle 2) wurden fünf Proben gewonnen, auf einem der beiden Streifen der Pappel (Parzelle 1) drei Proben (Abbildung 15). Auf beiden Parzellen findet man pseudovergleyte Braunerden aus Lößlehm über lehmig-toniger Verwitterung von Riesauswurfmassen (Profilbeschreibung siehe Anhang). Unter Silberweide (Parzelle 2) tritt freies Karbonat unterhalb von 17 bis 50 cm im Unterboden auf.

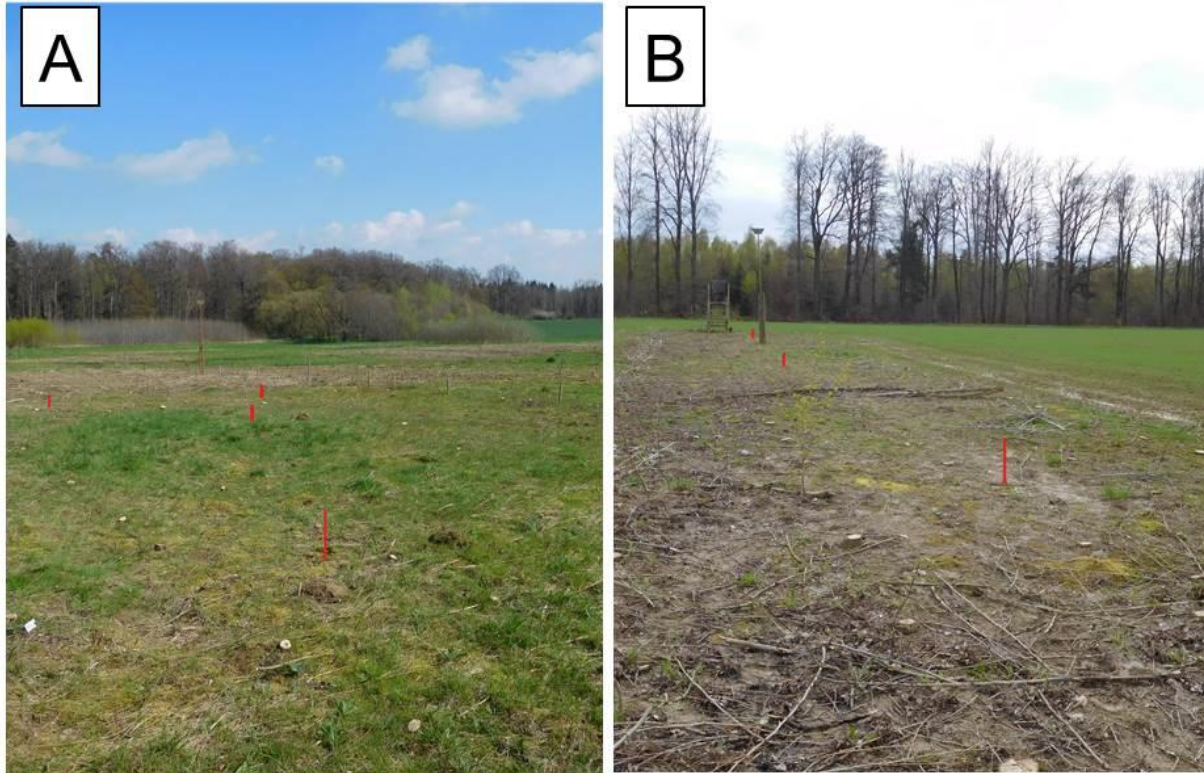


Abbildung 15: Positionen der Probennahme „Boden“ auf Standort der Silberweide (A), Positionen der Probennahme Boden auf dem Standort der Pappel (B). Standort Neuhofer

An jeder Probenahmestelle wurde die RAM-Kernsonde ca. 1,50 m mit einem Schlaghammer (Makita 1400) in den Boden geschlagen und anschließend mit einem Doppelarmstangenausziehgerät mit passendem Klemmtopf wieder aus dem Boden gezogen (Abbildung 16). Der Boden in der RAM-Kernsonde wurde anschließend auf einem passenden Geräteträger mit Magnetmaßband vermessen und die einzelnen Horizonte des Bodens dokumentiert. Zuletzt wurden die Proben horizontweise in Plastiktüten verpackt, an die LWF transportiert und im Labor weiterverarbeitet.



Abbildung 16: Gewinnung der Bodenprobe mit einer RAM-Kernsonde und einem Doppelarmstangenausziehgerät

4.1.4 Weitere Standorte – Versuchsfläche Wöllershof

In die Untersuchungen wurden auch KUP-Standorte auf Versuchsflächen der LWF einbezogen, bei denen im Rahmen des Projekts keine Ernte erfolgt ist. Es handelt sich hierbei um Standorte im Bereich Wöllershof. KUP wurden im Bereich Wöllershof 1 und 2 angepflanzt, als Vergleich diente der beackerte Bereich oberhalb der KUP Wöllershof 3. Die dort genommenen Bodenproben vervollständigen den Datensatz der gesammelten Bodenproben, um im Rahmen des Projekts der Frage der Herkunft des Schwermetalls Cd in KUP-Brennstoffen nachzugehen (vgl. Abschnitt 5.3.4). Die Versuchsflächen wurden Anfang Mai 1992 auf dem Grund des Bezirksguts Wöllershof, Landkreis Neustadt an der Waldnaab, begründet. Sie befinden sich im Wuchsgebiet „Vorderer Oberpfälzer Wald“. Ausgangsmaterial für die Bodenbildung sind relativ nährstoffreiche glimmerreiche Gneise, die grusig-lehmig verwittern und eine schluffigere Deckschicht aufweisen (siehe Anhang).

4.2 Brennstoffproben aus dem Projekt „Versorgung des Nahwärmenetzes am TFZ mit KUP-Holz einschließlich Begleitforschung“ und aus abgeschlossenen Projekten

Um die allgemeine Bewertung der Brennstoffqualität auf eine breitere Datenbasis zu stellen, wurden im Projekt „Versorgung des Nahwärmenetzes am TFZ mit KUP-Holz einschließlich Begleitforschung“ zunächst die Brennstoffdaten bereits abgeschlossener Projekte mit TFZ-Beteiligung gesammelt. Hierbei handelte es sich um die Projekte (mit Geldgebern):

- Optimale Bereitstellungsverfahren für Holzhackschnitzel (StMELF),
- Qualitätserhaltende Hackschnitzellagerung (StMELF),
- Naturbelassene biogene Festbrennstoffe – umweltrelevante Eigenschaften und Einflussmöglichkeiten (StMLU).

Daneben wurden während der gesamten Projektlaufzeit zusätzliche Brennstoffe beschafft und hinsichtlich ihrer Brennstoffqualität analysiert. Ein Teil der Brennstoffe wurde zugleich für Feuerungsversuche am Prüfstand des TFZ, für Versuche zum Lagerverhalten der Hackschnitzel oder für die thermische Nutzung im Heizwerk des TFZ eingesetzt.

4.3 Brennstoffaufbereitung durch Trocknung

Sowohl von den LWF-Standorten Neuhof und Schwarzenau als auch im Projekt „Versorgung des Nahwärmenetzes am TFZ mit KUP-Holz einschließlich Begleitforschung“ wurden größere Teilproben der produzierten Hackschnitzel für physikalische Brennstoffanalysen und Feuerungsversuche in Big Bags verpackt und zum TFZ transportiert.

Für Feuerungsversuche in der verwendeten Kleinf Feuerungsanlage (siehe Abschnitt 4.6.1) haben frische KUP-Hackschnitzel i. d. R. zu hohe Wassergehalte. Die Brennstoffe müssen daher auf einen für den verwendeten Kessel maximal zulässigen Wassergehalt (31 m-%) getrocknet werden. Hierzu kamen am TFZ verfügbare Niedrigtemperatur-Satztrocknerboxen zum Einsatz. Dabei wurde die Gesamtprobe in eine eigens konstruierte Holzkiste (1.160 × 390 × 790 mm) gefüllt. Als Bodenplatten für die Holzkiste wurden Lochsiebe mit 15 mm Lochdurchmesser verwendet. Die gefüllte Holzkiste wurde auf eine passgenaue Bodengruppe gestellt (Abbildung 17). Die Trocknung erfolgte durch Belüftung der Probe mittels eines mobilen Gebläses. Zwischen Gebläse und Trocknungskiste wurde ein Heizregister geschaltet und die Temperatur der Trocknungsluft auf 40 °C eingestellt. Die Holzkiste inklusive Bodeneinheit wurde mithilfe von vier Wägezellen (K-SQB, Bische Wägetechnik GmbH) unter den Füßen der Bodengruppe kontinuierlich gewogen. Das Gewicht der frischen Brennstoffe wurde vorab mittels einer Kranwaage (DINI ARGE MCW1500, AS-Wägetechnik GmbH) bestimmt. Die aktuelle Masse der Probe ergibt sich dabei aus der um das Leergewicht der Trocknungskiste verringerten Gesamtmasse. Anschließend wurde die getrocknete Probe homogenisiert.



Abbildung 17: TFZ-Trocknungseinrichtung für große Schüttgutproben

Durch die Wasserabnahme während der Trocknung sinkt die Masse der Probe. Die gewünschte Zielmasse (m_z) bei < 30 m-% Wassergehalt lässt sich aus dem Ausgangswassergehalt am Tag der Probenahme (M , Abschnitt 4.5.5) und der Ausgangsmasse (m_a) berechnen:

$$m_z = \frac{m_a \times (100 - M)}{(100 - 15)}$$

4.4 Brennstoffaufbereitung durch Siebung

Jeweils die Hälfte jeder ans TFZ gelieferten Brennstoffcharge für die Feuerungsversuche wurde nach der Trocknung (siehe Unterkapitel 4.3) mit einem selbstgebauten Trommelsieb mit der Lochweite von 8 mm (Rundloch) vorbehandelt (Abbildung 18). Die Siebung verringert somit hauptsächlich den Feinanteil. Anschließend wurde die gesiebte Probe homogenisiert.



Abbildung 18: TFZ-Trommelsieb mit Lochdurchmesser 8 mm (Rundloch)

4.5 Probenaufbereitung

Im Fall des Projekts „Einfluss von Baumart, Lagerung und Aufbereitung auf die Brennstoffqualität und das Emissionsverhalten von KUP-Hackschnitzeln“ wurden die Hackschnitzel nach dem Prozessschritt „Hacken“ für die inhaltsstoffliche Analyse in Plastiksäcken luftdicht verpackt (HS1, Abbildung 19). Die Proben für die Analysen wurde zur Weiterverarbeitung an die LWF transportiert und dort bis zur Verarbeitung im Kühlraum bei +5 °C gelagert. Die Proben für die physikalische Analyse entstammen dagegen direkt den Proben für die Feuerungsversuche (HS2, Abbildung 19). Sie wurden aus den an das TFZ gelieferten Proben gewonnen (siehe Unterkapitel 4.3).

Auch die Proben aus dem Projekt „Versorgung des Nahwärmenetzes am TFZ mit KUP-Holz einschließlich Begleitforschung“ wurden hinsichtlich ihrer physikalischen Brennstoffqualität am TFZ aufbereitet und analysiert. Die inhaltsstoffliche Analyse erfolgte jedoch nicht über die LWF, sondern über ein externes Labor (siehe Abschnitt 4.5.5).

Die Proben für die Analysen an der LWF wurden anfangs mit unterschiedlichen Temperaturen vorgetrocknet (Vortrocknen). Anschließend wurden die vorgetrockneten Proben geteilt (Probenteilen) (siehe Abschnitt 4.5.2). Ein Teil der Proben wurde bei 105 °C nachgetrocknet (Nachtrocknen), ein Teil direkt analysiert und ein dritter Teil wurde gewaschen (Waschen) (siehe Abschnitt 4.5.3). Die ungewaschenen Hackschnitzel (HS), die gewaschene, reine Biomasse (BM), der vornehmlich aus Mineralboden bestehende Filterkuchen (FK) und das Waschwasser (WW) wurden anschließend separat analysiert.

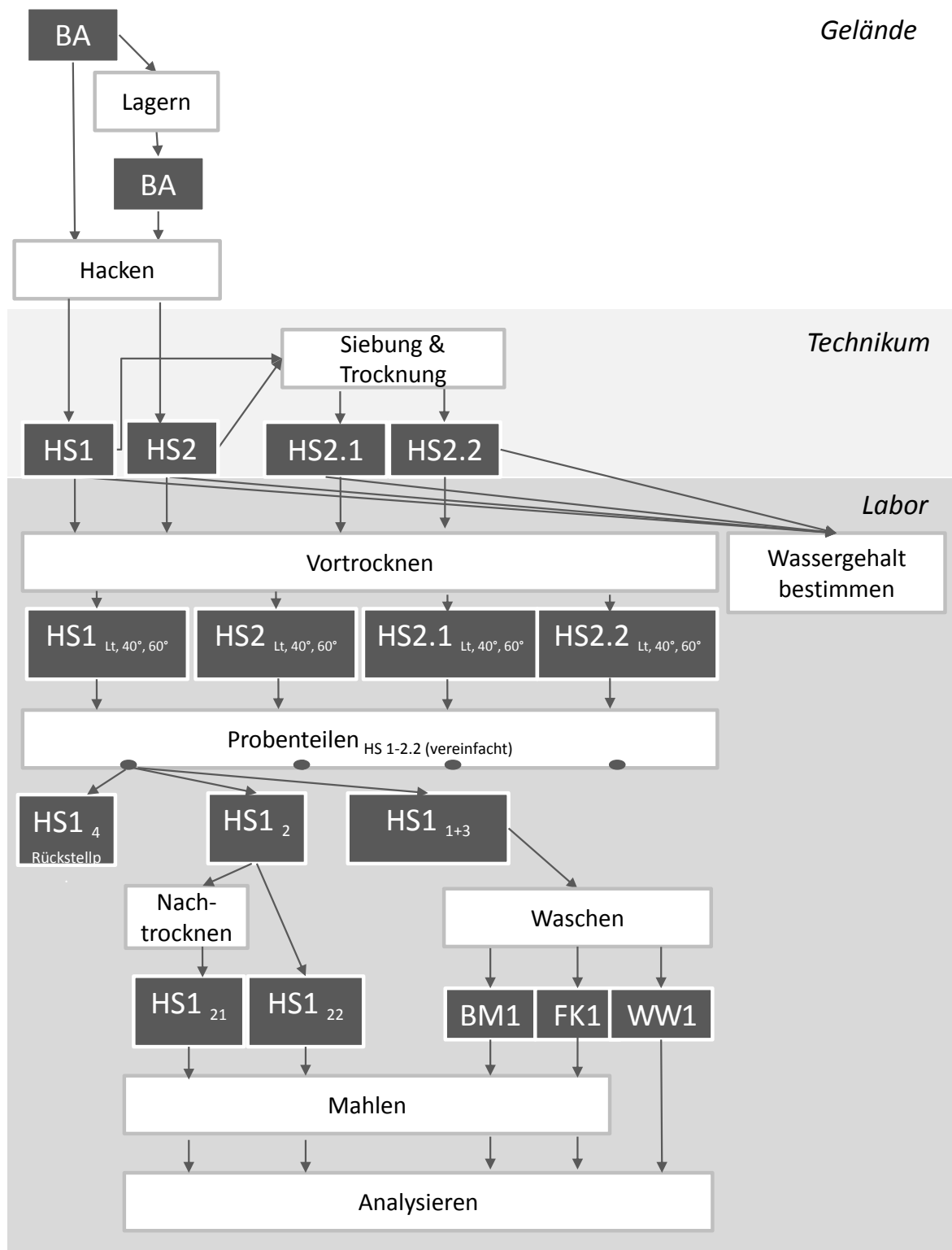


Abbildung 19: Schema der Probenaufbereitung von der Ernte im Gelände bis zur inhaltsstofflichen Analyse im Labor. BA = Baum, HS = Hackschnitzel, Lt = lufttrocken (bei Raumluft vorgetrocknet), HS = Hackschnitzel, BM = Biomasse, FK = Filterkuchen, WW = Waschwasser

4.5.1 Vortrocknung

Die Hackschnitzel wurden bei unterschiedlichen Temperaturen vorgetrocknet (Abbildung 19). Ziel war es festzustellen, ob die Trocknungstemperatur einen Einfluss auf die Elementgehalte der Brennstoffproben hat. Aus derselben Brennstoffcharge wurden daher Proben mit den Vortrocknungstemperaturen „lufttrocken“, 40 °C, 60 °C und 105 °C verglichen.

Nach dem Vortrocknen erfolgte eine Zwischenlagerung in luftdichten Plastiksäcken.

4.5.2 Probenteilung und Probenmahlen

Als Nächstes wurden die Proben in Anlehnung an DIN EN 14780 [8] durch „Aufkegeln“ und Vierteln homogen geteilt (Abbildung 20).



Abbildung 20: Probenteilung in Anlehnung an DIN EN ISO 14780 (Entwurf)

Dafür wurde die Probe auf einem großen Filterpapier ausgeleert und mit einer Schaufel kegelförmig aufgeschüttet, sodass die Partikel gut miteinander vermischt wurden. Der Kegel wurde mit der Schaufel abgeplattet und die Probe geviertelt (Abbildung 20). Zwei gegenüberliegende Viertel wurden als Probe für das „Waschen“ (Abschnitt 4.5.3) vereint und in luftdichte Plastiksäcke abgefüllt und verpackt. Die beiden anderen Viertel, als „Rest“ bezeichnet, wurden in einem zweiten Schritt wiederum zu einem Kegel aufgeschüttet und ebenfalls geviertelt.

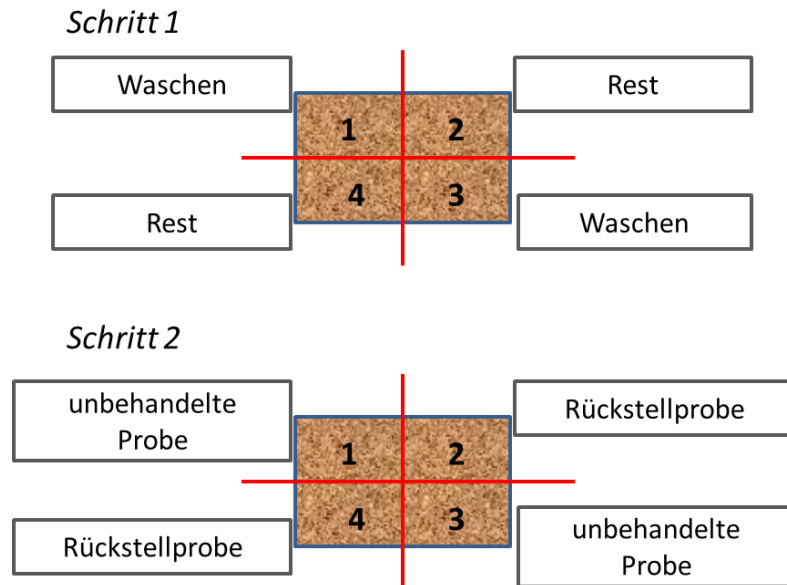


Abbildung 21: Aufteilung der Probe für das „Waschen“ in zwei Schritten: In Schritt 1 wird die zu waschende Probe gewonnen, der „Rest“ wird in Schritt 2 erneut geteilt und ergibt die Rückstellprobe und die unbehandelte Probe

Analog zum ersten Schritt wurden die gegenüberliegenden Viertel vereint. Somit entstanden eine „unbehandelte Probe“ und eine „Rückstellprobe“. Auch diese wurden zur Weiterverarbeitung bzw. Aufbewahrung in luftdichte Plastiksäcke abgefüllt.

4.5.3 Waschen

Die Probenteile 1 und 3 des ersten Teilungsschritts (Abbildung 20 mit „Waschen“ bezeichnet) wurden in Anlehnung an die Methode nach dem EU-Projekt „BioNorm 2“ (geänderte Durchführung, siehe unten) aufbereitet [6]. Ziel war es, etwaigen Mineralbodenanteil von der Biomasse zu entfernen und die jeweiligen Fraktionen separat zu analysieren. Die Proben wurden dazu in einem mit destilliertem Wasser gefüllten Edelstahlbehälter mit Siebeinsatz gewaschen (Abbildung 22). Dabei wurde die Probe in den Siebeinsatz überführt und dieser in den Behälter gestellt. Anschließend wurde der Behälter (inkl. Siebeinsatz und Probe) mit destilliertem Wasser aufgefüllt und die Probe mehrmals verrührt. Das Sieb wurde mehrmals aus dem gefüllten Behälter gehoben. Zum Schluss tropfte das Sieb für zwei Minuten über dem Behälter ab, sodass das abtropfende Wasser aufgefangen wurde. Die gewaschene Probe aus reiner Biomasse (BM) im Sieb wurde dann zusammen mit an der Oberfläche schwimmenden Teilchen aus dem großen Behälter in eine Kunststoffbox gegeben, gewogen und anschließend für 48 h bei 60 °C (bzw. 72 h bei 40 °C) im Trockenschrank getrocknet. Das verbliebene Wasser enthielt nun die abzutrennenden Partikel < 2 mm (Mineralboden und Biomasse).



Abbildung 22: Probenwaschen nach BioNorm 2 (A) und Abfiltern des Rückstands (B) [6]

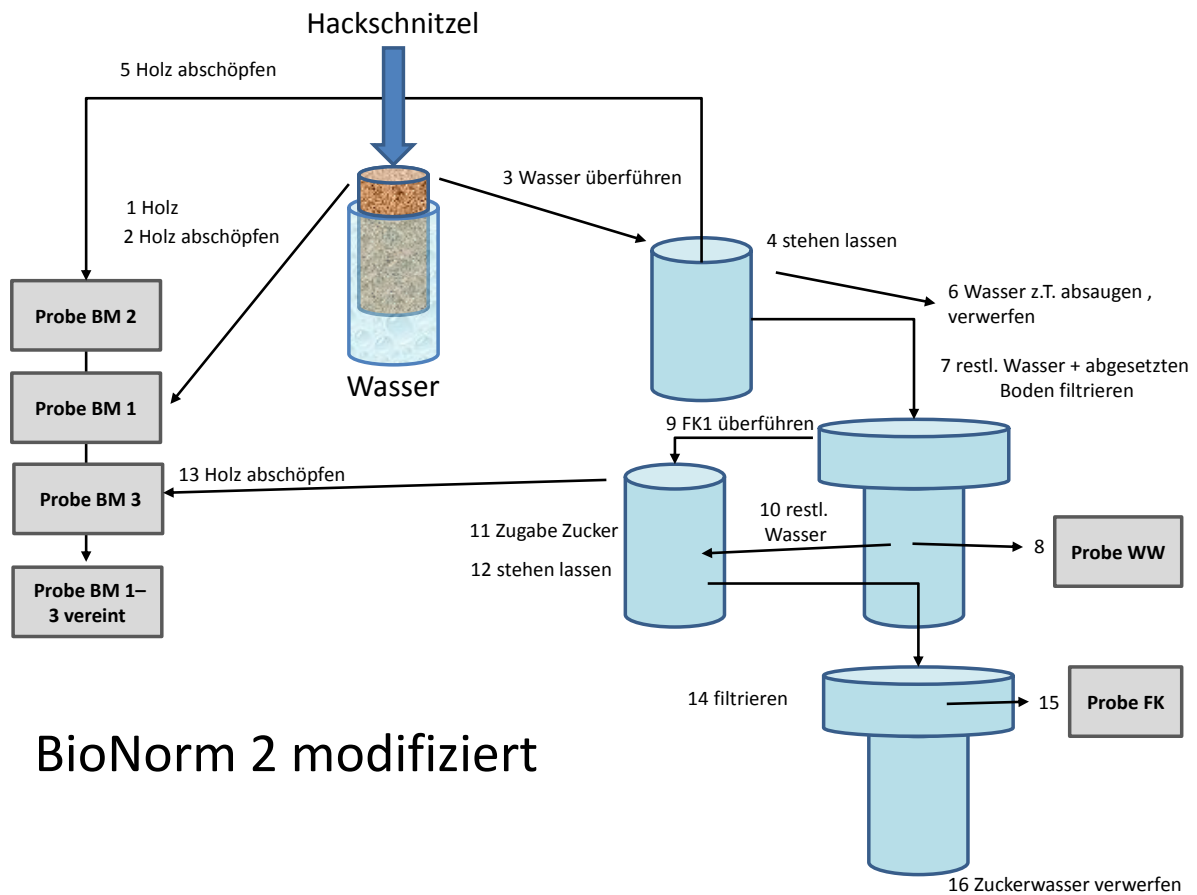


Abbildung 23: Vorgehen beim Probenwaschen nach BioNorm 2 (modifiziert) [6], BM = Biomasse, FK = Filterkuchen, WW = Waschwasser

Ab diesem Zeitpunkt erfolgte das weitere Vorgehen modifiziert, aber in Anlehnung an die Methode aus dem Projekt „BioNorm 2“ [6]. Das Wasser aus dem großen Metallbehälter wurde in einen Kunststoffbecher gegeben. Eine Trennung der holzigen und nicht holzigen Partikel erfolgte, indem alle an der Oberfläche schwimmenden Teilchen mithilfe eines haushaltsüblichen Puderzuckersiebs abgetrennt wurden. Das Wasser wurde dann einige Zeit stehen gelassen, sodass schwere Partikel absinken konnten. Nachdem sich die sedimentierte Schicht gebildet hatte, wurde ein Großteil des Wassers abgesaugt und verworfen. Das restliche Wasser aus dem Kunststoffbehälter wurde anschließend mithilfe einer Vakuumpumpe, einer Büchnerflasche und eines Büchnertrichters gefiltert. Dabei sammelte sich der Mineralboden (inkl. restlicher holziger Bestandteile) auf einem im Trichter liegenden Filter an (Blaubandfilter Munktell 39; Abscheidebereich 2–3 µm). Das filtrierte Waschwasser (WW) wurde gut durchgemischt und ein Anteil von ca. 50 ml zur Analyse ins Labor gebracht.

Der Mineralboden wurde zusammen mit dem Anteil an Feststoffen aus dem Edelstahlbehälter mit dem restlichen Wasser in ein Becherglas gegeben. Dieses Gemisch wurde mit Saccharose (65%ige Saccharoselösung) versetzt, um die Sedimentation nicht-holziger Partikel durch die nun auf ca. 1,3 g/cm³ erhöhte Flüssigkeitsdichte zu unterstützen (Schwereretrennung). Nachdem sich der Zucker gelöst hatte, ruhte das Ganze über Nacht. Am nächsten Tag waren die holzigen Teilchen an die Wasseroberfläche gestiegen und konnten abgeschöpft werden, während die schwereren Bodenteilchen am Gefäßboden blieben. Das Ganze wurde dann ein weiteres Mal gefiltert. Das entstandene Filtrat wurde verworfen. Der Filterkuchen (FK) wurde für 24 h bei 40 °C getrocknet.

Letztendlich erhielt man somit für jede Ausgangsprobe eine ungewaschene Hackschnitzelprobe (HS) und eine gewaschene Probe aus reiner Biomasse (BM) sowie einen Filterkuchen (FK) und Waschwasser (WW) zur Laboranalyse.

Wie bereits im oberen Abschnitt angesprochen wurde das Verfahrenen „Waschen“ in Anlehnung an die im Projekt „BioNorm 2“ definierte Methode durchgeführt [6]. Während der Aufbereitung der ersten Probe wurden einzelne Arbeitsschritte an die äußeren Umstände angepasst und somit das Vorgehen leicht verändert. Die Menge der zu waschenden Hackschnitzel sollte maximal 2 kg wiegen. Die Menge des nach dem Waschen erzeugten Waschwassers sollte vor dem Filtrieren deutlich reduziert werden. Die entnommene Waschwasserprobe war zur Stabilisierung für die Schwermetallbestimmung anzusäuern. Hierdurch kam es zur Ausfällung des gelösten organischen Kohlenstoffs (Löslichkeitsverringern von Huminstoffen im sauren Milieu). Dieser reißt beim Ausfallen Schwermetalle mit. Um die Schwermetalle wieder in Lösung zu bringen, musste ein Aufschluss mit HNO₃ und H₂O₂ in der Mikrowelle für 30 min auf 205 °C erfolgen (20 ml Waschwasser + 0,4 ml 65%ige HNO₃ + 0,4 ml 30%iges H₂O₂).

Wie im oberen Abschnitt erläutert ruhte das Wasser einige Zeit, bis sich die schweren Teilchen abgesetzt hatten und die leichten an der Wasseroberfläche schwammen. Die dadurch entstandene Mittelschicht des Wassers wurde dann vorsichtig abgesaugt und verworfen. Somit wird die Durchlaufzeit des ersten Filtrierdurchgangs enorm verringert. Die größten Probleme entstanden beim Filtrieren und Trocknen des zweiten Filterku-

chens. Um diesen zu gewinnen, wurden wie bereits erwähnt das Wasser und die restliche Probe (FK 1) mit einer Saccharoselösung versetzt, um die Dichte zu ändern und so die Trennung von Mineralboden und holzigen Bestandteilen zu erreichen. Aufgrund des Verhältnisses Wasser zu Zucker (2:1) löste sich der Zucker allerdings nicht komplett auf. Um diese zähe Masse zu filtrieren, wurde sie mit destilliertem Wasser wieder stark verdünnt und ruhte anschließend. Nach dem Absetzen der Materialien wurde das Wasser wieder zum Teil abgesaugt. Nach dem Filtrieren wies der Filterkuchen trotzdem starke Zuckerrückstände auf, die sich vor allem beim Trocknen im Ofen bemerkbar machten. So kristallisierte die oberste Schicht des Zuckers, was dazu führte, dass der FK im Inneren nicht trocknete. So musste die harte Schicht während des Trocknungsvorgangs mehrmals mit einem Löffel aufgebrochen werden, damit die Probe komplett durchtrocknen konnte. Auch beim Mahlvorgang bereitete der hohe Anteil an Zucker Probleme, da dieser durch die Umdrehung des Mahlwerks erwärmt wurde und verklebte.

4.5.4 Mahlen

Die ungewaschenen Hackschnitzel (HS), die reine Biomasse (BM) und der Filterkuchen (FK) wurden in einer Laborschneidmühle (Pulverisette 19, Fritsch GmbH) gemahlen und zur chemischen Analyse je nach Projekt in das jeweilig eingebundene Labor (LWF, extern) gegeben (Abbildung 19).

4.5.5 Physikalische und inhaltsstoffliche Brennstoffanalysen

Alle Brennstoffe wurden hinsichtlich ihrer physikalischen und inhaltsstofflichen Brennstoffeigenschaften (Wassergehalt, Aschegehalt, Heizwert, Schüttdichte, Partikelgrößenverteilung, Inhaltsstoffe) nach DIN EN ISO Norm (Tabelle 2) analysiert.

Tabelle 2: *Analysemethoden für biogene Festbrennstoffe*

Qualitätsparameter	Labor	Methode (DIN EN ISO)
Wassergehalt (in m-%)	TFZ	18134-2/3 [19] [20]
Aschegehalt (in m-%, atro)	TFZ	18122 [18]
Heizwert (in MJ/kg, atro)	TFZ	18125 [14]
Schüttdichte (in kg/m ³ , frisch, lutro & atro)	TFZ	17828 [17]
Partikelgrößenverteilung (in m-%, lutro)	TFZ	17827-1 [16]
Gesamtgehalt an C, H und N (in m-%, atro)	LWF/extern	16948 [12]
Hauptelemente (in mg/kg, atro)	LWF/extern	16967 [22]
Spurenelemente (in mg/kg, atro)	LWF/extern	16968 [13]
Chlor und Schwefel (in m-%, atro)	extern	16994 [15]

Die Bestimmung des Wassergehalts der Proben („Moisture content“ M in m-%) erfolgte am TFZ nach DIN EN ISO 18134-2 (Hackschnitzel) [19] und nach DIN EN ISO 18134-3 (gemahlene Laborprobe) [20]. Beide Verfahren verwenden die Trockenschrankmethode, bei welcher der Wassergehalt über den Masseverlust der Probe während der Lagerung in einem Trockenschrank bei 105 °C (FED 720, Binder GmbH, Tuttlingen, Deutschland) bestimmt wird.

Die Bestimmung der Schüttdichte („Bulk Density“ BD in kg/m^3), die das Verhältnis der Masse des losen Brennstoffs zu seinem Volumen beschreibt, erfolgte nach DIN EN ISO 17828 [17]. Hierzu wird die Masse eines mit Hackschnitzeln gefüllten 50-l-Behälters bestimmt, wobei die Hackschnitzel durch Stoßanwendung (d. h. Erschütterung) eine Verdichtung erfahren.

Die Partikelgrößenverteilung der Proben wurde mittels Plansiebverfahren mit Rundlochsieben > 1 mm bestimmt (DIN EN ISO 17827-1 [16]). Hierzu wird eine vorgetrocknete, homogene 8-l-Teilprobe der Gesamtprobe für die Feuerungsversuche untersucht (siehe Abschnitt 4.5.1). Beim Plansiebverfahren werden die Einzelpartikel der Teilprobe durch horizontales Sieben mit mehreren übereinanderliegenden Rundlochsieben in einzelne Partikelfractionen aufgetrennt. Die Siebung erfolgt automatisch über 15 Minuten bei 200 bis 300 Bewegungen pro Minute (KS1 Plansiebmaschine, Retsch GmbH, Haan). Für die Analyse wurden sechs Rundlochsiebe und eine Auffangschale verwendet. Die Lochdurchmesser lagen bei 3,15 mm, 8 mm, 16 mm, 31,5 mm, 45 mm und 63 mm. Die Fraktion $\leq 3,15$ mm beschreibt dabei den Feinanteil (F in m-%). Aus den Daten lässt sich die Partikelgrößenklasse nach DIN EN ISO 17225-4 [11] bestimmen.

Der Aschegehalt (A in m-%) wurde als prozentualer Massenrückstand bei der vollständigen Verbrennung einer Probe in einem Muffelofen (L15/S, Nabertherm GmbH) nach DIN EN ISO 18122 [18] bestimmt. Der Heizwert der Brennstoffproben (H_u in MJ/kg) wurde mithilfe eines Bombenkalorimeters (C 2000 basic, Ika Analysetechnik) nach DIN EN ISO 18125 [14] festgestellt. Für beide Analysen wurde gemahlene Probenmaterial verwendet (siehe Unterkapitel 4.5). Aschegehalt und Heizwert werden auf wasserfreier Bezugsbasis angegeben, weshalb parallel der Wassergehalt zum Analysezeitpunkt mitbestimmt werden muss (DIN EN ISO 18134-3 [20]). Zur Bestimmung des Heizwerts müssen zudem die Gehalte an Wasserstoff, Stickstoff, Schwefel und Sauerstoff bekannt sein. Diese Elemente wurden für jede Brennstoffprobe in den Laboren der LWF oder in einem externen Labor analysiert.

Alle inhaltsstofflichen Analysen wurden nach den Abläufen aus dem Handbuch der forstlichen Analytik (HFA) durchgeführt [29]. Die Biomasseproben und die Filterkuchen wurden ein weiteres Mal nach HFA 1.2.1 getrocknet. Die Zerkleinerung und das Mahlen der Probe erfolgten nach HFA 1.3.1. Anschließend wurde eine C/N-Elementaranalyse durchgeführt. Der Kohlenstoff wurde dabei nach HFA D31.2.3.1 (DIN ISO 10694), der Stickstoff nach HFA D58.1.3.1 (DIN ISO 13878) analysiert. Der Gesamtaufschluss mit HNO_3/HF wurde nach HFA 3.2.3 (bzw. DIN EN ISO 16967 und DIN EN ISO 16968) durchgeführt. Die Methoden (HFA) sind über interne Standards sowie Ringversuche zertifiziert.

Zur Analyse der Filtrate (Waschwasser) wurden für den Aufschluss der organischen Matrix 20 ml Filtrat und 0,4 ml 65%ige HNO_3 und 0,4 ml 30%iges H_2O_2 in der Mikrowelle 30 min auf 205 °C erhitzt. Die Messung der Haupt- und Spurenelemente erfolgte danach analog zu denen der Biomasse und Filterkuchen. Die Messung der Haupt- und Spurenelemente fand jeweils nach HFA Teil D statt. Dabei wurden Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Cu, P, S, Si und Zn mit ICP-OES und die restlichen Elemente mittels ICP-MS gemessen.

Die gewählte Analyse nach HFA entsprach demnach zugleich den inhaltsstofflichen Analysen nach DIN EN ISO 16948 (C, H, N) [12], DIN EN ISO 16967 (Hauptbestandteile) [22] und DIN EN ISO 16968 (Spurenelemente) [13]. Zusätzlich wurde ein Teil der Proben, z. B. die Proben, die auch für die Feuerungsversuche am TFZ verwendet wurden, zur Analyse von Cl nach DIN EN ISO 16994 an ein externes Labor vergeben [15].

4.5.6 Physikalische und chemische Analyse der Bodenproben

Die Bodenproben wurden nach den im Handbuch für forstliche Analytik (HFA) beschriebenen Abläufen analysiert [29]. Die Trocknung der Proben erfolgte nach dem Kapitel A1.2.1. Danach wurden die Proben nach HFA A1.3.2 gesiebt und anschließend nach HFA A1.4.1 gemahlen.

Tabelle 3: Analysemethoden für Bodenproben, durchgeführt in der LWF

Qualitätsparameter	Erfasste Bodenfraktion	Methode
Stickstoffgehalt N (in m-%)	Gesamtgehalt	HFA D58.1.1.1 bzw. HBU 3.4.1.58a
Haupt- und Spurenelemente: Königswasserauszug	Cr, Na, K << Gesamtgehalt, Ni, Mn, S, Fe, P, Zn ca. Gesamt- gehalt	HFA A3.3.3
Phosphor: Citronensäure- extrakt	pflanzenverfügbar	HFA 3.2.3.4 Teil D
Spurenelemente: NH_4NO_3 - Extrakt	pflanzenverfügbar	HFA 3.2.3.2
Austauschkapazität: Ake/Akpot (in mmol/lÄ)	mittelfristig verfügbar	HFA 3.2.1.1 bzw. HFA 3.2.1.2HFA
Haupt- und Spurenelemente ($\mu\text{g/g}$, $\mu\text{g/kg}$)		HFA Bestimmung nach Teil D
pH- H_2O	aktueller pH-Wert	HFA A3.1.1.2
pH- CaCl_2	durchschnittlicher pH-Wert	HFA A3.1.1.7

Die Austauschkapazität (total bzw. potenzielle) wurde nach HFA 3.2.1.2 gemessen. (Perkolation mit Triethanolamin-gepufferter BaCl_2 -Lösung und MgCl_2 -Rücktausch), die effektive Austauschkapazität hingegen nach HFA 3.2.1.1 (Perlokation mit NH_4Cl -Lösung) (Tabelle 3).

4.6 Verbrennungsversuche am Feuerungsprüfstand des TFZ

4.6.1 Eingesetzte Feuerung

Für die Untersuchung des Emissionsverhaltens von Hackschnitzeln aus KUP kam eine 50-kW-Kipprostfeuerung (HDG compact 50) mit seitlichem Einschub zum Einsatz.

Tabelle 4: Anlagentechnische Merkmale der verwendeten 50-kW-Kipprostfeuerung

Anlagenkomponente	Ausführung
Feuerung (HDG compact 50)	
Anlagenart	Rostfeuerung
Bauart	Feuerung in Kessel integriert
Nennwärmeleistung	50 kW
kleinste Wärmeleistung	15 kW
Feuerungsprinzip	Kipprost mit seitlichem Einschub
Brennstoffzufuhr	automatisch über Schnecken
Zündung	automatisch mit Zündgebläse
Entaschung	über Kipprost in Aschebox (optional mit Schnecke)
Wärmetauscher	
Form	Rohrwärmetauscher stehend
Reinigung	automatisch
Verbrennungsluft	
Primärluftzufuhr	durch den Kipprost
Sekundärluftzufuhr	in die Nachverbrennungszone
Luftmengenregelung	Drosselklappen
Leistungsregelung	
Regelgrößen	Kesselwasser-, Brennraum- und Abgastemperatur
Stellgrößen	Brennstoff- und Verbrennungsluftmenge
Verbrennungsregelung	
Regelgrößen	Abgastemperatur, Lambda
Stellgrößen	Verbrennungsluftmenge
Betriebsdaten	
Betriebsdruck	3,0 bar
Betriebstemperatur	60–80 °C
Wasserinhalt	167 l
Rauchrohrdurchmesser	180 mm

Der Kessel hat eine Nennwärmeleistung von 50 kW und ist für die Verbrennung von naturbelassenem Holz in Form von Hackschnitzeln, Spänen oder Holzpellets konzipiert. Während des Betriebs wird der Kipprost alle vier Stunden gekippt, um die angefallene Asche vom Rost zu entfernen. Im Vorfeld der Untersuchungen wurde der Kessel auf den Betrieb von Holzhackschnitzeln (gesiebte und getrocknete Hackschnitzel aus Sägerestholz) vor Ort optimiert, das heißt, es wurde durch geeignete Lufteinstellungen ein guter und robuster Betriebszustand für niedrige Emissionen im Vollast- und Teillastbetrieb gefunden. Diese Kesseleinstellungen wurden in den Vergleichsmessungen konstant beibehalten, um die im weiteren Versuchsplan beobachteten Veränderungen der Abgasparameter allein auf die Brennstoffeinflüsse zurückführen zu können. Die anlagentechnischen Merkmale können Tabelle 4 entnommen werden.

4.6.2 Versuchsaufbau und Messanordnung

Die Messungen wurden auf dem Feuerungsprüfstand des Technologie- und Förderzentrums (TFZ) in Straubing durchgeführt. Der Aufbau der Abgasmessstrecke für die Bestimmung der Zusammensetzung der Abgase sowie der Gesamtstaubemissionen ist in Abbildung 24 dargestellt. Die messtechnische Ausstattung wurde entsprechend der Aufgabenstellung gewählt.

Der Brennstoffvorratsbehälter für die Hackschnitzel befand sich auf einer Plattformwaage für die kontinuierliche Bestimmung des Brennstoffmassenstroms. Der Versuchsaufbau bestand abgasseitig aus einer senkrechten Messstrecke mit allen notwendigen Messöffnungen für die Messung von Abgastemperatur, Förderdruck, Abgasgeschwindigkeit, gasförmigen Bestandteilen sowie für die Probenahme zur Bestimmung des Gesamtstaubgehalts gemäß VDI 2066, Blatt 1 [47].

Die Kesselanlage wurde wasserseitig an einen speziellen Kühlkreislauf angeschlossen, der die direkte Erfassung der vom Kessel abgegebenen Nutzwärme ermöglicht. Die hydraulische Messstrecke entsprach den Anforderungen der DIN EN 303, Teil 5 [9] bzw. der DIN EN 304 [7].

Alle Messgrößen mit Ausnahme des diskontinuierlich gemessenen Gesamtstaubgehalts wurden kontinuierlich erfasst und aufgezeichnet. Eine Übersicht über die bei den kontinuierlichen Messungen eingesetzten Geräte und Verfahren zeigt Tabelle 5. Die Versuchsdurchführung wird nachfolgend beschrieben. Im Rahmen des Messprogramms wurden folgende Anlagenparameter und Emissionsmessgrößen erfasst:

Luftverunreinigende Stoffe im Abgas:

- Kohlenstoffmonoxid (CO),
- Stickoxide (NO_x),
- flüchtige organische Kohlenwasserstoffe (Org.-C) und
- Gesamtstaub.

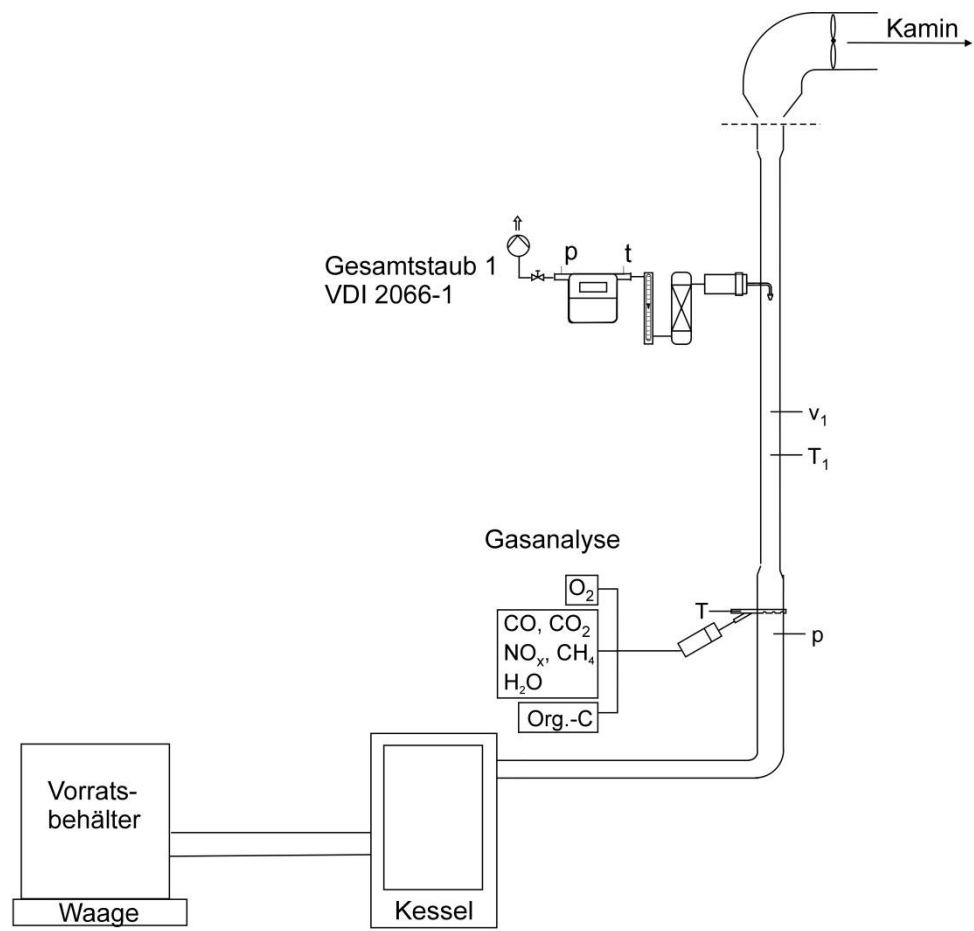


Abbildung 24: Versuchsaufbau für die Feuerungsversuche am TFZ, Skizze nicht maßstäblich

Daneben werden folgende Betriebsparameter der Feuerungsanlage gemessen:

- Sauerstoff (O_2),
- Kohlendioxid (CO_2),
- Wasserdampfgehalt im Abgas (H_2O),
- Wärmeleistung, Kesselwirkungsgrad und feuerungstechnischer Wirkungsgrad,
- Abgastemperaturen sowie
- Förderdruck.

Tabelle 5: Kontinuierlich erfasste Messgrößen und eingesetzte Messgeräte

Messgröße	Messgerät/Hersteller	Messprinzip/-verfahren	Messbereich
Umgebungsbedingungen und Betriebsparameter			
Abgastemperatur	Thermoelement (Typ K)	Thermoelektrizität	0 bis 1.000 °C
statischer Druck	Differenzdrucktransmitter, GE LPX 5000	Membran mit induktivem Abgriff	-200 bis 200 Pa
Abgasgeschwindigkeit	Flügelradanemometer	Drehzahlmessung am Flügelrad	0,4 bis 20 m/s
Lufttemperatur	Toss Kombisensor Typ 20500	temperaturabhängige Widerstandsänderung	-20 bis 50 °C
Abgasbestandteile			
CO ₂	Gasmet CX 4000 FTIR, Fa. Ansyco	Fourier-transformierte Infrarotabsorption	0 bis 12,5 Vol-%
H ₂ O			0 bis 12,5 Vol-%
CO			0 bis 100 ppm 100 bis 5000 ppm
NO _x			0 bis 200 ppm 200 bis 2.000 ppm
HCl			0 bis 1.000 ppm
SO ₂			0 bis 1.000 ppm
O ₂	PMA 100-L Fa. M&C Products	Paramagnetismus	0 bis 21 Vol-%
Ges.-C	Thermo-FID, Fa. Mess- & Analysentechnik GmbH	Flammenionisation	0 bis 100 ppm
Wärmeleistung und Wirkungsgrad			
Kesselwasserdurchfluss	Promag 53 P Fa. Endress+Hauser	magnetisch-induktives Durchfluss-Messsystem	15 bis 3.000 l/h
Temperatur	Widerstandsthermometer (PT 100, Klasse B)	temperaturabhängige Widerstandsänderung	0 bis 100 °C

Die Bestimmung der Gesamtstaubemissionen erfolgte nach dem in der VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1 [47] beschriebenen Messverfahren. Bei diesem Probenahmeverfahren wird ein staubbeladener Teilgasstrom unter isokinetischen Bedingungen entnommen und einem Rückhaltesystem zur Staubabscheidung zugeführt. Als Abscheidemedium wurde eine mit Quarzwatte gestopfte Filterhülse mit einem Quarzfaserplanfilter (Retention 99,998 % gemäß DOP (0,3 µm), Durchmesser 45 mm) kombiniert und im Filterkopfgerät eingesetzt, das sich außerhalb des Abgaskanals befand. Das Absaugrohr und das Rückhaltesystem wurden auf 160 °C beheizt, um eine Unterschreitung des Abgastau-punkts im Filtersystem zu vermeiden. Nach dem Filterkopfgerät gelangte das Messgas in

die Absaugapparatur. Diese besteht aus einer Einheit zur Gastrocknung, den Geräten zur Ermittlung des Volumenstroms sowie des Gaszustands und einer Saugpumpe. Mit Hilfe einer Regelung wurde der für die isokinetische Probenahme erforderliche Volumenstrom über die Drehzahl der Vakuumpumpe automatisch eingestellt. Die verwendeten Filtermedien wurden stets bei 160 °C für eine Stunde thermisch vor- und nachbehandelt. Vor dem Wiegen lagerten die Filtermedien im Exsikkator für mindestens zwölf Stunden. Die Staubablagerungen in der Probenahmesonde wurden durch das dreimalige Spülen und Eindampfen mit Aceton ebenfalls berücksichtigt, indem diese zusätzliche Partikelmasse proportional zu den zugehörigen Filterbeladungen zugeordnet wurde. Alle Versuche wurden unter Nennlastbedingungen durchgeführt. Für jede Versuchsvariante erfolgte eine Dreifachbestimmung aller relevanten Parameter.

4.7 Emissionsmessungen am Heizwerk des TFZ

In zwei Versuchsreihen wurde das Emissionsverhalten der KUP-Hackschnitzel im TFZ-Heizwerk untersucht. In Versuchsreihe 1 (März 2015) wurden die gasförmigen Emissionen (CO) und die Stickoxidemissionen (NO_x) im Abgas der 1,3-MW-Anlage kontinuierlich bestimmt. Die Messungen erfolgten mittels FTIR analog den Versuchen an der 50-kW-Hackschnitzelfeuerung am Prüfstand (vgl. Unterkapitel 4.6). Daneben wurde die Temperatur des Abgases bestimmt. Zum Einsatz kamen sowohl KUP- als auch Waldhackschnitzel, die chargenweise der Feuerung zugeführt wurden. Dabei wurde auch der Brennstoffwechsel von Wald- zu KUP-Hackschnitzeln und von KUP- zu Waldhackschnitzeln kontinuierlich aufgezeichnet.

In einer zweiten Versuchsphase (Oktober 2016) wurden die Gehalte an CO und Gesamtstaub im Abgas mithilfe eines Schornsteinfegermessgeräts (Wöhler SM 500) bestimmt. Am Feuerungsprüfstand war zuvor im Rahmen von Parallelmessungen [36] ausreichende Vergleichbarkeit des Messgeräts mit der Referenzmethode nach VDI 2066 festgestellt worden. Gemessen wurden die Emissionen von KUP- und von Waldhackschnitzeln. Dabei kann mit dem SM 500 jedoch kein kontinuierlicher Verlauf aufgezeichnet werden.

Alle Ergebnisse der Messungen der 1,3-MW-Feuerung werden auf einen Bezugssauerstoffgehalt von 11 % analog den Vorgaben zur TA-Luft angegeben.

4.8 Datenauswertung

Für die Auswertung zur Herkunft der inhaltsstofflichen Analysen im Projekt „Einfluss von Baumart, Lagerung und Aufbereitung auf die Brennstoffqualität und das Emissionsverhalten von KUP-Hackschnitzeln“ wurden drei Access-Datenbanken erstellt. Die Datenbank „N8_HS_Daten“ enthält die Elementgehalte der Hackschnitzel, der gewaschenen Biomasse, der Filterkuchen und des Waschwassers, die Datenbank „N8_BO-Daten“ die Elementgehalte und bodenphysikalischen Daten der Böden. In der Datenbank „N8_BM_BO-connect“ werden die Bodendaten mit den Daten der Biomasse verknüpft.

Die Datenbank „N8_HS_Daten“ dient zur Berechnung der absoluten Elementmengen in den Hackschnitzeln, der gewaschenen Biomasse, den Filterkuchen und dem Waschwasser. Die Elementkonzentrationen der beprobten Bodenhorizonte müssen u. a. auf die zugehörigen Bodenprofile berechnet werden. Nachfolgend findet die Zuordnung der Bodenprofile zu den Flächen der Bodeneinheiten der Standortkarte statt. Auf diese Weise können die Bodengehalte der Parzellen berechnet werden, von denen die KUP-Proben stammen. Dies erfolgt in der Datenbank „N8_BO-Daten“. Für die genannten Berechnungen werden in einem ersten Schritt die Daten homogenisiert und z. B. die Austauschkapazitäten von Ionenäquivalenten über die molaren Massen und Ladungen der untersuchten Elemente in Konzentrationen umgerechnet. In einem zweiten Schritt war die Umrechnung der Elementkonzentrationen unter Verwendung der Lagerungsdichte in Elementvorräte (Absolutmengen) je Horizont notwendig. In einem dritten Schritt werden die Elementvorräte je Element horizontweise über die Profiltiefe aufsummiert und danach über den Feinbodenanteil wieder in Konzentrationen, die sich nun auf das Bodenprofil beziehen, umgerechnet. In einem vierten Schritt werden die Elementvorräte je Element und Bodenprofil über die Lage der Bodenprofile und ihre Repräsentativität für die jeweilige Standorteinheit den mit Biomasse beprobten Parzellen zugeordnet. Für die flächigen Biomassebeprobungen im Rahmen der konventionellen Ernte werden die Bodenprofildaten anteilig mit dem Vorkommen der Standorteinheiten in der beprobten Gesamtfläche verrechnet. Auf diese Weise erhält man Flächenvorräte für den Boden, die dann wiederum über den Feinbodenanteil auf die Elementkonzentration je Standorteinheit umgerechnet werden. Diese Vorgehensweise wurde für alle untersuchten Elementfraktionen (Austauschkapazitäten, Ammoniumnitratextrakt und Königswasserauszug) des Bodens durchgeführt.

In die Datenbank „N8_BM_BO-connect“ gingen die Ergebnisdaten aus den beiden oben genannten Datenbanken ein. Hier erfolgten die Berechnung von Transferfaktoren und Indices, wie beispielsweise des Verschmutzungsindex (Fe/Mn-Verhältnis, Al/200-Koeffizient [23] [24]), sowie deren Kombination mit den zugehörigen Boden- und Pflanzengehalten. Um die Transferfaktoren der Königswasseraufschlüsse für Zn und Cd mit Literaturdaten zu vergleichen, mussten diese auf Gesamtgehalte bezogen werden (HF-Aufschluss). Für die Umrechnung wurde die Vorgehensweise nach Möller (2005) gewählt [41]. Alle Daten aus den Access-Datenbanken wurden als Excel-Tabellen für die weiteren Auswertungen ausgelesen. Der Berechnungsablauf in den Datenbanken wurde in Form von Makros automatisiert und abgelegt.

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Standortanalysen

Die pH(H₂O)-Werte (H₂O) der Böden der untersuchten Standorte in den Fallstudien auf den Versuchsflächen der LWF (Wöllershof, Schwarzenau, Coburg und Neuhof) nehmen eine Spanne vom mäßig sauren Bereich knapp über pH 5 bis in den schwach alkalischen Bereich bis pH 8,6 ein (Abbildung 25). Knapp die Hälfte der untersuchten Horizonte (44 von 101) weist pH-Werte über pH 7 (d. h. alkalischer Bereich) auf. Dies betrifft insbesondere die Standorte Schwarzenau, Neuhof (Fläche 2), teils Neuhof (Fläche 1) und den Standort Coburg (Abbildung 25). Nur etwa ein Viertel der Bodenhorizonte (22 von 101) liegt im schwach sauren Bereich < pH 6. Der pH-Wert lässt Rückschlüsse auf die Bindungsform von Schwermetallen und Spurenelementen im Boden, damit auf ihre Mobilität und somit ihre Verfügbarkeit für Pflanzen zu. Bei Werten um pH 7 sind viele Schwermetalle und Spurenelemente wenig mobil und daher kaum pflanzenverfügbar. Unterhalb von pH 6 nimmt die Verfügbarkeit bei vielen Schwermetallen und Spurenelementen rasch zu. Ebenso kann im alkalischen Bereich je nach Bindungsform die Verfügbarkeit wieder ansteigen.

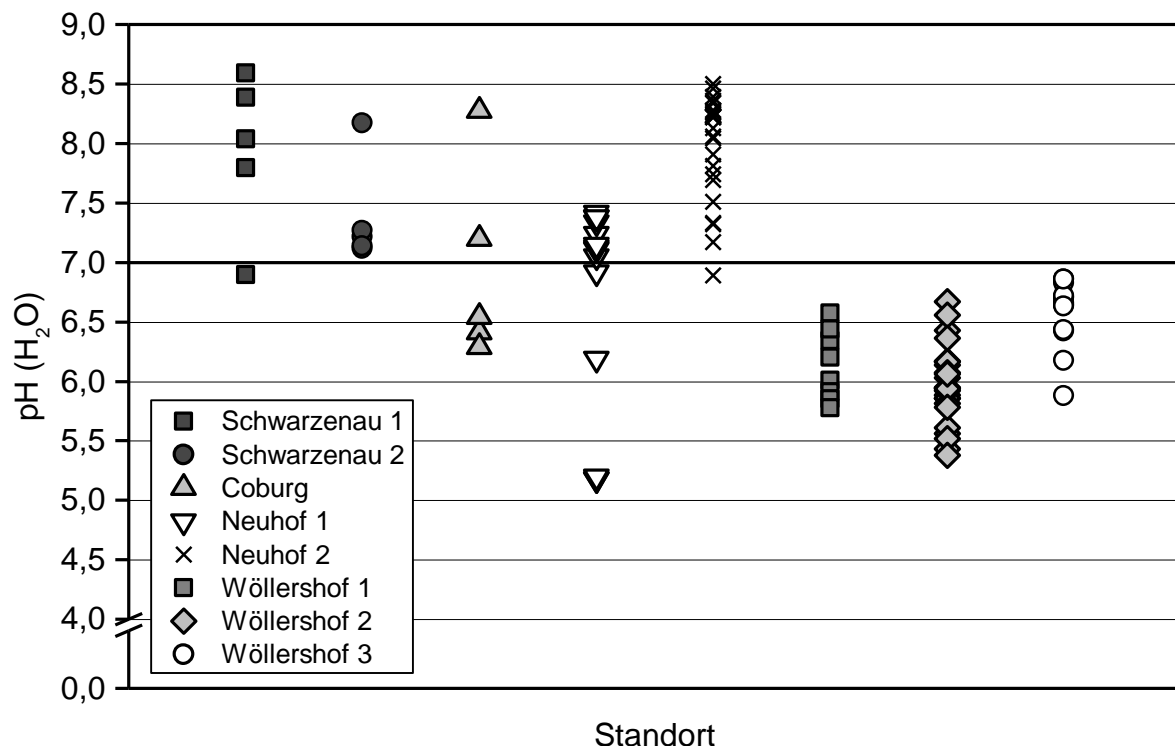


Abbildung 25: pH-Wert (H₂O) der Bodenproben

Die Flächen 1 und 2 am Standort Neuhof unterscheiden sich im pH-Wert. Dies ist ein Hinweis darauf, dass Fläche 2 aus ehemals karbonatischen Substraten entstanden ist. Hier findet man in den unteren Bodenhorizonten noch freies Karbonat. Bei Fläche 2 ist

dies nicht der Fall. Die Fläche Wöllershof 3 wird derzeit noch beackert, die pH-Werte liegen geringfügig höher als auf den Flächen 1 und 2.

5.2 Brennstoffcharakterisierung

Die Darstellung der Ergebnisse zur Brennstoffqualität von KUP-Hackschnitzeln erfolgt getrennt nach physikalischen und inhaltsstofflichen Brennstoffparametern. Als Referenz dienen Werte für Waldrestholz und Energierundholz aus dem StMELF-Projekt „Optimale Bereitstellungsverfahren für Holzhackschnitzel“ [23] [37].

5.2.1 Physikalische Brennstoffanalysen

5.2.1.1 Wassergehalt

Der Wassergehalt bei erntefrischen KUP-Hackschnitzeln lag im Mittel bei 53 m-% (Pappel) bzw. bei 51 m-% (Weide, Abbildung 26).

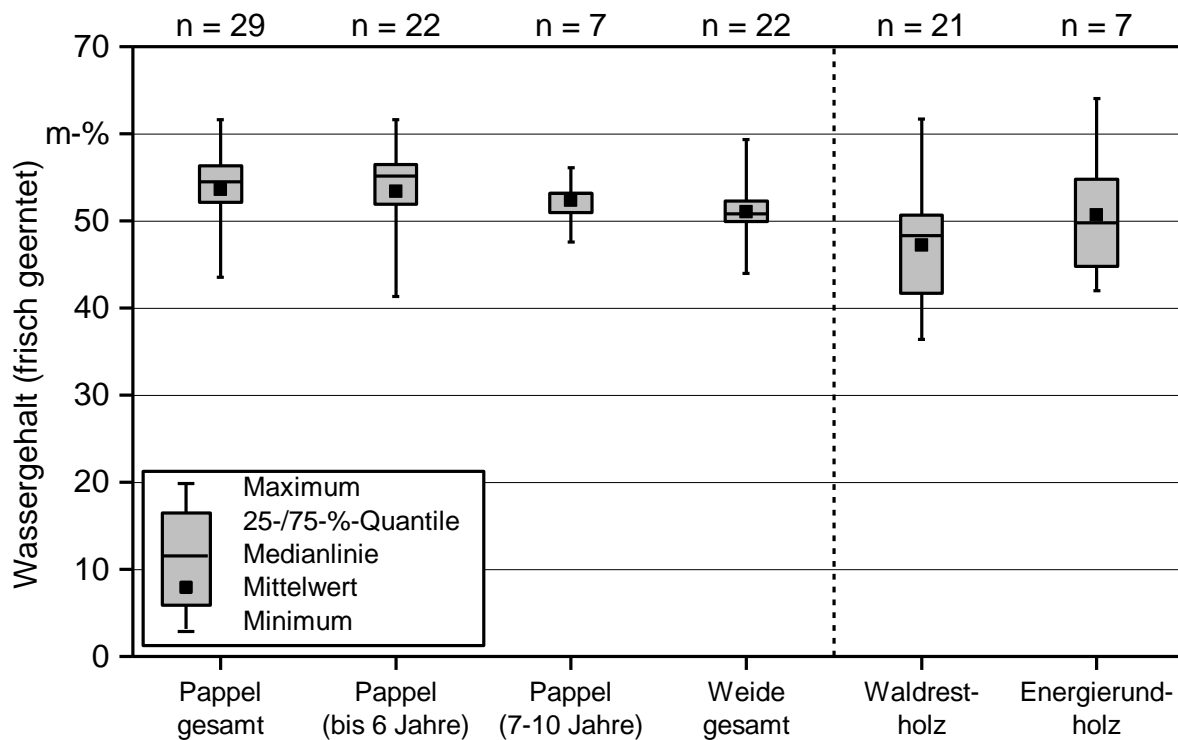


Abbildung 26: Wassergehalt (frisch geerntet, in m-%, gemessene Werte und Literaturwerte) der Sortimente Pappel (0–6 und 7–10 Jahre), Weide, Waldrestholz und Energierundholz

Damit war der Wassergehalt von KUP-Hackschnitzeln höher als die mittleren Wassergehalte erntefrischer Hackschnitzel aus Waldrestholz und Energierundholz [37]. Eine Verbrennung von KUP-Hackschnitzeln im erntefrischen Zustand ist daher für kleine Feu-

erungsanlagen nicht zu empfehlen. Von Kesselherstellern wird meist ein maximaler Wassergehalt von 30 m-% bis 35 m-%, häufig sogar deutlich darunter, vorgeschrieben. Folglich müssen die Hackschnitzel getrocknet werden.

Tabelle 6: *Physikalische Brennstoffeigenschaften der für Feuerungsversuche verwendeten Brennstoffe*

Probencode	Siebung	M_1 m-%	M_2 m-%	A m-% (wf)	H_u MJ/kg, wf	P	F m-%	BD kg/m ³ , ar
W-SC-WX-t-05	Nein	18,6	18,6	2,0	18,23	n. k.	9,9	192
	Ja		18,7	1,8	18,18	n. k.	0,8	174
W-NH-Swei-f-06	Nein	52,5	35,1	2,5	17,76	P31S	5,2	176
	Ja		34,0	2,2	17,77	P31S	0,4	172
W-NH-Swei-t-06	Nein	22,4	22,4	2,9	17,93	P31S	6,2	154
	Ja		20,8	2,5	17,92	P31S	0,3	150
P-SC-MX-t-05	Nein	23,7	23,7	2,0	18,26	n. k.	9,7	156
	Ja		23,0	1,5	18,28	n. k.	1,2	148
P-SC-MX-t-10	Nein	45,8	45,8	2,4	18,32	n. k.	14,0	240
	Ja		46,2	2,0	18,26	P31S	2,3	228
P-NH-MX-f-07	Nein	53,1	29,9	2,3	18,09	P31S	7,4	195
	Ja		31,0	2,0	18,11	P31S	0,8	194
P-NH-MX-t-07	Nein	48,2	15,2	2,4	18,23	P45S	7,7	145
	Ja		15,8	1,8	18,20	P31S	0,3	142
Pappel 5-jährig*	Nein		24,0	2,6	18,30	–	0,9	164
	Ja		24,0	2,4	18,28	–	0,1	140
Pappel 4-jährig – Alvatec	Nein		13,0	2,3	18,27	–	0,9	204
Pappel 3-jährig – Class GMH	Nein		23,0	3,2	18,13	–	3,3	200
Weide 3-jährig – Class GMH	Nein		13,0	1,9	18,00	–	6,0	182
Ref-Fi-1	–	–	6,6	0,5	18,53	P31S	2,5	162
Ref-Fi-2	–	–	22,8	0,3	17,91	P31S	3,3	172
Ref-Wrh	–	–	21,0	3,4	19,11	n. k.	14,6	213

M_1 = Wassergehalt bei Anlieferung, M_2 = Wassergehalt nach Trocknung am TFZ, A = Aschegehalt, H_u = Heizwert, P = Partikelklasse nach DIN EN ISO 17225-4, F = Feinanteil, BD = Schüttdichte, wf = wasserfrei, ar = in Anlieferungszustand, n. k. = nicht klassifizierbar, * im belaubten Zustand geerntet (Mai)

Die Trocknung ist auch für die Einordnung in die Spezifikationen A1 und A2 nach DIN EN ISO 17225-4 erforderlich. Ohne Trocknung könnten KUP-Brennstoffe nur in die Spe-

zifikationen B1 und B2 eingeordnet werden, bei denen der Wassergehalt nicht begrenzt, sondern lediglich anzugeben ist [11].

Technische Trocknungsverfahren ermöglichen sehr niedrige Wassergehalte und einen garantierten Trocknungserfolg, z. B. durch Nutzung der Abwärme von Biogasanlagen. Hierdurch entsteht jedoch immer ein finanzieller und logistischer Mehraufwand für den Brennstoffproduzenten [27] [35]. Dabei sollte sich der Wassergehalt nach den Anforderungen der Feuerung richten. Eine Über Trocknung des Brennstoffs ist zu vermeiden. Bereits in den Niedrigtemperatur-Satz trocknerboxen am TFZ konnte der Wassergehalt der Proben für die Feuerungsversuche auf die gewünschten Zielwassergehalte von ca. 30–35 m-% reduziert werden (Tabelle 6).

Daneben können die Wassergehalte von KUP-Brennstoffen über natürliche Trocknungsprozesse reduziert werden, wenn die Brennstoffe z. B. im abgesetzten Verfahren geerntet und vor dem Hacken im ungehackten Polter gelagert werden [27] [37]. Der Erfolg der Trocknung im Hackholzpolter hängt dabei von der Dichte des Polters, dem Durchmesser der zu trocknenden Stämme, dem Lagerort, der Lagerdauer und der Witterung ab. Zudem haben KUP-Brennstoffe zu Beginn der Trocknung häufig höhere Wassergehalte als z. B. Brennstoffe aus Waldrestholz und Energierundholz, wodurch sich die benötigte Trocknungsdauer verlängert.

Während der Fallstudie auf den Versuchsflächen der LWF wurden einzelne Proben gezielt im Polter getrocknet. Die Lagerung von ungehacktem Erntematerial wurde an den Standorten Neuhof und Schwarzenau analysiert. Die Lagerdauer betrug fünf Monate (Neuhof) bzw. acht Monate (Schwarzenau). Am Standort Schwarzenau konnte für drei von vier Proben für die Feuerungsversuche ein Wassergehalt < 25 m-% erreicht werden. Lediglich die Probe P-SC-MX-t-10 (zehnjährige Pappel) zeigte nur eine geringe Trocknung. Dies lässt sich wahrscheinlich auf die wesentlich stärkeren Durchmesser der älteren Bäume, möglicherweise aber auch auf eine dichtere Polterung oder einen feuchteren Lagerort zurückführen. Unterschiede durch Witterungseinflüsse sind hingegen auszuschließen, da die Lagerung am selben Standort und zur selben Zeit durchgeführt wurde wie mit der ebenfalls gelagerten fünfjährigen Probe P-SC-MX-t-5 (23,7 m-%) (Tabelle 6).

Am Standort Neuhof konnte die Probe aus Weide in fünf Monaten ebenfalls auf < 25 m-% getrocknet werden, die Probe aus Pappel zeigte dagegen kaum Trocknungseffekte. Es wird somit deutlich, dass ein Trocknungserfolg durch natürliche Lagerung von ungehacktem KUP-Material nicht immer garantiert werden kann [35]. Eine Analyse des Wassergehalts sollte deshalb immer durchgeführt werden, um die Eignung des Brennstoffs für die jeweilige Feuerung zu bewerten [27] [37].

5.2.1.2 Aschegehalt

Der Aschegehalt der KUP-Brennstoffe lag im typischen Bereich für Hackschnitzel aus Waldrestholz bzw. war minimal erhöht (Abbildung 27, Tabelle 6 [37]). Bei den Brennstoffproben aus KUP konnte eine Bandbreite von ca. 1 bis 3 m-% festgestellt werden. Der Mittelwert liegt bei ca. 2 m-%. Die meisten Hackschnitzel aus KUP konnten in die

Spezifikation A3.0 nach DIN EN ISO 17225-4 (Aschegehalt < 3,0 m-%, wf) eingeordnet werden.

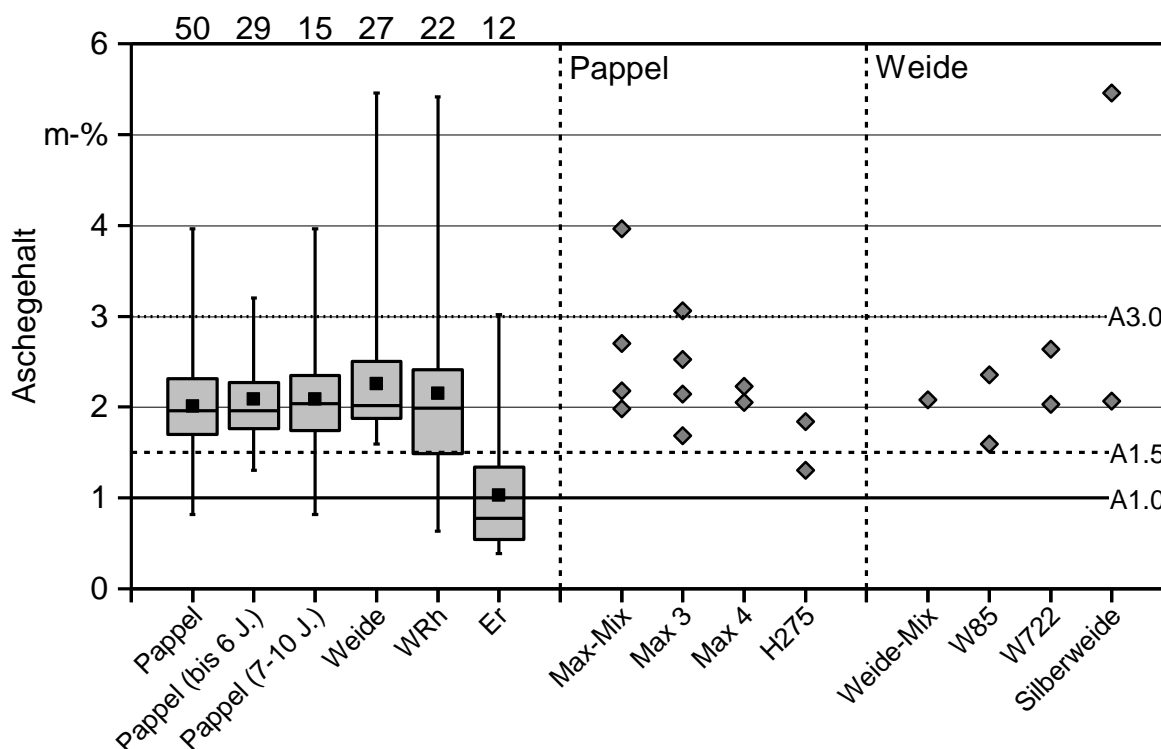


Abbildung 27: Mittlerer Aschegehalt (Literaturwerte und gemessene Werte) von Hackschnitzelproben aus KUP-Pappel und KUP-Weide sowie Referenzwerte für Waldrestholz (WRh) und Energierundholz (Er) [37]. Graue Boxen geben 25-/75%-Quantile sowie die Mediane, schwarze Boxen den Mittelwert, Fehlerbalken minimale und maximale Werte wieder. Horizontale Linien geben Grenzwerte für die Spezifikationen nach DIN EN ISO 17225-4, die obere x-Achse die Probenanzahl (n) wieder

Somit lagen die Aschegehalte von KUP-Brennstoffen in einem Bereich, den auch Hackschnitzel aus Waldrestholz annehmen können. Dies ist vor allem auf einen höheren Gehalt an Rinde und feinen Ästen im Vergleich zu Energierundholz zurückzuführen [37]. Hohe Blattanteile sind bei KUP im Gegensatz zum Waldrestholz eher auszuschließen, da KUP v. a. im Winter, d. h. in der vegetationsfreien Zeit, geerntet werden. Hohe Aschegehalte können jedoch auch aus anderen Quellen, z. B. aus einem Eintrag mit Mineralboden, stammen [23] [24]. Für die hier betrachteten Proben wird aber aufgrund des meist eher niedrigen Aschegehalts von ≤ 3 m-% nur von minimalen Einträgen mit Fremdstoffen ausgegangen. Die höchsten Aschegehalte > 3 m-% wurden bei Proben mit hohen Siliziumanteilen > 2.000 mg/kg beobachtet. Dies deutet auf einen Eintrag von Mineralboden hin (siehe auch Abschnitt 5.2.2 [23] [24]).

Die Siebung der Hackschnitzel mit dem Trommelsieb am TFZ führte in allen Fällen zu einer Reduzierung des Aschegehalts um 0,2–0,6 m-%. Gleichzeitig reduzierte sich der Feinanteil von 5–14 m-% auf < 2,3 m-% (Tabelle 6). Neben feinen Holzpartikeln werden

durch die Absonderung des Feinanteils vor allem der Rindenanteil, aber auch der Anteil mineralischer Verschmutzung reduziert [23] [24] [35]. Dennoch waren die meisten der gesiebten Hackschnitzel auch nach der Siebung noch in die Spezifikation A3.0 einzuordnen.

5.2.1.3 Heizwert

Die wasserfreien Heizwerte der KUP-Proben liegen im Mittel bei 18,4 MJ/kg und sind damit geringfügig niedriger als die Heizwerte der Referenzproben aus Waldrestholz und Energierundholz (Abbildung 28). Es konnten keine Unterschiede zwischen den verschiedenen Umtriebszeiten festgestellt werden.

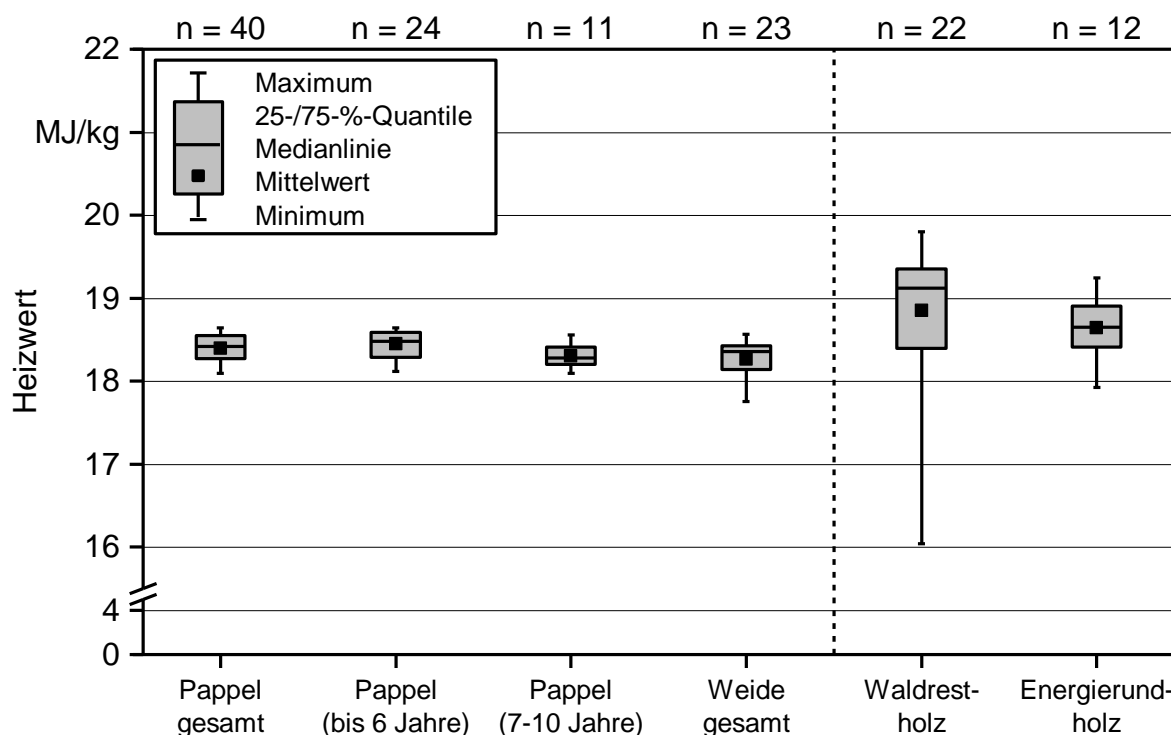


Abbildung 28: Heizwert (in MJ/kg, wasserfreie Bezugsbasis, Literaturwerte und gemessene Werte) der Sortimente Pappel (bis 6 und 7–10 Jahre), Weide, Waldrestholz und Energierundholz

Die Referenzproben aus dem Projekt „Optimale Bereitstellungsverfahren für Holzhackschnitzel“ bestanden vornehmlich aus Nadelholz. Der höhere Heizwert lässt sich somit auf die gegenüber Laubholz in Nadelholz tendenziell höheren Gehalte an Lignin und Harz zurückführen. Dementsprechend lagen die Heizwerte der Referenzproben aus Laubholz im Mittel ebenfalls bei ca. 18,4 m-% [23] [37].

5.2.1.4 Feinanteil und Partikelgrößenverteilung

Der Feinanteil der KUP-Proben lag häufig unterhalb der Werte der Waldhackschnitzel (Abbildung 29). Dies liegt neben einem hohen Nadelanteil bei den Waldrestholzproben vor allem an der Hackertechnik. KUP-Proben, die mit einem Feldhäcksler geerntet wurden, hatten häufig sehr niedrige Feinanteile (Mittel: 4,0 m-%, Max: 7,4 m-%, n = 8). Im Vergleich dazu hatten KUP-Hackschnitzel, die im abgesetzten Verfahren mit einem konventionellen Trommelhacker produziert wurden, mittlere Feinanteile von 7,1 m-% (Max: 14,0 m-%, n = 17).

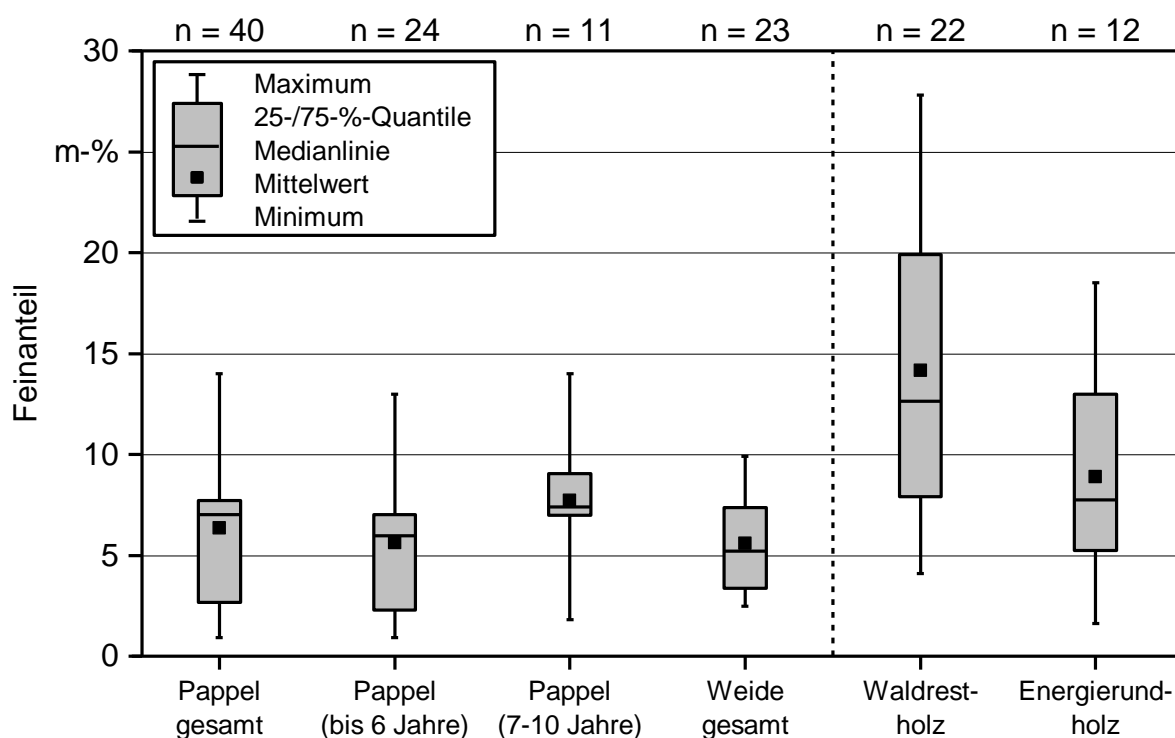


Abbildung 29: Feinanteil (in m-%, Literaturwerte und gemessene Werte) der Sortimente Pappel (bis 6 und 7–10 Jahre), Weide, Waldrestholz und Energierundholz

Während einer der Ernten konnte zudem ein neuartiger Hacker der Firma Alvatec GmbH getestet werden. Das System besteht aus zwei ineinanderlaufenden Schnecken und stellt daher keine typischen Hackschnitzel her. Vielmehr wird das Holz in größeren Scheiben vom Hackholz abgetrennt und durch die Drehbewegung in den Schnecken vorgebrochen (siehe Abbildung 30). Der so entstandene Brennstoff (Effits) hat nicht allzu viel mit den üblichen Hackschnitzeln gemein. Es handelt sich um relativ grobe Partikel mit sehr geringem Feinanteil. Das Material lässt sich zunächst nicht in die Klassifikationen der DIN EN ISO 17225-4 [11] einordnen. Durch die lamellenartig vorgebrochene Struktur dürfte die Brennstoffförderung in Schneckensystemen jedoch kaum ein Problem darstellen, da der Brennstoff in der Schnecke und beim Passieren der Zellradschleuse leicht weiter aufgebrochen werden sollte.

Interessanterweise hatten die Effits-Hackschnitzel aus KUP die mit Abstand niedrigsten Feinanteile ($< 1 \text{ m-\%}$, $n = 1$). Dies könnte Vorteile bei der Verbrennung, aber auch bei der Lagerung der neuartigen Brennstoffe haben. Das TFZ plant deshalb, die Brennstoffqualität und das Verbrennungsverhalten der Effits-Hackschnitzel in zukünftigen Projekten zu untersuchen.



Abbildung 30: Effits-Hackschnitzel des Alvattec-Schneckenhackers aus KUP (Pappel)

Die Partikelgrößenverteilung von KUP-Hackschnitzeln ließ sich aufgrund der durchschnittlich niedrigeren Feinanteile häufiger in eine der Partikelgrößenklassen (P31S, P45S) nach DIN EN ISO 17225-4 einordnen als bei den Waldhackschnitzeln. Ausschlaggebend war bei KUP eher das Überschreiten der maximalen Partikellänge anstatt des maximal zulässigen Feinanteils.

Auch in den Fallstudien auf den KUP-Flächen der LWF konnte die Partikelgröße der KUP-Hackschnitzel in vier von sieben Fällen direkt nach DIN EN ISO 17225-4 eingeordnet werden (P31S, P45S). Nicht-Klassifizierung lag i. d. R. an einer zu großen Partikellänge und nur im Fall der Probe P-SC-MX-t-10 an einem zu hohen Feinanteil (Tabelle 6). Durch Absiebung des Feinanteils konnte die Probe P-SC-MX-t-10 ebenfalls als P31S eingeordnet werden. Die beobachtete Verbesserung der Probe P-NH-MX-t-07 von P45S (vor Siebung) auf P31S (nach Siebung) kann dagegen nicht auf die Absiebung des Feinanteils, sondern nur auf eine hohe Probenheterogenität zurückgeführt werden.

Die nicht mit der hier verwendeten Siebtechnik reduzierte maximale Partikellänge ist bei Hackschnitzeln aus KUP-Holz als kritisch zu bewerten. Hierbei handelte es sich i. d. R. um dünne, lange und sehr biegsame Zweige. Diese haben im Feuerungsversuch stel-

lenweise zu Verstopfungen der Förderschnecken durch Brückenbildung vor der Zellrad-schleuse geführt (Unterkapitel 5.4). Eine Einhaltung der für den jeweiligen Kessel zuläs-sigen Partikelgröße nach DIN EN ISO 17225-4 durch die richtige Einstellung des Ha-ckers ist daher sehr zu empfehlen.

5.2.1.5 Schüttdichte

Die Schüttdichte (auf wasserfreier Bezugsbasis) der KUP-Proben lag bei durchschnittlich 170 kg/m^3 und damit um ca. 30 bzw. 40 kg/m^3 niedriger als bei Energierundholz oder Waldrestholz (Abbildung 31). Dies lässt sich vor allem auf unterschiedliche Rohdichten der Holzarten zurückführen, wobei vor allem die Proben aus harten Laubhölzern (z. B. Buche, Eiche) der Referenzproben deutlich über den Werten von Pappel und Weide la-gen (244 kg/m^3 , $n = 9$). Nadelholzproben lagen dagegen mit 195 kg/m^3 ($n = 21$) nur leicht höher als die Brennstoffe aus KUP. Bei den hier dargestellten Berechnungen wurde die Schrumpfung der Hölzer unterhalb des Fasersättigungspunkts durch Korrekturrechnung berücksichtigt (für Korrekturrechnung vgl. [17] [37]).

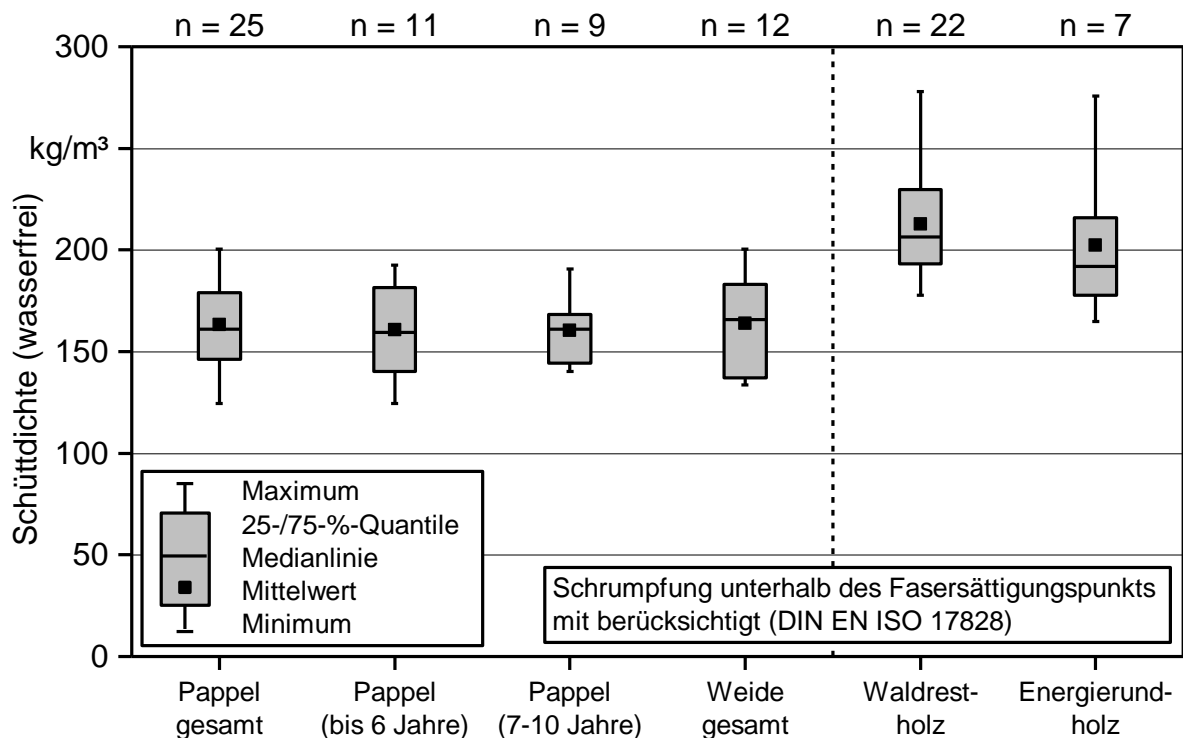


Abbildung 31: Schüttdichte (in kg/m^3 , wasserfreie Bezugsbasis, gemessene Werte und Literaturwerte) der Sortimente Pappel (bis 6 und 7–10 Jahre), Weide, Waldrestholz und Energierundholz

Die Schüttdichte verringerte sich ebenfalls durch die Siebung, da durch Entfernung der feinen Partikel mehr Luftzwischenräume in den Proben entstanden (Tabelle 6). Die Änderungen in der Schüttdichte waren jedoch sehr gering.

5.2.1.6 Zusammenfassung der physikalischen Brennstoffparameter

In den meisten Fällen konnten die Hackschnitzel hinsichtlich ihrer physikalischen Brennstoffparameter der Spezifikation B nach DIN EN ISO 17225-4 zugeordnet werden. Sie sind damit vergleichbar mit Hackschnitzeln aus Waldrestholz. Kritisch für die störungsfreie Verwendung in Kleinf Feuerungsanlagen könnten der Wassergehalt und die Partikelgröße sein. Bei Plantagenholz ist zudem darauf zu achten, dass eine Einordnung nach DIN EN ISO 17225-4 nur zulässig ist, wenn die Brennstoffe nicht von belasteten Standorten stammen.

5.2.2 Inhaltsstoffliche Brennstoffanalysen

Im Folgenden wird zunächst auf die Konzentration der einzelnen Elemente in den Brennstoffproben eingegangen (Abschnitte 5.2.2.1 bis 5.2.2.7). In Unterkapitel 5.3 erfolgt anschließend eine detaillierte Analyse zur Herkunft der chemischen Inhaltsstoffe.

Als wichtigste verbrennungskritische Elemente werden die Gehalte an Stickstoff, Chlor, Schwefel und an aerosolbildenden Elementen betrachtet (Abbildung 32, Abbildung 33, Abbildung 34, Abbildung 35, Tabelle 7). Zusätzlich werden die Gehalte an Cadmium und Zink dargestellt (Abbildung 37, Abbildung 38). Alle weiteren Konzentrationen werden im Anhang gezeigt.

5.2.2.1 Stickstoffgehalt

Die Stickstoffgehalte (N) lagen in allen KUP-Proben unterhalb des Grenzwerts der DIN EN ISO 17225-4 von 1,0 m-% (Abbildung 32). Die Werte der Pappel waren im Mittel vergleichbar mit den Werten für Waldrestholz. Weide lag i. d. R. darüber. Bei den Pappelproben der längeren Umtriebe (7–10 Jahre) waren geringere Gehalte an Stickstoff im Brennstoff zu finden als bei den Proben aus dem kürzeren Umtrieb (0–6 Jahre).

Betrachtet man die einzelnen Klone, so zeigt sich eine starke Streuung sowohl bei Pappel als auch bei Weide, wobei die Weide in keinem Fall so niedrige Gehalte wie Pappel erreicht. Bei Pappel weist H275 die geringsten N-Gehalte auf. Da der Stickstoffgehalt einen direkten Einfluss auf die Stickoxidemissionen hat [35] [42] [44] [46], kann angenommen werden, dass bei der Verbrennung von Pappelbrennstoffen ähnlich hohe NO_x-Emissionen wie bei der Verbrennung von Waldrestholz entstehen sollten, wohingegen bei der Verbrennung von Weidenhackschnitzeln aus KUP mit erhöhten NO_x-Emissionen gerechnet werden muss (vgl. auch Unterkapitel 5.4).

Stickstoff ist für den Pflanzenmetabolismus essenziell [31]. Daher ist er in grüner Biomasse, aber auch in Zweigen und Ästen sowie der Rinde häufig in höheren Konzentrationen zu finden als im Stammholz [23], d. h., deren Anteil im Brennstoff beeinflusst den Stickstoffgehalt. Dieser kann aber auch standortbedingt sein. Da KUP vornehmlich auf ehemals gedüngten Ackerflächen angebaut wird, sind die Stickstoffgehalte im Boden häufig höher als in Waldböden. Hierdurch könnte es zu einer erhöhten Aufnahme in die Pflanzen gekommen sein (vgl. Abschnitt 5.3.2).

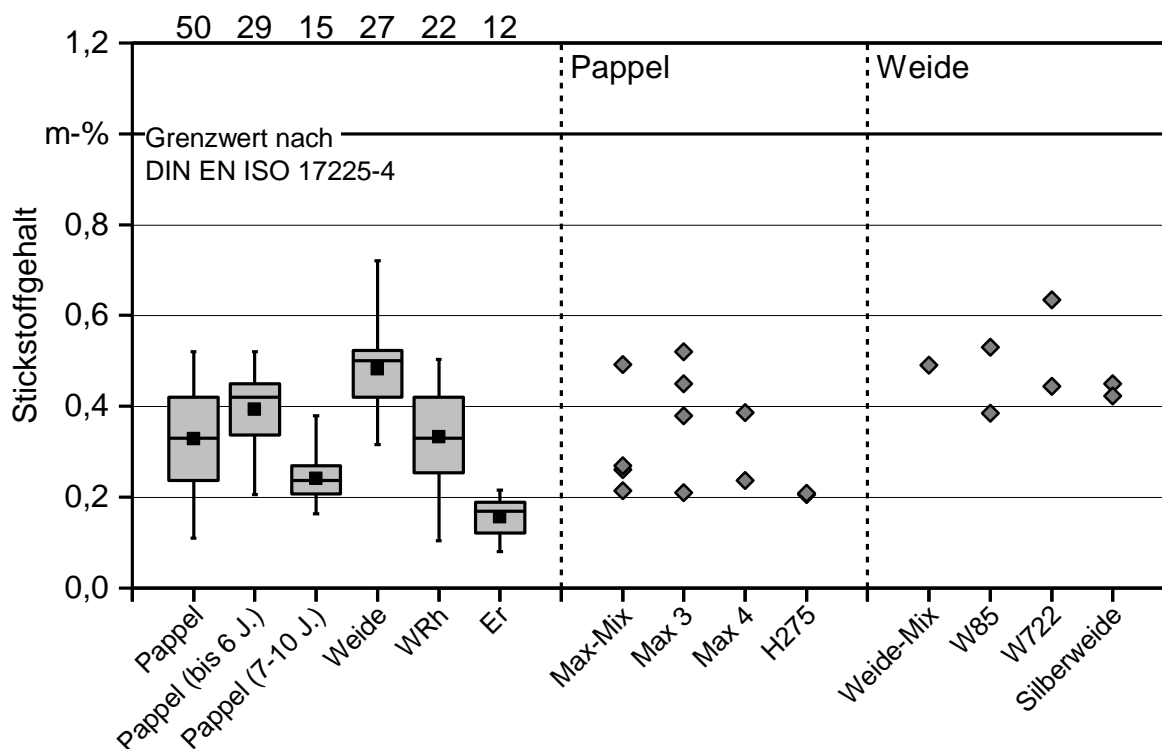


Abbildung 32: Mittlerer Stickstoffgehalt (Literaturwerte und gemessene Werte) von Hackschnitzelproben aus KUP-Pappel und KUP-Weide sowie Referenzwerte für Waldrestholz (WRh) und Energierundholz (Er) [23]. Graue Boxen geben 25-/75-%-Quantile sowie die Mediane, schwarze Boxen den Mittelwert, Fehlerbalken minimale und maximale Werte wieder. Die horizontale Linie gibt den Grenzwert für die Spezifikationen nach DIN EN ISO 17225-4, die obere x-Achse die Probenanzahl (n) wieder

5.2.2.2 Schwefelgehalt

Die Schwefelgehalte (S) lagen bei allen KUP-Sortimenten, d. h. sowohl bei der Pappel als auch bei der Weide, auf der Höhe der Vergleichsproben aus Waldrestholz, jedoch über den Proben aus Energierundholz (Abbildung 33). Im Mittel liegen die S-Gehalte bei der Weide etwas höher als bei Pappel und Waldrestholz. Der Grenzwert der DIN EN ISO 17225-4 von 0,1 m-% wurde aber in keiner der Proben überschritten.

Schwefel wird analog dem Stickstoff für den Pflanzenmetabolismus verwendet und ist demnach in grüner Biomasse, aber auch in dünnen Ästen und der Rinde erhöht [11] [23]. Analog könnte auch der höhere Schwefelgehalt standortbedingt sein, z. B. aufgrund von Düngerrelikten einer ehemals intensiven landwirtschaftlichen Nutzung.

Vor allem beim Schwefel kann es zu starken Unterschieden der Werte aufgrund der Analysemethode kommen (HNO₃-Aufschluss, HF-Aufschluss, Gesamtgehalt nach DIN EN ISO 16994). Die höchsten Werte zeigt dabei i. d. R. der HNO₃-Aufschluss [23]. Da auch die Referenzproben mittels HNO₃-Aufschluss analysiert wurden, wird auch bei den Werten der KUP-Proben auf diesen, soweit möglich, zurückgegriffen.

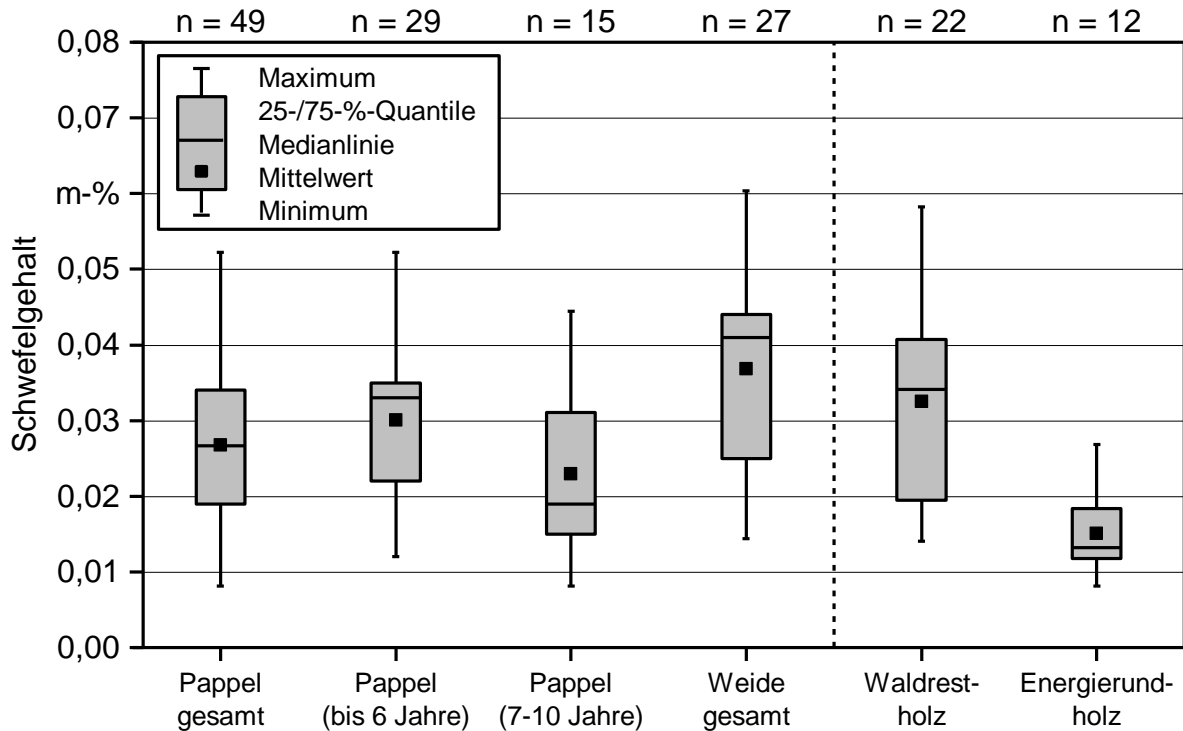


Abbildung 33: Mittlerer Schwefelgehalt (in m-%, wasserfreie Bezugsbasis, vornehmlich analysiert mittels HNO_3 -Aufschluss, gemessene Werte und Literaturwerte) in den Sortimenten Pappel (bis 6 und 7–10 Jahre), Weide, Waldrestholz und Energierundholz

Hohe Schwefelgehalte sind sowohl für Hochtemperatur-Korrosion als auch für Emissionen an SO_2 und Gesamtstaub verantwortlich [32]. Trotz der vergleichsweise höheren Gehalte der KUP-Proben im Vergleich zu den Proben aus Energierundholz sollten aber auch bei den Brennstoffen aus KUP diese Aspekte bei der Verbrennung eher unbedenklich sein.

5.2.2.3 Chlorgehalt

Die Chlorgehalte der KUP-Proben lagen auf einem ähnlichen Niveau wie die Proben aus Waldholz. Hackschnitzel aus Waldrestholz zeigten sogar tendenziell höhere Gehalte als die Proben aus KUP. Die Proben aus Energierundholz lagen dagegen tendenziell darunter (Abbildung 34). Auch Chlor wird vornehmlich für den Pflanzenmetabolismus benötigt. Es ist vor allem für die Photosynthese essenziell. Daher findet sich Chlor vor allem in der grünen Biomasse wieder [23].

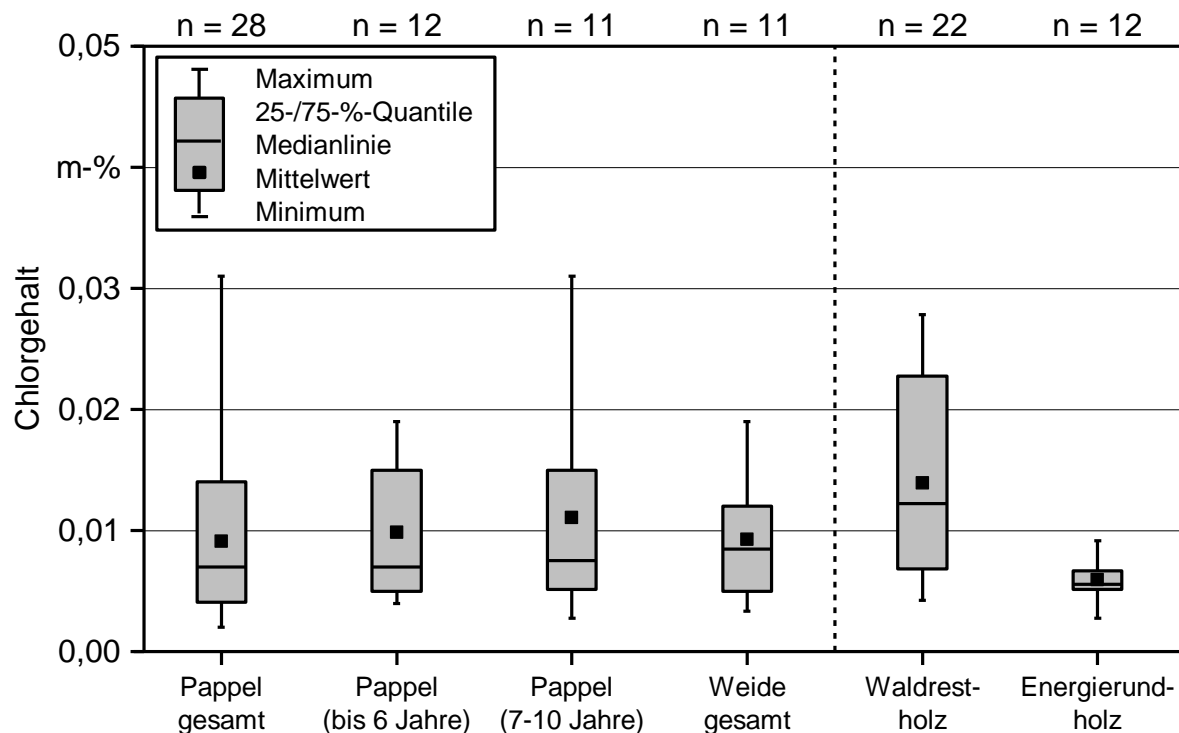


Abbildung 34: Mittlerer Chlorgehalt (in m-%, wasserfreie Bezugsbasis, gemessene Werte und Literaturwerte) in den Sortimenten Pappel (bis 6 und 7–10 Jahre), Weide, Waldrestholz und Energierundholz

Analog dem Schwefel ist auch Chlor für Hochtemperatur-Korrosion in der Feuerung, v. a. an Wärmetauschern verantwortlich [32]. Der nach DIN EN ISO 17225-4 vorgegebene Grenzwert von 0,05 m-% wird aber von allen Proben aus KUP unterschritten, wodurch die Gefahr der Korrosion eher gering sein sollte.

5.2.2.4 Aerosolbildende Elemente

Kalium zählt neben Natrium, Blei und Zink zu den sogenannten aerosolbildenden Elementen [32] [35] [42] [44]. Hohe Gehalte an Aerosolbildner wirken sich direkt auf die zu erwartenden Feinstaubemissionen bei der Verbrennung aus (vgl. Unterkapitel 5.4).

Sowohl Pappel als auch Weide zeigten deutlich erhöhte Gehalte an aerosolbildenden Elementen im Vergleich zu den Proben aus Waldholz (sowohl Wrh als auch Er [23] [35]). Somit ist bei der Verbrennung von KUP-Hackschnitzeln mit höheren Emissionen zu rechnen (vgl. Unterkapitel 5.4). Im Mittel sind die Gehalte an Aerosolbildnern bei Pappel und Weide etwa gleich hoch. Ein Blick auf die einzelnen Klone zeigt, dass insbesondere H275 vergleichsweise geringe Gehalte an Aerosolbildnern aufweist und so den Durchschnitt bei Pappel drückt.

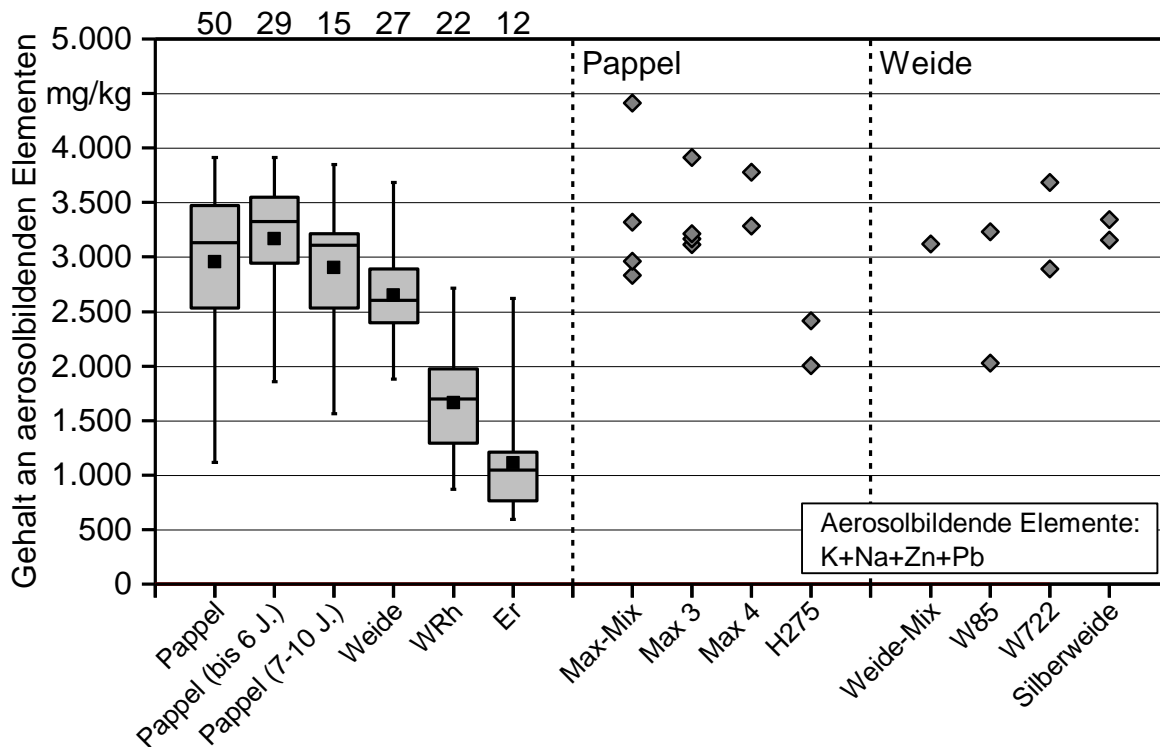


Abbildung 35: Mittlerer Gehalt an aerosolbildenden Elementen (Literaturwerte und gemessene Werte) von Hackschnitzelproben aus KUP-Pappel und KUP-Weide sowie Referenzwerte für Waldrestholz (WRh) und Energierundholz (Er) [23]. Graue Boxen geben 25-/75-%-Quantile sowie die Mediane, schwarze Boxen den Mittelwert, Fehlerbalken minimale und maximale Werte, die obere x-Achse die Probenanzahl (n) wieder

Aufgetrennt nach einzelnen Elementen macht K erwartungsgemäß den Großteil der aerosolbildenden Elemente aus (94,5–98,5 m-%). Trotz insgesamt höherer Konzentrationen im Vergleich zu Waldrestholz und Energierundholz (Abbildung 35) entspricht diese Beobachtung der Verteilung aerosolbildender Elemente in naturbelassenem Holz [23]. Na, Pb und Zn spielen mit maximal 4,5 m-% eine untergeordnete Rolle.

Auch Kalium ist für den Pflanzenmetabolismus essenziell. Schnell wachsende Baumarten wie Weide und Pappel könnten es pflanzenspezifisch stärker aktiv aufnehmen als langsamer wachsende Baumarten. Zudem könnte Kalium im Fall von KUP analog Stickstoff und Schwefel aus Düngerrelikten oder der Mineralzusammensetzung des Bodens selbst stammen (d. h. Verschmutzung durch tonhaltigen Mineralboden) (vgl. Unterkapitel 5.3). Folglich dürften bei der Verbrennung von KUP-Hackschnitzeln die Emissionen an Staubpartikeln höher ausfallen als bei der Verbrennung von Waldrestholz oder Energierundholz [23] [35] [42] [44] [46] (vgl. Unterkapitel 5.4).

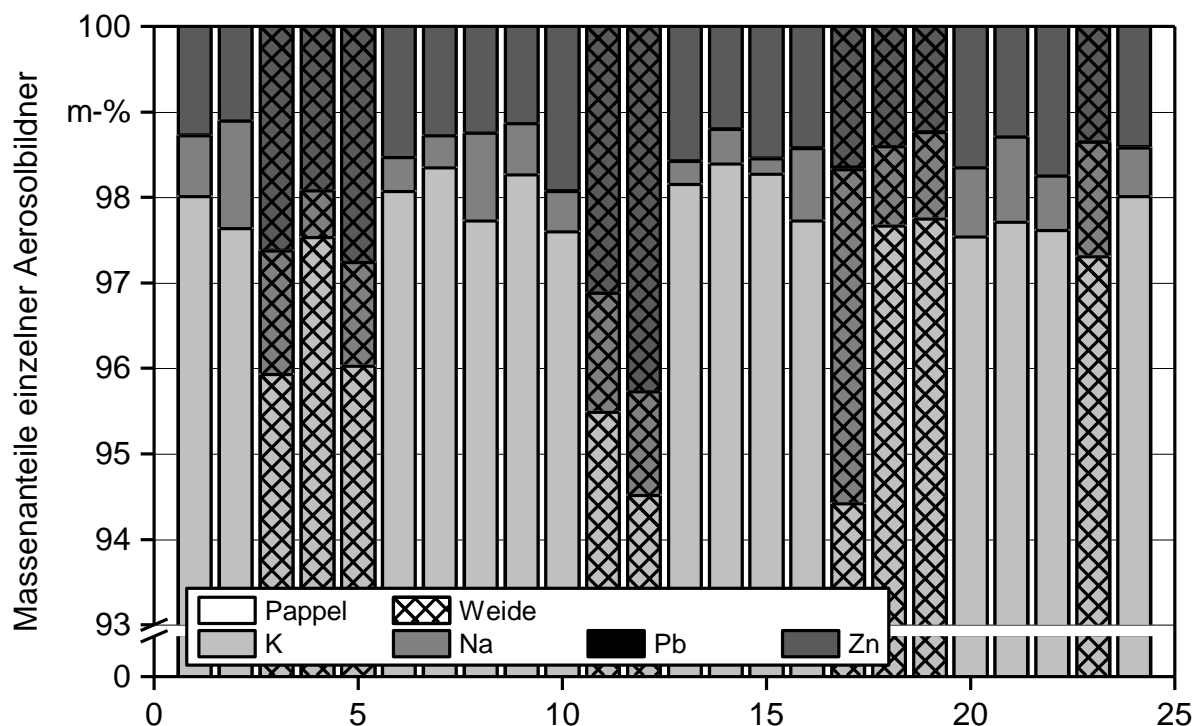


Abbildung 36: Massenanteil (m-%) der aerosolbildenden Elemente an der Gesamtmasse der Aerosolbildner in den Einzelproben aus dem Projekt „Einfluss von Baumart, Lagerung und Aufbereitung auf die Brennstoffqualität und das Emissionsverhalten von KUP-Hackschnitzeln“

5.2.2.5 Cadmium und Zink

Sowohl Cadmium als auch Zink waren in den Hackschnitzeln aus KUP im Vergleich zu den Proben aus Waldrestholz oder Energierundholz erhöht (Abbildung 37 [23]). Vor allem die Proben aus Weide lagen noch einmal deutlich über den Proben aus Pappel. Einzelwerte der Weide lagen dabei sogar über den Grenzwerten der DIN EN ISO 17225-4 mit $\leq 2,0$ mg/kg für Cadmium und ≤ 100 mg/kg für Zink [11].

Zink wird als Mikronährstoff essenziell für den Pflanzenmetabolismus eingestuft [31]. Es wird vorwiegend stoffwechselgesteuert von den Pflanzen aufgenommen. Cadmium wird dagegen nicht für die Pflanze benötigt. Da es jedoch hinsichtlich seiner Bindungsformen dem Zink sehr nahe ist, könnte es bei hohen Konzentrationen im Boden von der Pflanze möglicherweise passiv zusammen mit Zink aufgenommen werden (vgl. hierzu Abschnitt 5.3.4). Der Aufnahmemechanismus von Cd in Pflanzen ist allerdings noch nicht abschließend geklärt. Die Affinität zu den beiden Elementen könnte zudem baumartenspezifisch zu sein.

Betrachtet man die Klone im Einzelnen, so zeigt sich gerade bei Max 3 eine starke Streuung. Die höchsten Cd-Gehalte zeigten die Weiden W85 und W722. Bei der Pappel scheint der Klon H275 verhältnismäßig hohe Gehalte zu haben. Zu bemerken ist, dass alle Brennstoffgehalte unterhalb des Grenzwerts für Cd der Spezifikationen B1 und B2 nach DIN EN ISO 17225-4 lagen (< 2 mg/kg).

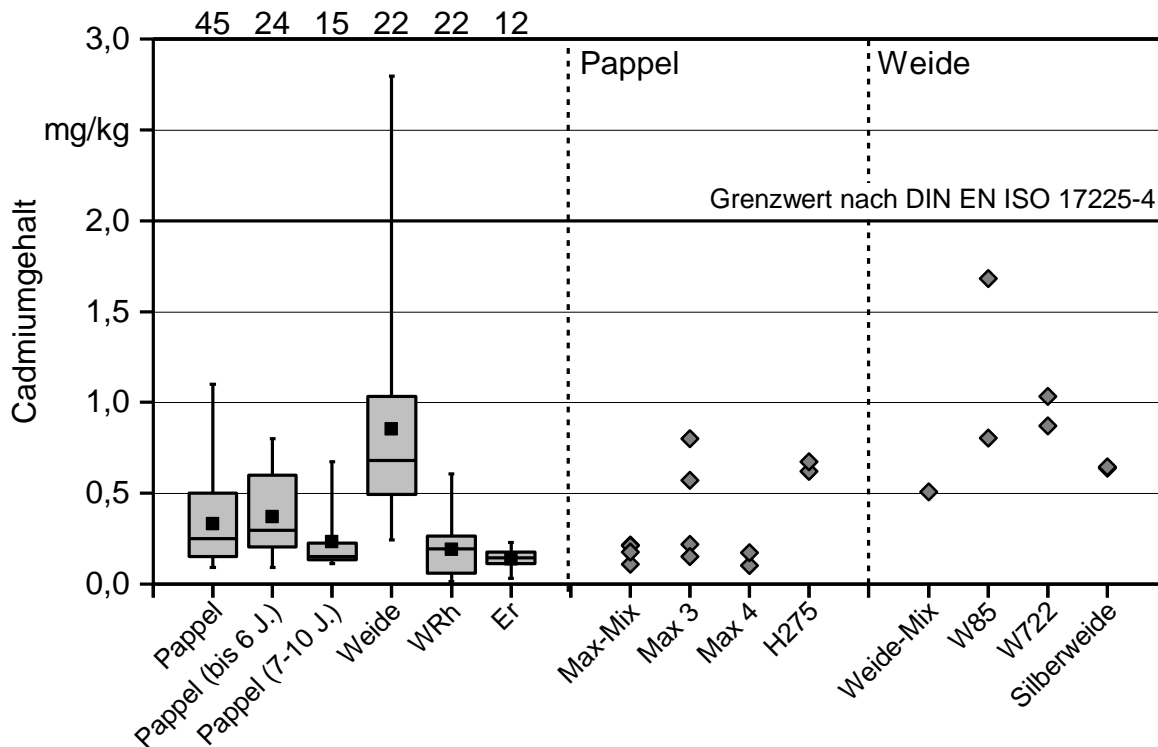


Abbildung 37: Mittlerer Gehalt an Cadmium (Literaturwerte und gemessene Werte) von Hackschnitzelproben aus KUP-Pappel und KUP-Weide sowie Referenzwerte für Waldrestholz (WRh) und Energierundholz (Er) [23]. Graue Boxen geben 25-/75%-Quantile sowie die Mediane, schwarze Boxen den Mittelwert, Fehlerbalken minimale und maximale Werte, die obere x-Achse die Probenanzahl (n) wieder

Für die Zn-Gehalte zeigt sich ein ähnliches Bild wie bei Cd. Beide Schwermetalle sind sich hinsichtlich Bindungsverhältnissen und -verhalten sehr ähnlich [31]. Im Unterschied zu Cd weisen sowohl Hackschnitzel aus Pappel als auch aus Weide wesentlich höhere Zn-Gehalte auf als Waldrestholz oder Energierundholz (Abbildung 38). Die Zn-Konzentrationen der Weide überschreiten im Einzelfall bereits den Grenzwert der Spezifikation B1 und B2 der DIN EN ISO 17225-4, auch wenn der Mittelwert noch deutlich unterhalb des Grenzwerts liegt. Die mittleren Zn-Gehalte von Pappelhackschnitzeln liegen etwa bei der Hälfte der Gehalte von Weide.

Die Zn-Gehaltsspanne bei Pappel ist vergleichsweise eng. Dies trifft auch auf die Streuung bei den Klonen zu. Bei Weide ist dagegen eine deutlich stärkere Streuung bei den Klonen zu beobachten. Die hier beprobten Brennstoffe aus Silberweide weisen vergleichsweise niedrige Zn-Gehalte auf, die im Bereich der Pappeln liegen, während die W722-Proben die höchsten Zn-Konzentrationen beinhalten. Hier wird in einem Fall auch der Grenzwert der DIN EN ISO 17225-4 überschritten. Die Gehaltsunterschiede könnten u. a. klonspezifisch sein, da die Proben des Klons W722 von den gleichen Standorten wie die Proben des Klons W85 stammten (Coburg und Schwarzenau). W85 reichert aber deutlich weniger Zn an als W722. Die Herkunft der Elemente Cd und Zn in den Proben wird in Abschnitt 5.3.4 genauer analysiert.

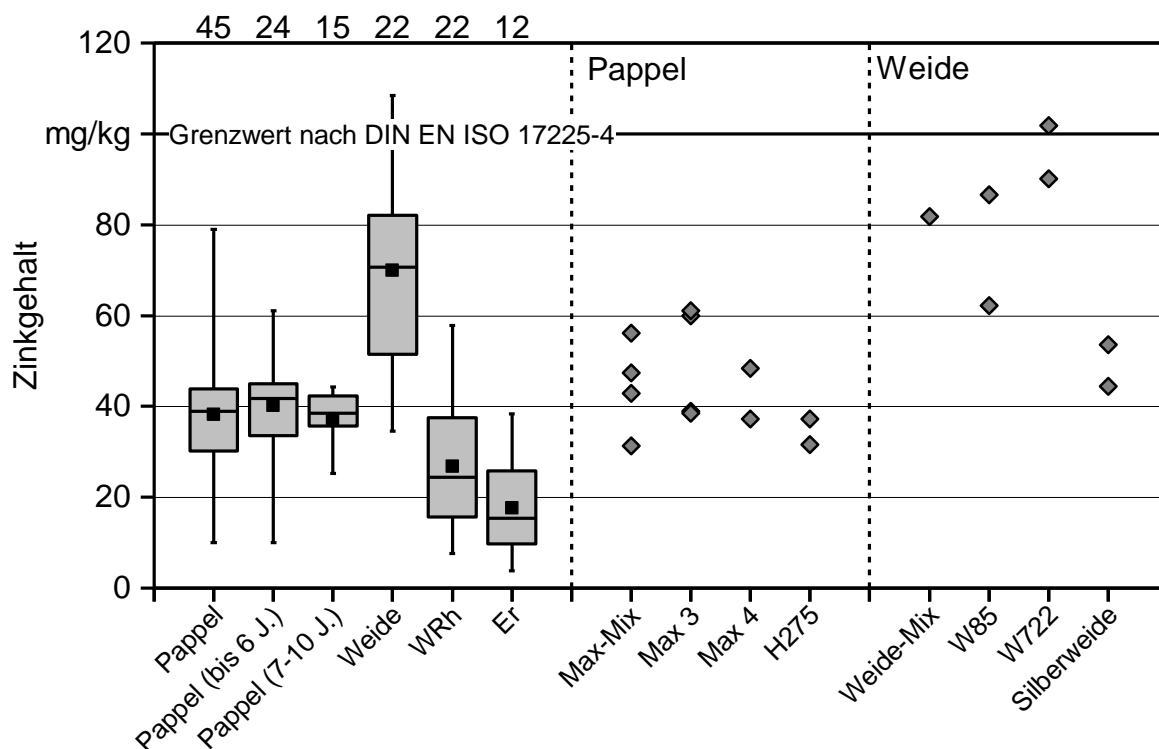


Abbildung 38: Mittlerer Gehalt an Zink (Literaturwerte und gemessene Werte) von Hackschnitzelproben aus KUP-Pappel und KUP-Weide sowie Referenzwerte für Waldrestholz (WRh) und Energierundholz (Er) [23]. Graue Boxen geben 25-/75%-Quantile sowie die Mediane, schwarze Boxen den Mittelwert, Fehlerbalken minimale und maximale Werte, die obere x-Achse die Probenanzahl (n) wieder

5.2.2.6 Einfluss der Siebung auf die inhaltsstoffliche Zusammensetzung

Analog zu der physikalischen Brennstoffqualität wurde auch die Änderung der inhaltsstofflichen Zusammensetzung durch die Siebung analysiert (Tabelle 7). In allen Fällen führte die Siebung zu einer Verringerung verbrennungskritischer Inhaltsstoffe, z. B. an N, S, Cl, K oder der Summe aerosolbildender Elemente. Auch die Gehalte an weiteren Hauptelementen (z. B. Ca, Mg, Si) oder an Schwermetallen konnten durch die Siebung verringert werden (siehe Anhang Tabelle 20 bis Tabelle 22). Insgesamt war die Verringerung der Gehalte an verbrennungskritischen Elementen jedoch gering.

Tabelle 7: *Inhaltsstoffliche Brennstoffeigenschaften der für Feuerungsversuche verwendeten Brennstoffe*

Probencode	Siebung	N in m-%	S in m-%	Cl in m-%	K in mg/kg	Σ [K, Na, Pb, Zn] in mg/kg
W-SC-WX-t-05	Nein	0,47	0,02	0,01	2.944	4.100
	Ja	0,47	0,03	0,01	2.865	4.004
W-NH-Swei-f-06	Nein	0,38	0,02	0,01	2.769	3.857
	Ja	0,38	0,03	0,01	2.568	3.640
W-NH-Swei-t-06	Nein	0,52	0,03	0,02	2.908	3.985
	Ja	0,44	0,02	0,02	2.551	3.613
P-SC-MX-t-05	Nein	0,30	0,02	0,01	3.011	4.111
	Ja	0,25	0,01	0,01	2.574	3.653
P-SC-MX-t-10	Nein	0,33	0,02	0,02	3.773	4.847
	Ja	0,24	0,02	0,01	3.606	4.668
P-NH-MX-f-07	Nein	0,25	0,02	0,03	3.019	4.111
	Ja	0,23	0,01	0,01	2.855	3.934
P-NH-MX-t-07	Nein	0,21	0,02	0,02	2.725	3.788
	Ja	0,16	0,02	0,01	2.481	3.531
Pappel* fünfjährig	Nein	0,37	0,04	0,02	3.270	3.327
	Ja	0,33	0,03	0,02	3.230	3.284
Ref-Fi-1	–	0,05	0,01	0,00	484	608
Ref-Fi-2	–	0,04	0,01	0,01	472	569
Ref-Wrh	–	0,39	0,03	0,02	1.557	1.736

N = Stickstoffgehalt, S = Schwefelgehalt, Cl = Chlorgehalt, K = Kaliumgehalt, Σ [K, Na, Pb, Zn] = Summe aerosolbildende Elemente, alle Daten auf wasserfreier Bezugsbasis, * = im belaubten Zustand geerntet (Mai)

Zu beachten ist, dass bei den bisherigen Betrachtungen jeweils die gesamte Brennstoffprobe verwendet wurde. Hierbei handelt es sich um Mischungen aus Holz, Rinde und möglichen Verschmutzungen mit Mineralboden. Zwar deuten sich schon erste klonspezifische Unterschiede zwischen den Proben an (z. B. Zn bei den Weiden W722 und W85), eine Schlussfolgerung über die Herkunft der Elemente im Brennstoff bleibt aus den bisherigen Betrachtungen allerdings noch offen. Eine erste Gegenüberstellung der mittleren Asche- und Elementgehalte der Brennstoffe mit den jeweiligen gewaschenen Hackschnitzeln zeigt, dass die gewaschenen reinen Holzproben i. d. R. niedrigere Gehalte als die ungewaschenen Proben aufweisen (Tabelle 8). Folglich liegt der Schluss nahe, dass zumindest ein Teil der Elementgehalte im Brennstoff aus Verunreinigungen mit Mineralboden stammt. Auf die Herkunft der Elemente wird daher im folgenden Unterkapitel 5.3 detailliert eingegangen.

Tabelle 8: *Mittlere Asche- und Elementgehalte gewaschener (gew.) im Vergleich zu ungewaschenen (ungew.) Proben (Mittelwert \pm Standardabweichung, Daten auf wasserfreier Bezugsbasis)*

Baumart		Asche m-%	N m-%	Cd mg/kg	Si mg/kg	Zn mg/kg	Aerosolbildner mg/kg
Pappel	ungew.	2,2 $\pm 0,7$	0,30 $\pm 0,11$	0,30 $\pm 0,24$	417 ± 492	43 ± 10	3.154 ± 602
	gew.	1,8 $\pm 0,4$	0,27 $\pm 0,10$	0,26 $\pm 0,21$	332 ± 200	40 ± 8	2.406 ± 538
Weide	ungew.	2,6 $\pm 1,4$	0,48 $\pm 0,07$	0,82 $\pm 0,37$	1.074 ± 2.460	69 ± 22	3.073 ± 537
	gew.	2,1 $\pm 0,5$	0,41 $\pm 0,07$	0,76 $\pm 0,36$	306 ± 283	68 ± 26	2.358 ± 472
T-Test ¹		**	**	n. s.	n. s.	n. s.	***

¹ gepaarter T-Test (gewaschen/ungewaschen) über alle Proben mit signifikanten Unterschieden $p \leq 0,01^{**}$ und $p \leq 0,001^{***}$ (n. s. = nicht signifikant)

5.2.2.7 Zusammenfassung inhaltsstoffliche Brennstoffqualität

Brennstoffe aus KUP zeigten erhöhte Gehalte an Aerosolbildnern (v. a. K) sowie an Cd und Zn im Vergleich zu Proben aus Waldrestholz und Energierundholz. Auch der N-Gehalt kann in KUP-Proben erhöht sein. Dabei lagen die Werte aber i. d. R. unterhalb der Grenzwerte der Spezifikationen B1 und B2 nach DIN EN ISO 17225-4. Die Elemente S und Cl zeigten dagegen keine Auffälligkeiten. Im Vergleich zu anderen Agrarbrennstoffen wie z. B. Stroh ist KUP-Holz demnach als sehr hochwertiger Brennstoff einzuordnen.

Nichtsdestotrotz kann aus den Analysen bereits im Vorfeld darauf geschlossen werden, dass es bei der Verbrennung von KUP im Vergleich zu Waldholz zu höheren Emissionen an NO_x oder Feinstaub kommen dürfte. Dies wird in den Unterkapiteln 5.4 und 5.5 bei den Ergebnissen aus den Praxisversuchen dargestellt. Vorab wird in Unterkapitel 5.3 die Herkunft der Inhaltsstoffe im Brennstoff analysiert, um praktikable Handlungsoptionen für die Verringerung der verbrennungskritischen Elemente in KUP-Hackschnitzeln aufzuzeigen.

5.3 Herkunft der Inhaltsstoffe in KUP-Brennstoffen

Im den folgenden Abschnitten wird nacheinander die Herkunft der aerosolbildenden Elemente (Abschnitt 5.3.1), des Stickstoffs (Abschnitt 5.3.2), der aschebildenden Elemente (Abschnitt 5.3.3) und der Elemente Cd, Cr, Ni und Zn (Abschnitt 5.3.4) analysiert. Danach werden die Konzentrationen hinsichtlich der Verschmutzung mit Bodenmaterial (Abschnitt 5.3.5) sowie der Einfluss der Erntemethode (Abschnitt 5.3.6) und der Umtriebszeit der Klone (Abschnitt 5.3.7) betrachtet. Dabei wird v. a. auf die Proben aus den Versuchsflächen der LWF zurückgegriffen, da diese mit einer Analyse des jeweiligen

Standorts verglichen werden können. Hieraus ergeben sich mitunter gezielt Praxisempfehlungen zur Minimierung der Gehalte verbrennungskritischer Elemente.

5.3.1 Herkunft der aerosolbildenden Elemente im Brennstoff

Zur Klärung der Herkunft der aerosolbildenden Elemente (K, Na, Pb und Zn [46]) wird zunächst auf die Ergebnisse der gewaschenen und ungewaschenen Proben aus den Fallstudien auf den Versuchsflächen der LWF zurückgegriffen (Abbildung 39 bis Abbildung 43). Die Proben 1 bis 3 in Abbildung 39 bis Abbildung 43 entstammen einer konventionellen motormanuellen Ernte (Schwarzenau), die Proben 4 bis 16 einer motormanuellen, außerplanmäßigen Ernte, bei der große Sorgfalt auf die Gewinnung einer „sauberen“ Probe verwendet wurde (Schwarzenau und Coburg, siehe Unterkapitel 4.1). Die Proben 17 bis 24 wurden motormanuell im Rahmen einer konventionellen Ernte gewonnen (Neuhof).

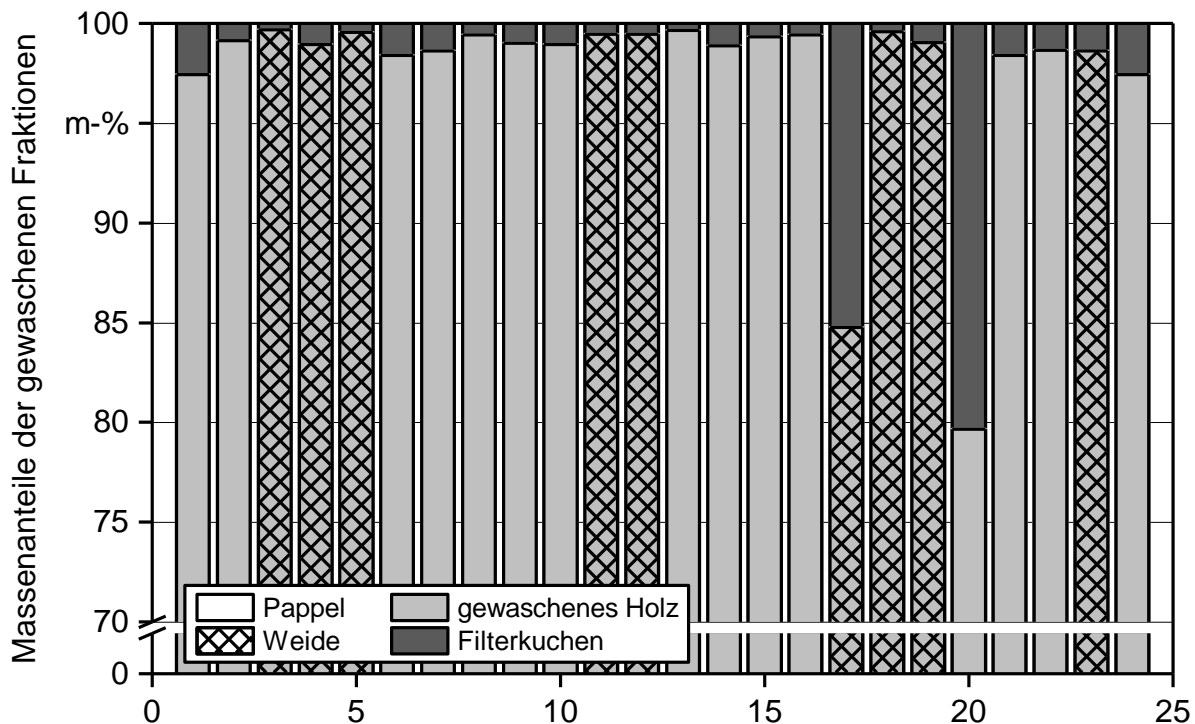


Abbildung 39: Anteile des Filterkuchens und des gewaschenen Holzes an der Gesamtprobe

Der Filterkuchen macht bei den meisten Proben einen Anteil von < 3 m-% und somit nur einen geringen Anteil am Brennstoff aus (Abbildung 39). Im Fall von zwei Proben lag der Filterkuchen jedoch bei > 15 m-% (Probe 17 und 20, vgl. auch Abschnitt 5.3.5). Dabei ist zu beachten, dass der Filterkuchen nicht in allen Fällen ausschließlich aus Mineralboden bestand, sondern trotz Schwerentrennung auch noch Anteile an holzigem Material und Rinde beinhalten konnte. Dies wird in Abschnitt 5.3.5 näher diskutiert, sollte aber in den folgenden Bewertungen mit berücksichtigt werden.

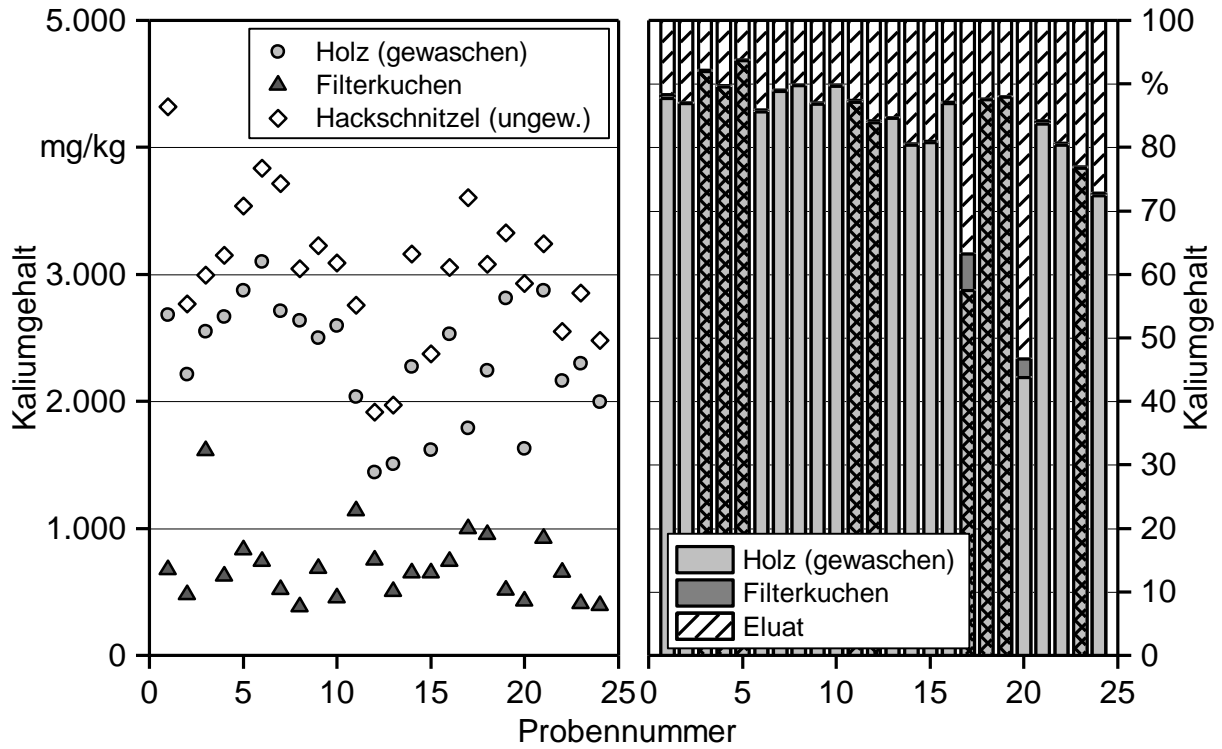


Abbildung 40: Kaliumgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Kaliumgehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)

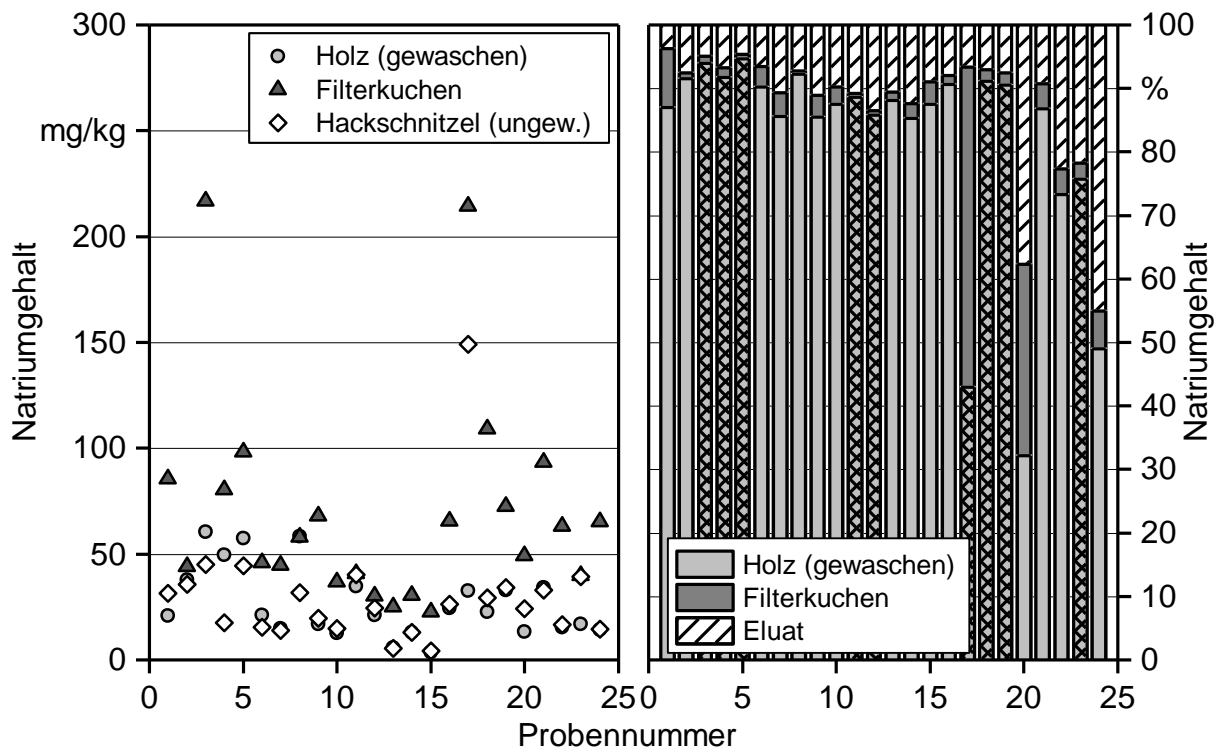


Abbildung 41: Natriumgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Natriumgehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)

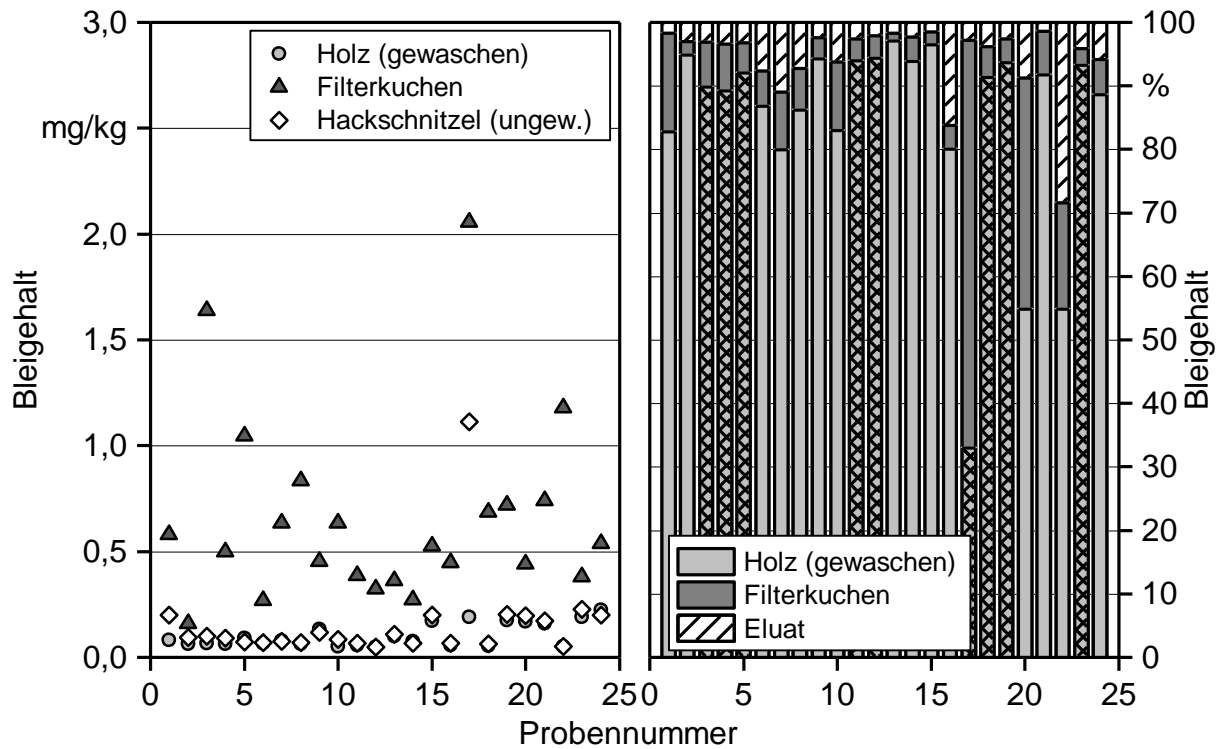


Abbildung 42: Bleigehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Bleigehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)

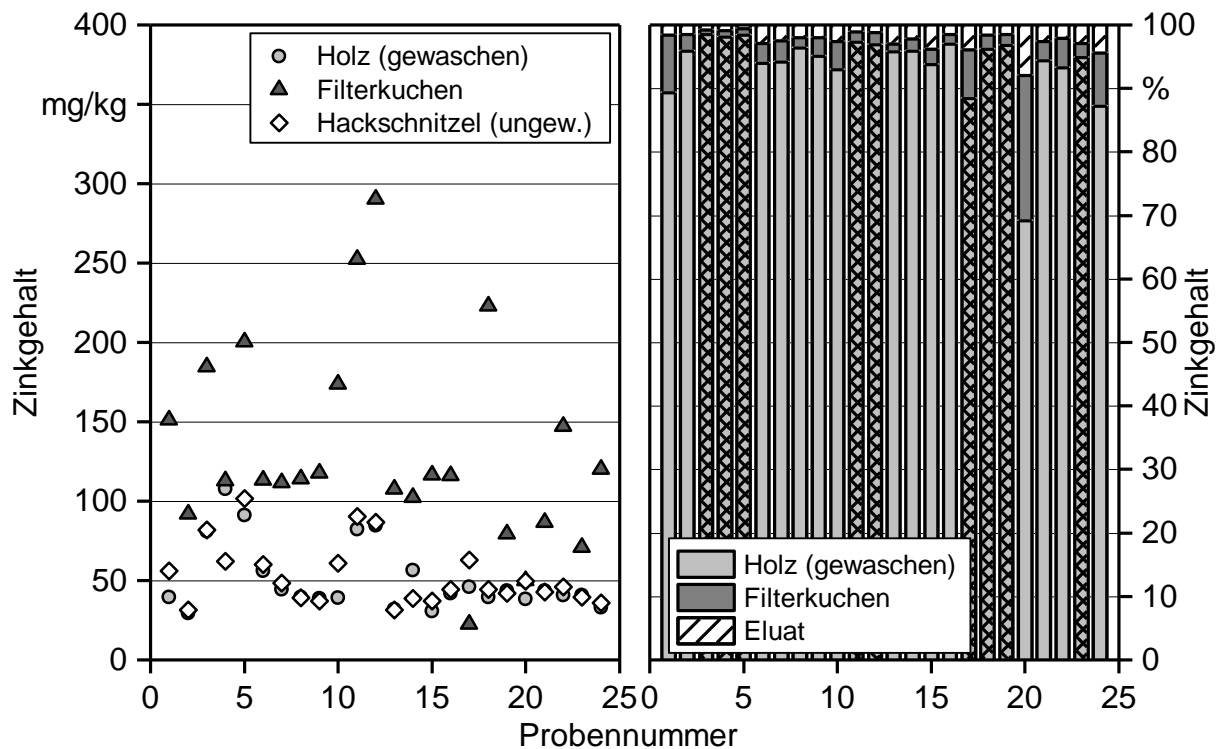


Abbildung 43: Zinkgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Zinkgehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)

Die gewaschenen Proben wurden auf zwei Arten ausgewertet. Abbildung 40 bis Abbildung 43 (links) zeigen die Elementkonzentrationen in mg/kg, bezogen auf die jeweilige Fraktion (Filterkuchen, gewaschenes Holz und ungewaschene Probe). Hierdurch kann diejenige Fraktion ermittelt werden, die die höchsten Konzentrationen des problematischen Elements enthält. Der Gesamtgehalt des jeweiligen Elements wurde zudem für jede Fraktion (Filterkuchen, gewaschene Probe, Waschwasser) prozentual auf den Gesamtgehalt in der kompletten Brennstoffprobe bezogen (Abbildung 40 bis Abbildung 43, rechts). Hierdurch zeigt sich, welchen Anteil eine Fraktion tatsächlich am Brennstoff ausmacht.

Für das Element K zeigt sich, dass die gewaschene Biomasse, d. h. das reine Holz, immer höhere Konzentrationen als der Filterkuchen aufweist (Abbildung 40, links). Dieser enthält ebenfalls deutliche Gehalte an K, was neben Gehalten im Mineralboden möglicherweise in einer nicht ganz vollständigen Trennung von Boden und Holz beim Waschen oder an dem für die Schwereretrennung zugegebenen Zucker begründet ist (siehe Abschnitt 5.3.5).

Auch die absoluten Elementgehalte im Brennstoff zeigen, dass K primär im reinen Holz zu finden ist und in der Regel einen Anteil von 70 bis 90 m-% des K der gesamten Brennstoffmasse ausmacht (Abbildung 40, rechts). 10–30 m-% des K können durch den Waschprozess aus den Hackschnitzeln gelöst werden. In manchen Fällen machte das Waschwasser sogar bis zu 45 m-% aus. Das im Wasser gelöste K kann dabei weder dem gewaschenen Holz noch dem Filterkuchen eindeutig zugeordnet werden und könnte die Ursache für die insgesamt höheren Konzentrationen in der ungewaschenen Biomasse im Vergleich zum gewaschenen Holz/Filterkuchen sein (Abbildung 40, links).

Hohe Konzentrationen an Na, Pb und Zn finden sich primär in den Filterkuchen (Abbildung 41 bis Abbildung 43, links). Reines Holz weist nur sehr geringe Konzentrationen an Na und Pb auf. Bezogen auf die absolute Brennstoffmasse ist die Hauptmenge des Na, aber auch die des Pb trotzdem meistens im Holz gebunden (i. d. R. etwa 90 m-%, Abbildung 41 und Abbildung 42, rechts). In drei Einzelfällen stammen allerdings 50–70 m-% nicht aus dem Holz. Ähnlich wie K löst sich Na mit 5–15 m-% im Wasser, in Einzelfällen sogar bis zu 45 m-%.

Auch die Zn-Konzentrationen des Holzes sind geringer als die der Filterkuchen. Dennoch ist auch in diesem Fall der Großteil, d. h. etwa 90–95 m-% des gesamten Zn im Holz gebunden (Abbildung 43, rechts). Die Filterkuchen enthalten zwischen 2 und 10 m-%. Die Löslichkeit ins Waschwasser ist mit 2–10 m-% sehr gering.

Somit ergibt sich für die Bindung der Elemente an bestimmte Fraktionen bzw. für deren Löslichkeit folgende Reihenfolge:

- durch Wasser aus Brennstoffprobe herauslösbar: $K > Na > Pb > Zn$,
- im Filterkuchen gebunden: $Pb > Na > Zn > K$,
- im Holz gebunden: $Zn > Pb > Na > K$.

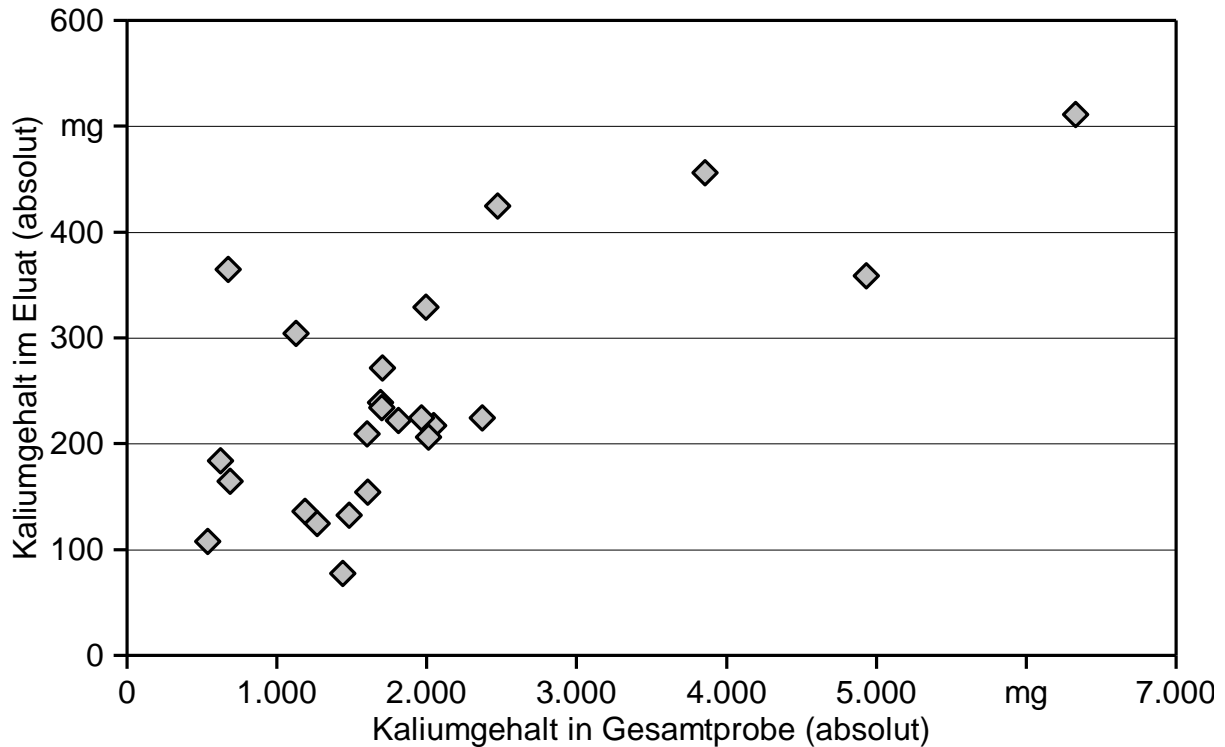


Abbildung 44: Absoluter Kaliumgehalt (in mg) im Waschwasser (Eluat) im Verhältnis zum Kaliumgehalt in der Gesamtprobe (in mg)

Auf die Absolutmengen bezogen ist der Großteil der aerosolbildenden Elemente in den hier untersuchten Proben somit im Holz gebunden. Vor allem K und Na können jedoch in das Waschwasser übergehen (Abbildung 40, Abbildung 41). Ob K und Na im Waschwasser aus dem Holz selbst oder aus dem anhaftenden Bodenmaterial in Lösung gehen, kann aus den Ergebnissen nicht differenziert werden. Abbildung 44 zeigt jedoch, dass das im Waschwasser befindliche K mit den Gehalten in den ungewaschenen Hack schnitzeln zunimmt. Beobachtungen an bayerischen Waldklimastationen weisen darauf hin, dass sich K leicht über das Regenwasser aus Blättern und Nadeln auswaschen lässt. Insofern ist es möglich, dass K (und ggf. auch Na) sich aus dem Holz löst und osmotisch bedingt in das Waschwasser diffundiert.

In Einzelfällen (2 von 24) könnten insbesondere Na und Pb zu 35–60 m-% aus dem Filterkuchen und damit ggf. aus Bodenmaterial stammen. Aufgrund der insgesamt niedrigen Asche- und Siliziumgehalte in den meisten Proben (siehe Abschnitte 5.2.1 und 5.3.3) und dem niedrigen Anteil des Filterkuchens an der Gesamtmasse der Proben (Abbildung 39) kann in den übrigen Fällen jedoch von einer nur geringen Verunreinigung der Proben ausgegangen werden (vgl. auch Abschnitt 5.3.5). Folglich macht der Anteil der aerosolbildenden Elemente im Filterkuchen meist auch nur einen sehr geringen Anteil am Gesamtgehalt der hier analysierten Proben aus. Vor allem die Gehalte an Na, Pb und Zn sollten jedoch bei höheren Einträgen von Mineralboden im Brennstoff ansteigen (Konzentration Filterkuchen > Konzentration Holz) [23]. Auch im Fall von K kann davon ausgegangen werden, dass dieses vor allem aus dem Holz stammt. Ein Eintrag mit Mi-

neralboden sollte zumindest in den hier untersuchten Proben bzw. Standorten die Konzentration an K im Brennstoff nur bedingt steigern können (Konzentration Holz > Konzentration Filterkuchen). Auszuschließen ist dies jedoch nicht, da die K-Gehalte der gewaschenen Biomasse zwischen 1.500 und 4.500 mg/kg lagen, die K-Gehalte im Boden jedoch abhängig von der jeweiligen Bodenfraktion bei bis zu 14.300 mg/kg liegen können (Königswasserauszug). Der Mittelwert für K im Boden lag aber i. d. R. < 4.500 mg/kg (siehe Anhang).

5.3.1.1 Aufnahme von Na und K in die Pflanze

Die hier untersuchten KUP-Proben zeigten insgesamt höhere Gehalte an K oder Na im Vergleich zu den Referenzproben aus Waldrestholz oder Energierundholz (Abbildung 35). Die Werte der KUP-Proben entsprechen in etwa der Gehaltsspanne von Laubholzrinde [10] und könnten durch einen höheren Rindenanteil im Verhältnis zum Holz bedingt sein (vgl. auch Abschnitt 5.3.7). Der Mineralbodenanteil im Brennstoff ist nur bedingt geeignet, die hohen Gehalte an K in den Gesamtproben zu erklären (siehe oben). Möglicherweise gibt es bei KUP eine Anreicherung in der Biomasse. Für die Aufnahme von Elementen aus dem Boden in die Pflanze können sogenannte Transferfaktoren (TF) bzw. Bioakkumulationsindices (BAC, IBA) herangezogen werden [31]:

$$TF = BAC = IBA = \text{Konzentration}_{\text{Pflanze}} / \text{Konzentration}_{\text{Boden}}$$

Eine Anreicherung eines Nährstoffs in der Pflanze liegt somit dann vor, wenn der Transferfaktor > 1 ist.

Eine Hypothese ist, dass KUP-Proben auf ehemals gedüngten Flächen angebaut werden. Auf diesen könnte z. B. aufgrund von Düngereликten, aber auch aufgrund der pH-Werte der Standorte im Bereich zwischen 5,5 und 8,5 die Verfügbarkeit von K für die Pflanzen vergleichsweise hoch sein [31]. K wird als Dünger, z. B. in Form von K_2O und in Kombination mit anderen Nährstoffen, ausgebracht [40] und setzt sich mit Wasser in Kaliumhydroxid um. Es bildet sich relativ rasch ein Gleichgewicht zwischen K in der Bodenlösung [43], das von den Pflanzen schnell mit dem Wasser passiv aufgenommen werden kann, und K, das an Austauschere wie Tonminerale und organische Austauschere gebunden ist [40]. Dabei kann K auch in den Zwischenschichten von Tonmineralen gebunden werden (K-Fixierung). Die K-Fixierung ist umso höher, je weniger K am Austauschere gebunden und je höher der Tongehalt des Bodens und der K-Gehalt in der Bodenlösung ist. Sowohl das K in der Bodenlösung als auch das an Tonminerale fixierte K kann durch die Pflanze aufgenommen werden. Die Aufnahme erfolgt passiv aus dem Massenfluss über das Bodenwasser und über Diffusion entlang eines Konzentrationsgradienten im Boden, der i. d. R. durch die ständige K-Aufnahme der Wurzeln in deren Umgebung am geringsten ist. Dies führt dazu, dass im Boden ständig K in Richtung Wurzel nachgeliefert wird [43].

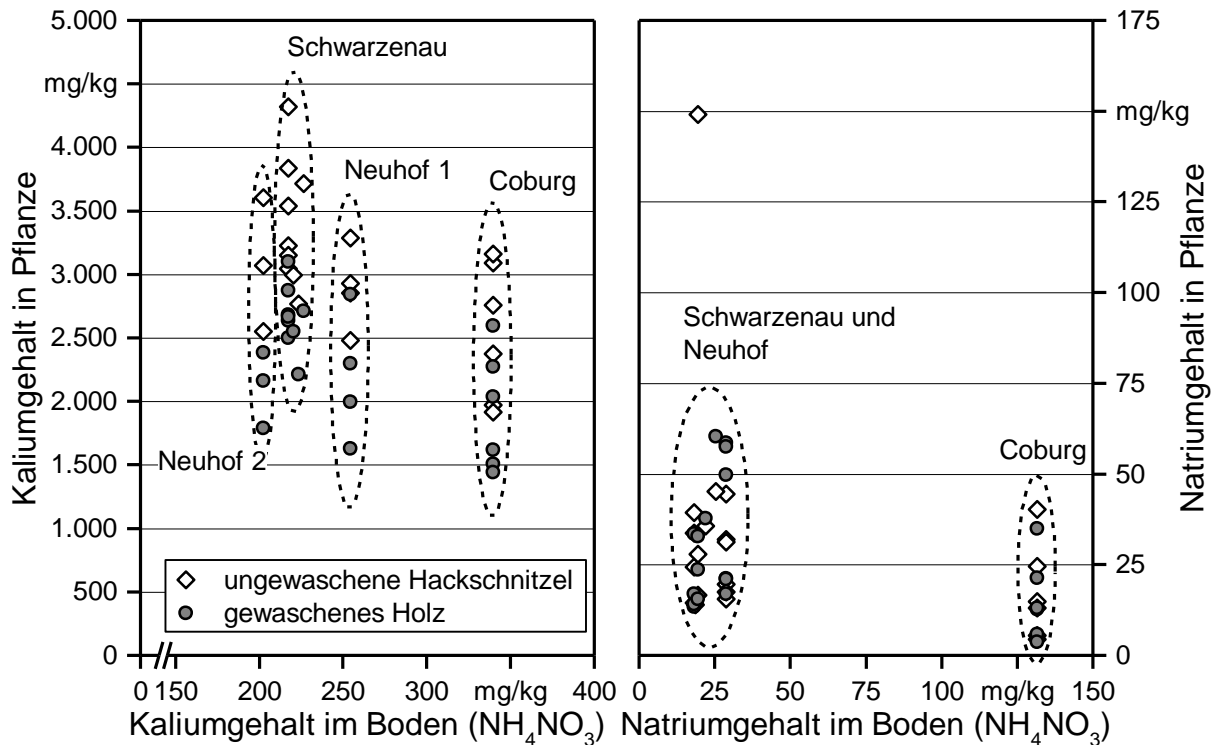


Abbildung 45: Gegenüberstellung der austauschbaren (pflanzenverfügbaren) Gehalte an Kalium (links) und Natrium (rechts) im Boden zu den Gehalten des jeweiligen Elements in der gewaschenen Biomasse (dunkelgrau) bzw. den ungewaschenen Hackschnitzeln (weiß)

Um die Herkunft von K und Na in der Biomasse zu klären, wurde daher zunächst die an die Austauscher gebundene Elementfraktion, die als „mittelfristig pflanzenverfügbar“ angesehen wird, betrachtet. Diese wird über die Bestimmung der Austauschkapazität quantifiziert (vgl. Abschnitt 4.5.6). Würde ein hoher Gehalt an pflanzenverfügbarem K und Na im Boden für die Gehalte in der Biomasse verantwortlich sein, müsste sich ein positiver Zusammenhang zwischen den pflanzenverfügbaren Gehalten im Boden und den Gehalten in der Pflanze zeigen. Weder bei K noch bei Na ist dies aber der Fall (Abbildung 45). Somit ist das austauschbare K nicht alleine als Ursache für die Gehalte in den untersuchten KUP-Proben zu sehen. Vor allem beim K lassen sich die einzelnen Standorte dabei durch Clusterbildung gut voneinander unterscheiden (Abbildung 45, links).

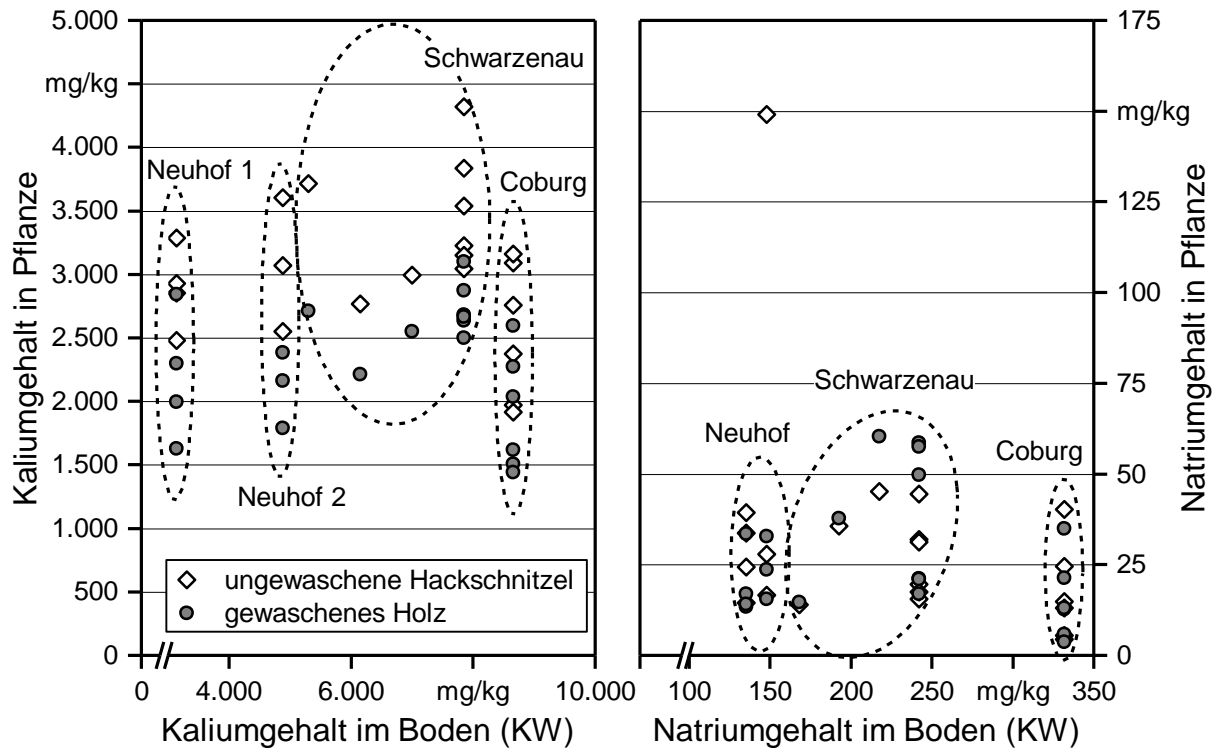


Abbildung 46: Gegenüberstellung der Gehalte an Kalium (links) und Natrium (rechts) im Boden (Königswasserauszug (KW)) zu den Gehalten des jeweiligen Elements in der gewaschenen Biomasse (dunkelgrau) bzw. den Hackschnitzeln (weiß)

Mit dem Königswasserauszug kann neben dem austauschbaren K und Na auch jenes erfasst werden, das aus den Zwischenschichten der Tonminerale durch Verwitterung längerfristig verfügbar ist. Die höchsten K-Gehalte im Boden (Abbildung 46) findet man auf den ältesten Standorten (Coburg und Schwarzenau, siehe Anhang), die schon seit etwa 20 Jahren eine KUP tragen. Am ältesten Standort, der KUP-Fläche Coburg, finden sich somit die höchsten Werte sowohl für die mittelfristig als auch für die langfristig verfügbaren Gehalte an K und Na (Abbildung 45). Interessanterweise zeigt sich auch beim langfristig verfügbaren K und Na kein eindeutiger Zusammenhang zu den Gehalten in der Pflanze.

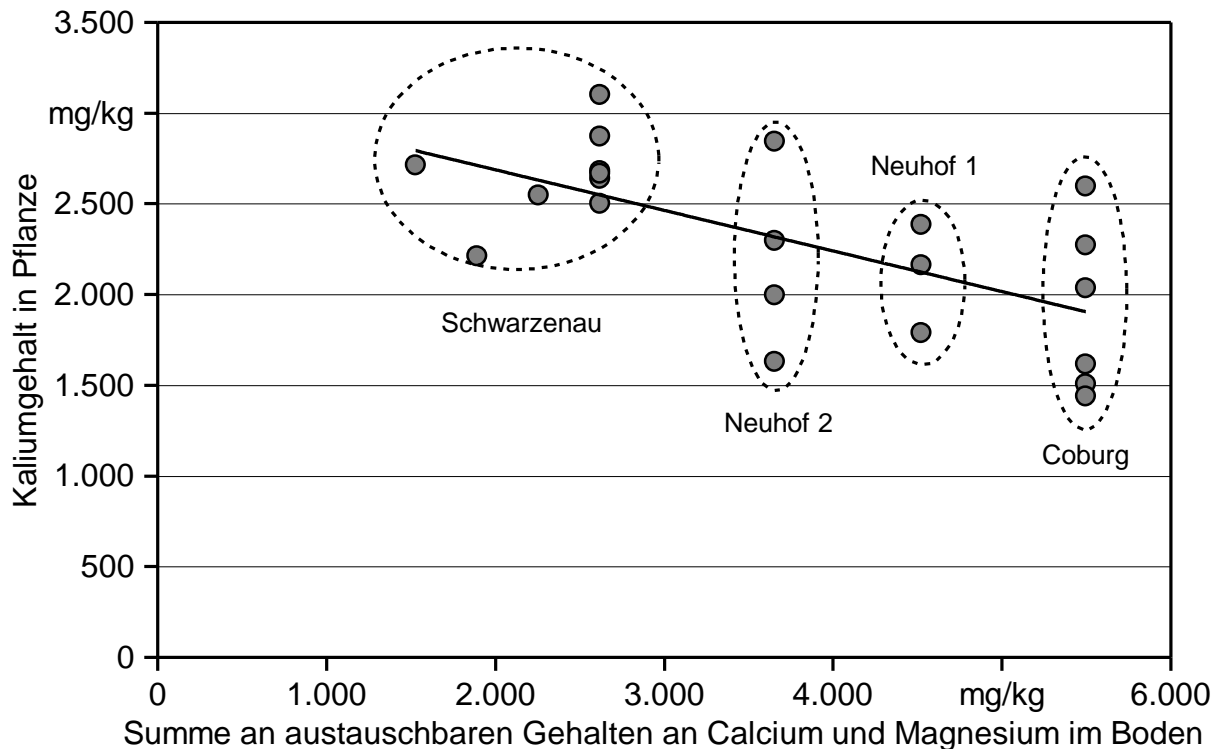


Abbildung 47: Gegenüberstellung der Summe der austauschbaren Gehalte an Calcium und Magnesium im Boden (Austauschkapazität) zu den Gehalten an Kalium in der Pflanze

Die Elemente Ca und Mg konkurrieren mit K um die Aufnahme in die Pflanze. Somit können Ca und Mg die K-Aufnahme verhindern. Bei den hier untersuchten Proben wird der K-Transfer von der Summe der austauschbaren Gehalte an Mg und Ca negativ beeinflusst (Abbildung 47). Je höher die Summe dieser beiden Elemente in der austauschbaren Fraktion ausfällt, desto geringer sind die K-Gehalte in den KUP-Pflanzen und die Transferfaktoren (NH_4NO_3 -Extrakt) für das austauschbare K. Somit zeigt sich, dass die K-Gehalte in den KUP-Pflanzen von der Konkurrenz um die Aufnahme durch Mg und Ca beeinflusst werden.

Folgende Gradienten ergeben sich somit über die Standorte:

- Pflanzengehalte (K, Na^*): Schwarzenau > Neuhof 2 > Neuhof 1 > Coburg,
- Gehalte im Boden (KW) (K, Na^*): Coburg > Schwarzenau > Neuhof 2 > Neuhof 1,
- austauschbare Gehalte (K, Na^*): Neuhof 2 > Schwarzenau > Coburg > Neuhof 1,
- Σ austauschbare Gehalte (Ca, Mg): Coburg > Neuhof 1 > Neuhof 2 > Schwarzenau.

* für Na weniger differenziert

Obwohl sich die Bodengehalte stark unterschieden, wiesen die KUP-Pflanzen der einzelnen Standorte K-Gehalte innerhalb einer sehr ähnlichen Spanne auf. Auch zeigen Pflanzen an älteren Standorten (vier bis acht Umtriebe) keine anderen Gehalte als an

jüngeren (erster Umtrieb). Da auch die Umtriebszeiten der Stöcke selbst sehr ähnlich waren (5- und 10-jährig auf den alten, 6- bzw. 7-jährig auf den jungen Standorten) ist auch ein Effekt des Pflanzenalters eher auszuschließen (vgl. auch Abschnitt 5.3.7).

Betrachtet man die Transferfaktoren der Elemente (TF) direkt, d. h. das Verhältnis eines Elementgehalts in der Pflanze zu dessen Gehalt im Boden und somit die „Aufnahme“ des Elements in die Pflanze aus dem Pool des zur Verfügung stehenden Elementgehalts im Boden (Königswasserauszug), so zeigt sich, dass die TF von K etwa um das Zehnfache über denen des Na liegen (Abbildung 48).

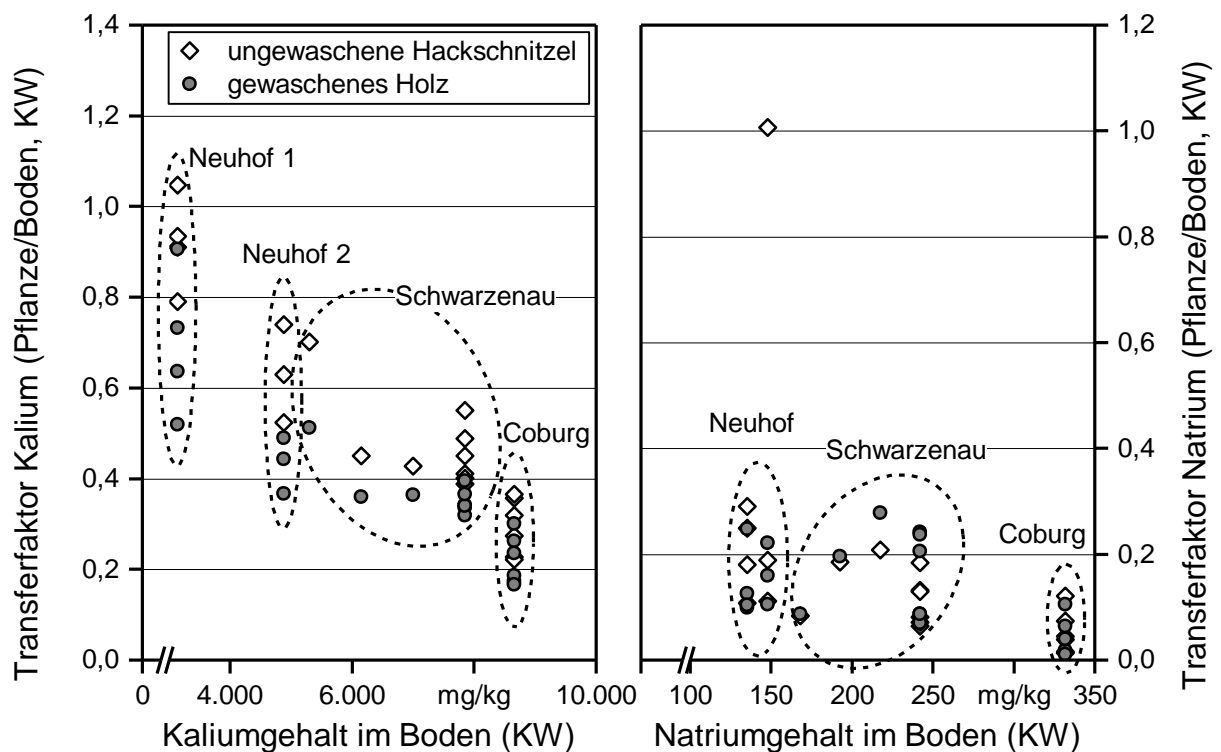


Abbildung 48: Gegenüberstellung der Transferfaktoren (Pflanze/Boden) zu den Gehalten an Kalium (links) und Natrium (rechts) im Boden, jeweils bezogen auf Ergebnisse mit Königswasserauszug (KW)

Bei beiden Elementen liegen die Transferfaktoren i. d. R. < 1 , d. h., die Gehalte in der Pflanze sind niedriger als im Boden (Königswasserauszug). Je jünger die Standorte bezüglich der Wuchsdauer sind, desto höher waren die Transferfaktoren für K, obwohl die Gehalte im Boden (Königswasserauszug) an den jüngeren Standorten geringer waren. Folglich wurde an den jüngeren Standorten aus dem langfristig verfügbaren K-Angebot im Boden anteilig mehr K aufgenommen als auf den älteren Standorten.

Insgesamt enthalten die KUP-Pflanzen etwa 40 bis > 100 % der K-Gehalte des Bodens. Bei alten Standorten wie Coburg oder Schwarzenau sind dies i. d. R. nur 20 bis 40 %. Da die K-Gehalte in den Pflanzen aller Standorte in derselben Größenordnung lagen (1.500 bis 4.500 mg/kg), wird auch bei der Betrachtung der Transferfaktoren ersichtlich,

dass der K-Gehalt primär von der Pflanze gesteuert und somit eher unabhängig vom Angebot im Boden ist. Für die Transferfaktoren von Na ist ebenfalls keine Tendenz ersichtlich (Abbildung 48). Hier machen die Pflanzengehalte i. d. R. maximal 30 % des langfristig verfügbaren Na-Gehalts des Bodens aus.

5.3.1.2 Zusammenfassung zu den aerosolbildenden Elementen

Weder die Gehalte an K noch an Na im Boden wiesen über alle Standorte betrachtet eine eindeutige Beziehung zu den Gehalten in der gewaschenen Biomasse oder den ungewaschenen Hackschnitzeln auf. Hohe Bodengehalte an K und Na (sowohl als pflanzenverfügbares Element als auch der Gesamtgehalt) führen, zumindest bei den hier betrachteten Fallbeispielen, somit nicht automatisch zu höheren Gehalten in Holz und Rinde der KUP-Pflanzen und damit in den Hackschnitzeln. Für K ist aber eine gewisse Steuerung der Pflanzengehalte über die Konkurrenz mit Ca und Mg um die Aufnahme in die Pflanzen ersichtlich.

Die Vermutung liegt somit nahe, dass das Angebot im Boden nicht allein für die Gehalte an K und Na in der Biomasse verantwortlich ist. Die Aufnahme in die Pflanze könnte vielmehr auch klonspezifisch unterschiedlich sein. So zeigte z. B. die Hybride H275 die insgesamt niedrigsten Konzentrationen an K, obwohl sie von dem Standort (Coburg) mit den höchsten pflanzenverfügbaren Gehalten des Elements im Boden stammt (Abbildung 35, Abbildung 45, Abbildung 46). Auch kann der höhere K-Gehalt in KUP direkt baumartenspezifisch und zudem noch durch den höheren Rindenanteil bedingt sein. Selbst bei Waldhackschnitzeln (Energierundholz) weist Pappel häufig einen höheren K-Gehalt auf (1.772 mg/kg, n = 5) im Vergleich zu sonstigem harten Laubholz (Buche, Eiche und Birke, 1.150 mg/kg, n = 8) oder Nadelholz (854 mg/kg, n = 15) [23].

Zur Verringerung aerosolbildender Elemente im Brennstoff könnte die Wahl des passenden Klons somit Vorrang gegenüber der Wahl des Standorts haben. Dabei ist zu beachten, dass es sich bei dieser Studie um wenige Fallbeispiele handelt, die mögliche erste Trends aufzeigen. Allgemeingültigkeit der Ergebnisse kann nicht gewährleistet werden. Schlussendlich muss aber bei der Verwendung von KUP als Brennstoff mit einem insgesamt höheren Gehalt an aerosolbildenden Elementen gerechnet werden, da selbst die Hybride H275 Elementgehalte im oberen Bereich der Referenzproben aus Waldrestholz aufwies.

5.3.2 Herkunft des Stickstoffs

Hohe Gehalte an N im Brennstoff sollten vermieden werden, da diese vor allem Emissionen an Stickoxiden (NO_x) bedingen [35] [42] [44]. Zur Analyse der Herkunft des N wurden die Brennstoffe analog den aerosolbildenden Elementen bezüglich der Konzentrationen in den jeweiligen Fraktionen (gewaschene und ungewaschene Hackschnitzel, Filterkuchen) sowie hinsichtlich deren Gesamtgehalte analysiert (Abbildung 49).

Es zeigt sich, dass die Konzentrationen in den Filterkuchen deutlich höher liegen als in den gewaschenen und ungewaschenen Hackschnitzeln (Abbildung 49). Die Filterkuchen

machen dabei aber meistens < 10 % des Gesamtgehalts an N im Brennstoff aus. Nichtsdestotrotz führt eine Abtrennung des Filterkuchens in Einzelfällen sogar bis zu einer Halbierung des Gesamtgehalts an N. In den meisten Fällen war der Effekt allerdings deutlich geringer.

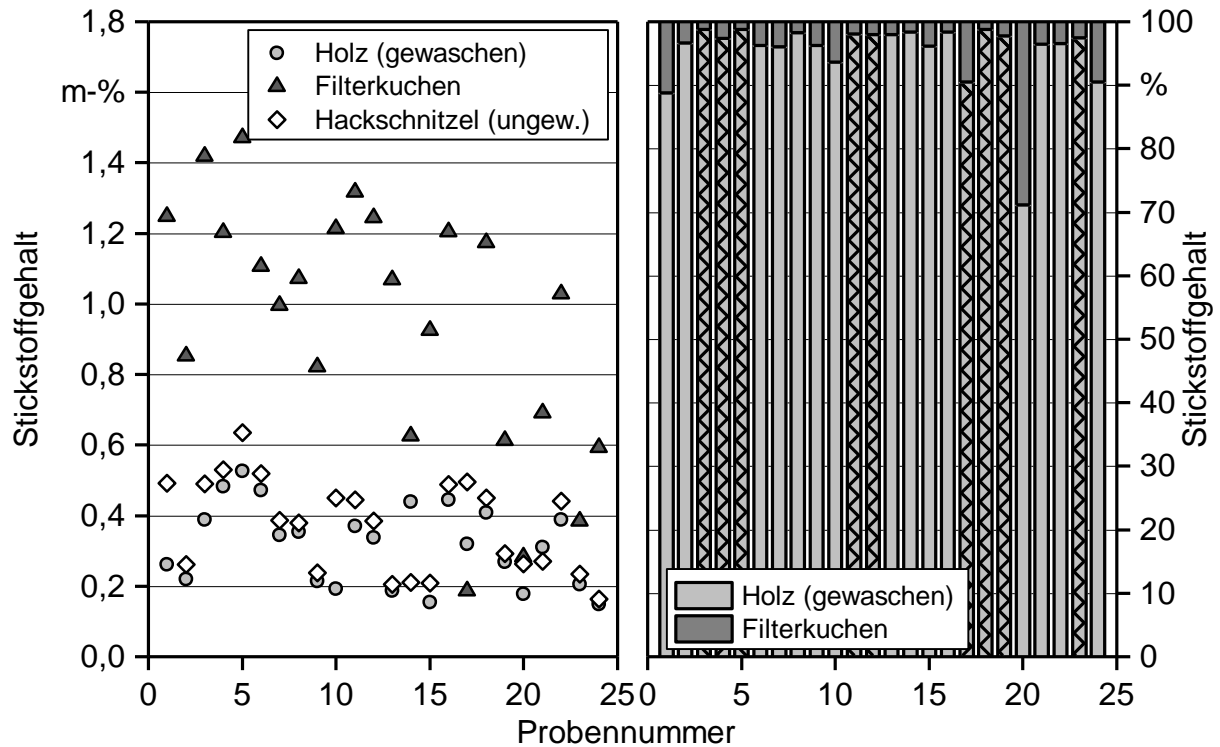


Abbildung 49: Stickstoffgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Stickstoffgehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)

Die Herkunft des N im Filterkuchen könnte analog der aerosolbildenden Elemente aus dem Mineralboden stammen. Die Böden der untersuchten Standorte enthalten im Mittel 0,08 % N (maximal 0,3 %, minimal 0,01 %) und liegen damit deutlich über dem Gehalt im Holz. Daneben könnte N im Filterkuchen aus Resten an Holz- und Rindenpartikeln zu erklären sein (vgl. Abschnitt 5.3.5). Da N in Rinde i. d. R. erhöht gegenüber dem Gehalt im Holz ist [10], kann ein hoher N-Gehalt im Filterkuchen somit auch auf einer Abtrennung feiner Rindenpartikeln aus dem ungewaschenen Brennstoff beruhen. Folglich zeigte auch die Absiebung der Partikelfraktion < 8 mm bei der Aufbereitung mit dem Trommelsieb in vielen Fällen eine Reduzierung des N-Gehalts der Brennstoffe (vgl. Tabelle 7). Dies hatte einen direkten Einfluss auf die Emissionen an NO_x (vgl. Unterkapitel 5.4). Nicht auszuschließen ist, dass gewisse Anteile des N im Filterkuchen durch Relikte des zur Schwerretrennung verwendeten Zuckers bedingt sein könnten, sollte dieser nicht wieder komplett ausgewaschen worden sein (vgl. Abschnitt 4.5.3). Der N-Gehalt des Zuckers wurde allerdings nicht gesondert analysiert.

Inwieweit Stickstoff durch den Waschprozess ausgewaschen wurde, kann nicht bewertet werden, da der Stickstoffgehalt des Waschwassers nicht analysiert wurde. Insgesamt sollte der Effekt einer Siebung oder Waschung von Hackschnitzeln im Fall von Stickstoff jedoch nicht überbewertet werden. Eine Erhöhung des Anteils an Mineralboden durch unsaubere Arbeitsweise im Feld sollte jedoch auf jeden Fall vermieden werden.

5.3.3 Herkunft der aschebildenden Elemente

Analog zu den Aerosolbildnern werden für die Herkunft der für die Aschebildung maßgeblichen Elemente die Konzentration und die prozentuale Verteilung in den jeweiligen Fraktionen (gewaschene und ungewaschene Hackschnitzel, Filterkuchen, Waschwasser) betrachtet (Abbildung 50 bis Abbildung 55).

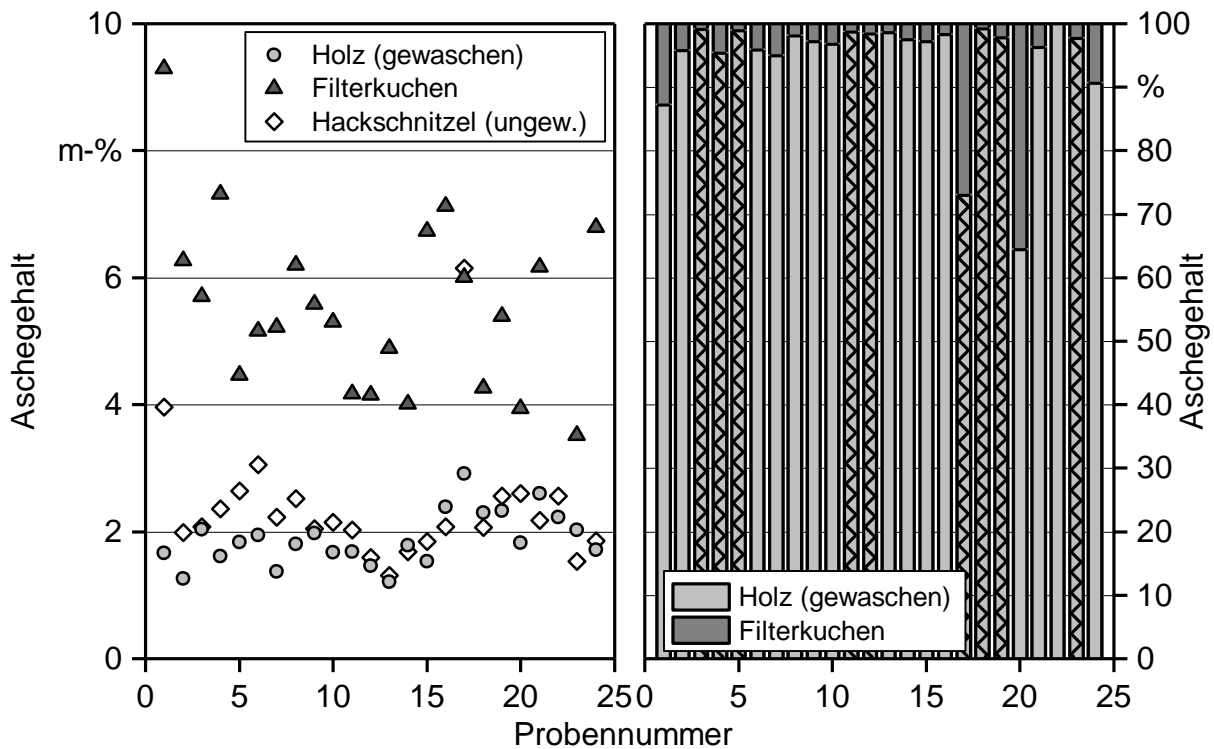


Abbildung 50: Aschegehalt in den Proben. Links: Aschegehalt absolut. Rechts: prozentualer Anteil des Aschegehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendete Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)

Der Aschegehalt sowie die Konzentration an Si, Ca und Mg sind jeweils in den Filterkuchen am höchsten (Abbildung 50, Abbildung 52, Abbildung 53, Abbildung 54). Im Fall von C ist die Konzentration in der Biomasse (gewaschen und ungewaschen) dagegen höher (Abbildung 51). Für das Element P lässt sich kein eindeutiger Trend feststellen. Analog zu den beiden Elementen K und Na findet sich viel P im Waschwasser wieder (siehe Abbildung 55 und Unterkapitel 5.3). Auch der P-Gehalt im Waschwasser kann nicht eindeutig der Biomasse oder dem Boden zugeordnet werden. Dasselbe trifft in geringerem Maße auch auf das Element Mg zu.

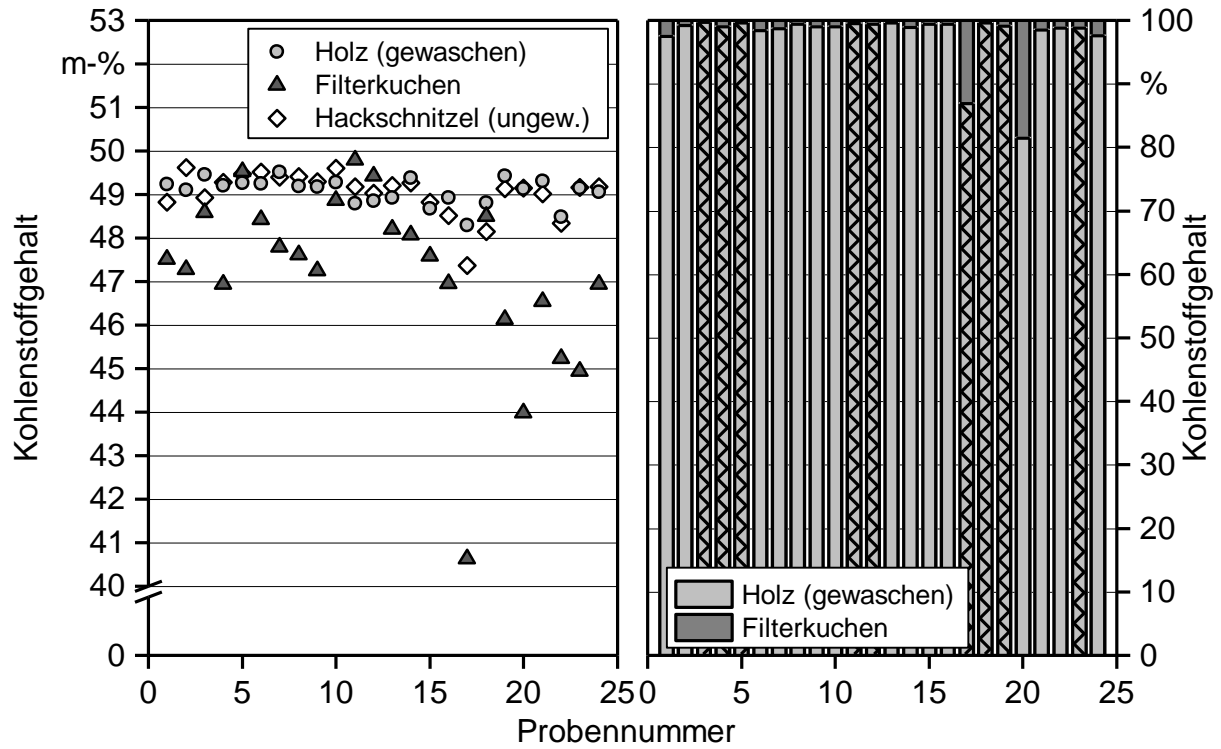


Abbildung 51: Kohlenstoffgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des C-Gehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)

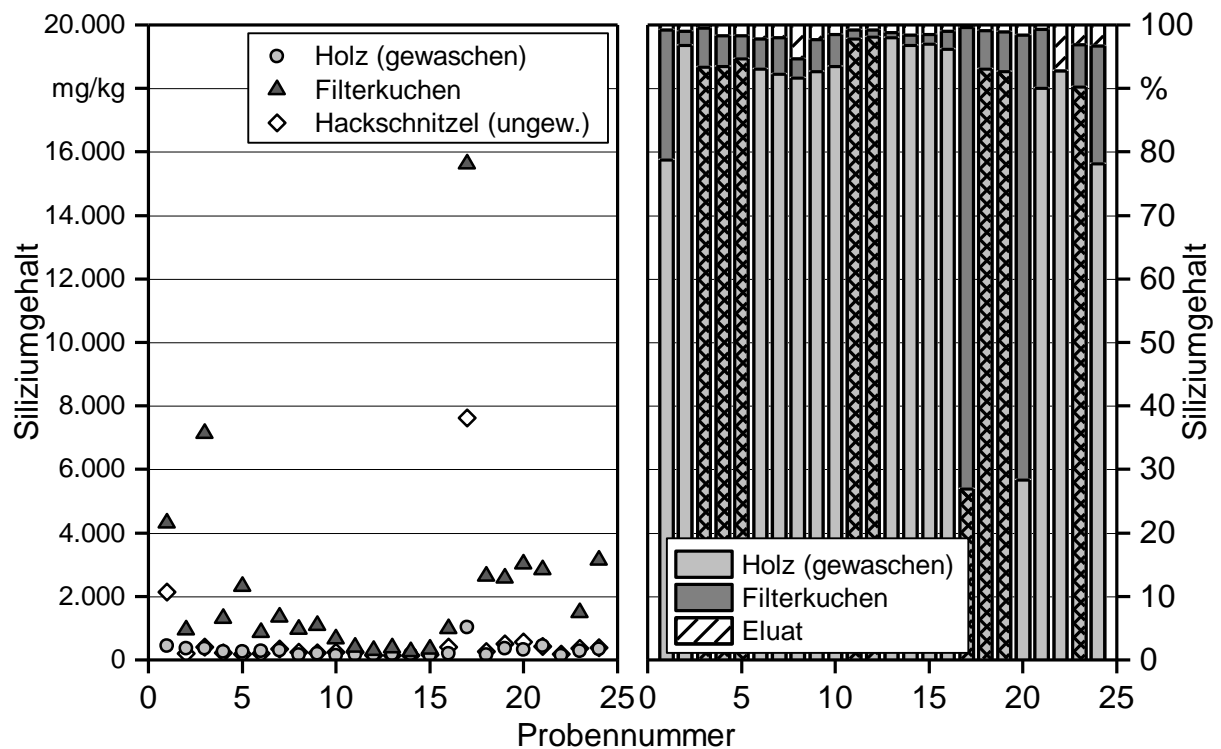


Abbildung 52: Siliziumgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Siliziumgehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)

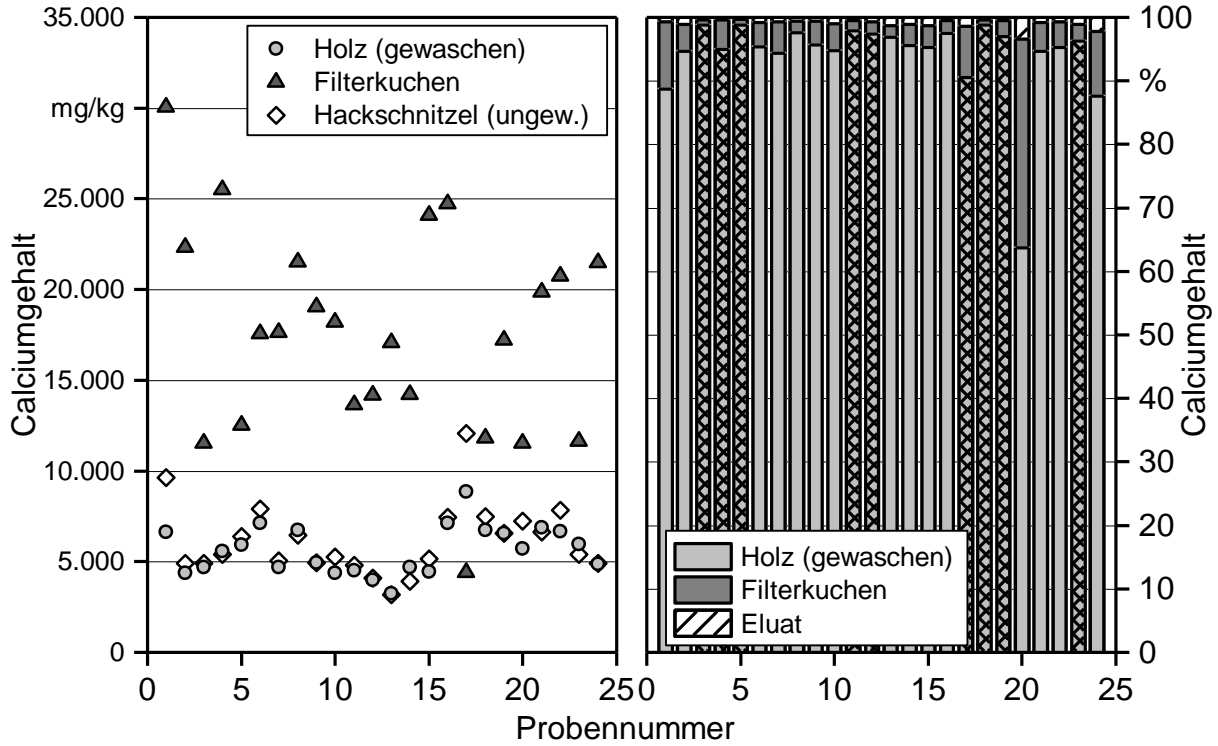


Abbildung 53: Calciumgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Calciumgehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)

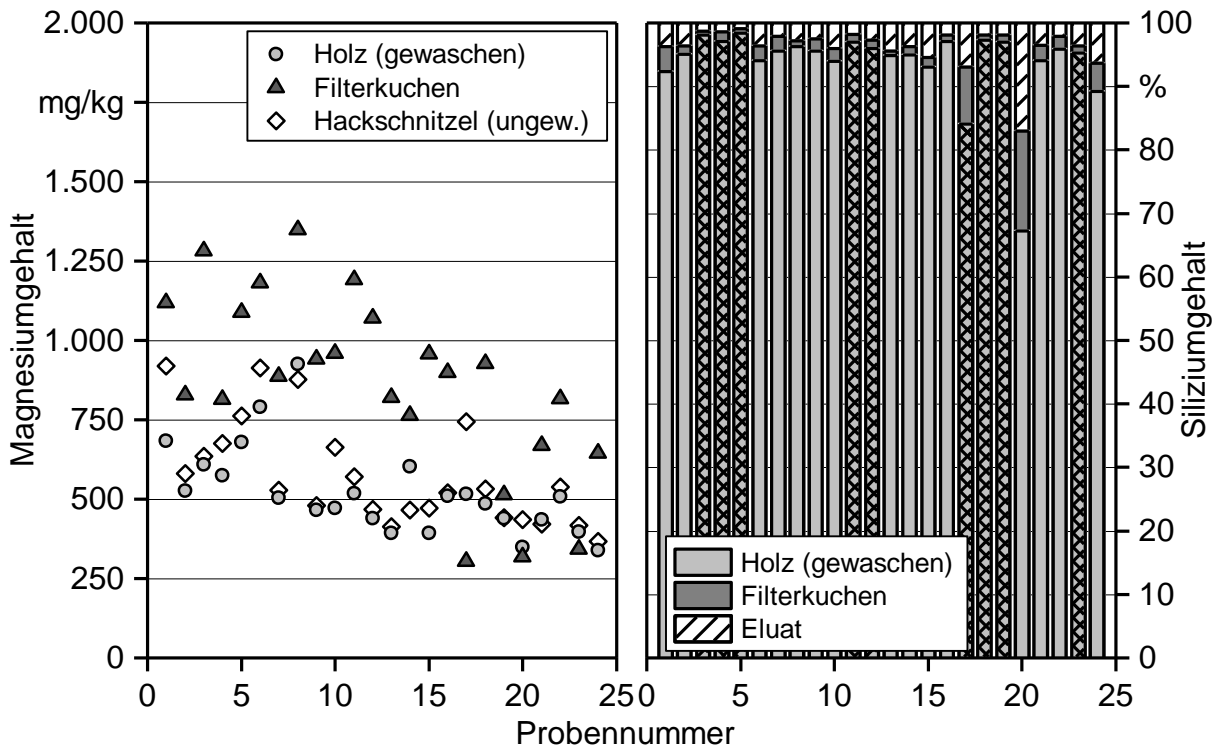


Abbildung 54: Magnesiumgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Mg-Gehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)

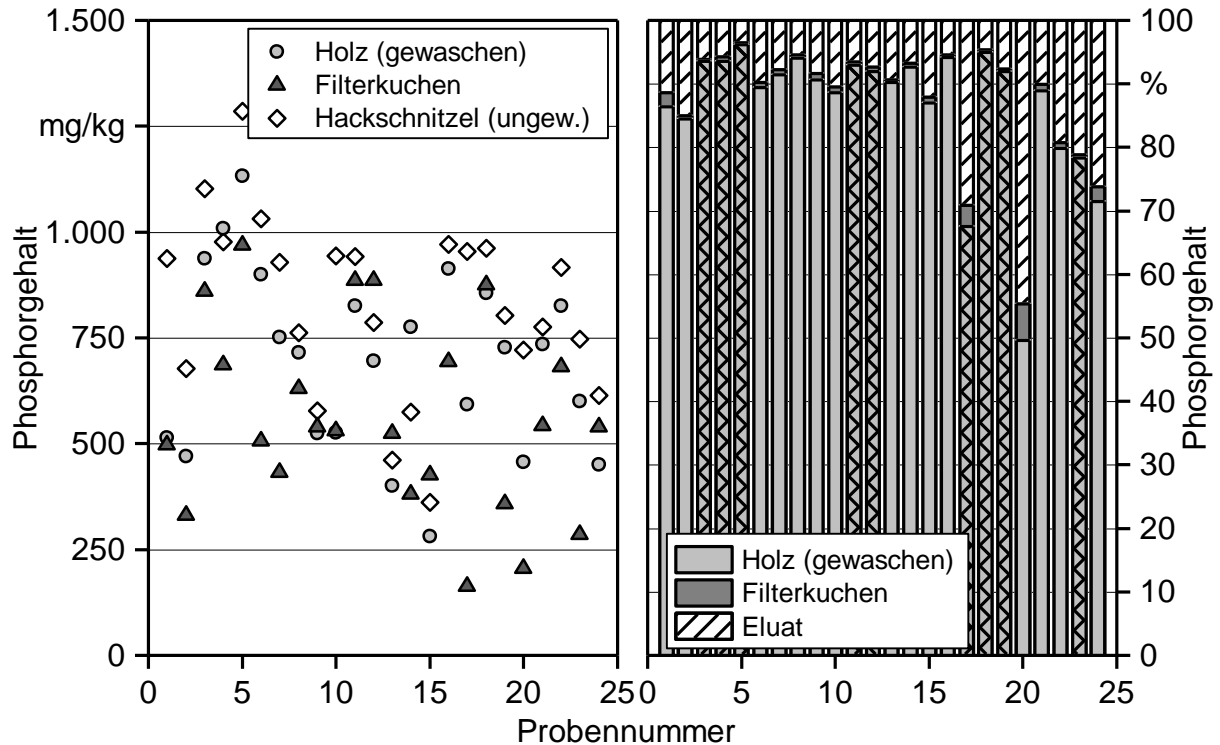


Abbildung 55: Phosphorgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Phosphorgehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)

Wie schon bei den aerosolbildenden Elementen entsteht auch ein Großteil der Brennstoffasche aus dem Holzanteil der Hackschnitzel (i. d. R. > 95 m-%). In 4 von 24 Fällen ist der Filterkuchen jedoch für 10–35 m-% der Aschebildung verantwortlich (Abbildung 50, rechts). Dies betrifft zum einen Brennstoffe, bei denen der Anteil des Filterkuchens selbst schon prozentual viel der Gesamtmasse ausmacht (Probe 17 und 20, Abbildung 39), aber auch Proben, bei denen viel Si, Ca oder C im Filterkuchen zu finden sind (z. B. Proben 1, 17, 20 und 24). Vor allem der Siliziumgehalt im Brennstoff kann zu einem großen Anteil (> 70 m-%) aus dem Filterkuchen stammen (Probe 17, 20).

Es zeigt sich, dass in allen Fraktionen (Holz, Filterkuchen und Hackschnitzel) ein enger Zusammenhang zwischen den absoluten Aschemengen im Brennstoff (in g) und der absoluten Summe der Elemente Ca, Mg, K, Si und P besteht (Abbildung 56). Diese sind somit maßgeblich für die Aschebildung verantwortlich [32].

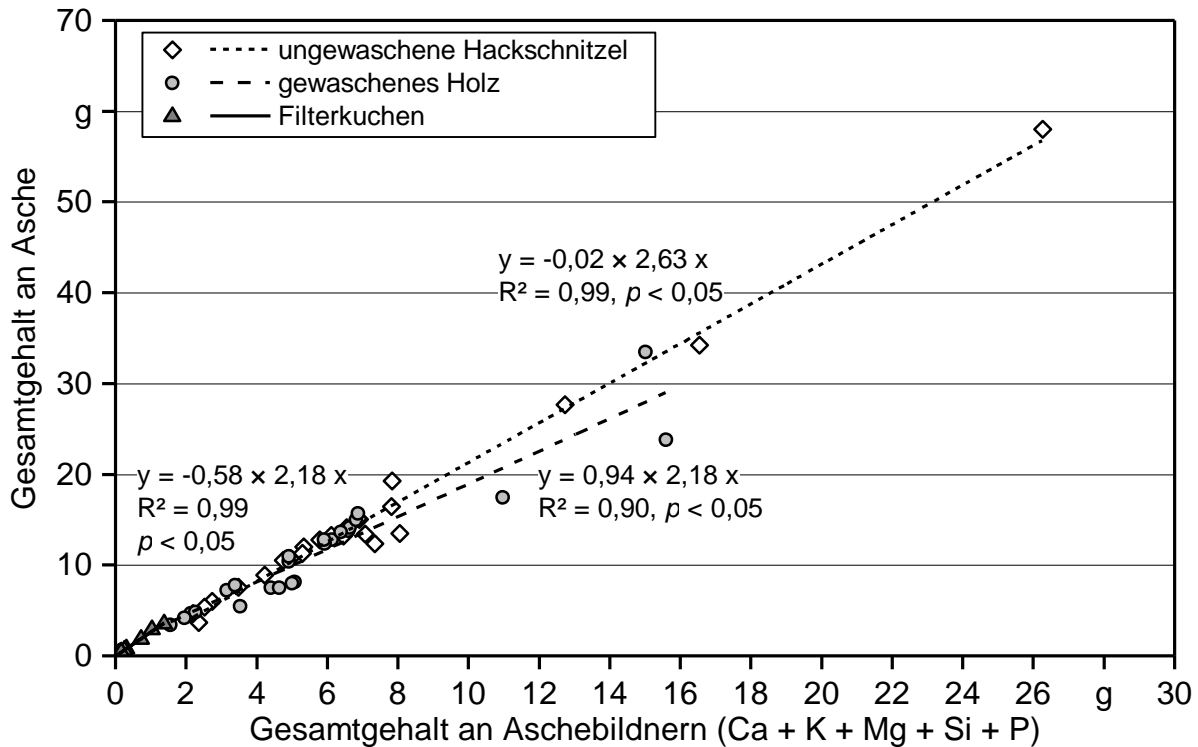


Abbildung 56: Gesamtgehalt an Asche (in g) in Abhängigkeit der Gesamtsumme an Ca, K, Mg, Si und P (in g)

Vor allem hohe Anteile an K und Si sollten vermieden werden, da beide Elemente die Schmelztemperaturen der Asche verringern und damit die Schlackebildung bei der Verbrennung verstärken können [42] [46]. Die Elemente Ca und Mg können dem entgegenwirken. Prinzipiell sollte jedoch gerade für die Nutzung in Kleinfeuerungsanlagen auf einen niedrigen Aschegehalt geachtet werden.

Insgesamt zeigt sich, dass bei den hier betrachteten Proben der Großteil der aschebildenden Elemente aus der holzigen Biomasse stammt. Aufgrund der teils hohen Konzentrationen der ungewaschenen Proben lässt sich aber vermuten, dass ein erhöhter Eintrag mit Mineralboden, z. B. bei unsauberer Arbeitsweise während der Ernte, zu deutlich höheren Gehalten an Ca und Mg führen kann und an Si führen wird. Damit würde der Aschegehalt ebenfalls stark ansteigen.

5.3.4 Herkunft von Schwermetallen (Cd, Cr, Ni und Zn)

Neben aerosol- und aschebildenden Elementen sollten biogene Festbrennstoffe generell niedrige Gehalte an Schwermetallen aufweisen. Leicht flüchtige und aerosolbildende Schwermetalle (z. B. As, Cd und Zn) könnten z. B. über das Abgas und die Filteraschen ausgebracht werden, wohingegen schwer flüchtige Elemente wie Cr und Ni eher in der Rostasche anfallen. Frühere Untersuchungen an Hackschnitzeln zeigen, dass bei naturbelassenem Holz mit nur sehr geringen und damit i. d. R. vernachlässigbaren Gehalten an Schwermetallen gerechnet werden muss [23]. Dennoch zeigten Einzelproben teilwei-

se höhere Gehalte, weshalb im Folgenden zunächst auf Cr und Ni, anschließend auf Cd und Zn eingegangen wird.

5.3.4.1 Herkunft von Cr und Ni

Die Untersuchung der gewaschenen Biomasseproben zeigt, dass hohe Konzentrationen an Ni und Cr ausschließlich im Filterkuchen vorliegen (Abbildung 57, Abbildung 58). Die Gehalte im Holz sind dagegen sehr gering. Die Betrachtung der absoluten Mengen im Brennstoff zeigt, dass bei etwa zwei Drittel der Proben zwischen 80 und 90 m-% des Cr aus dem Holz stammen, bei 16 % der Proben aber nur 15–25 m-%. Bei Letzteren stammt Cr zu etwa 80 m-% aus dem Filterkuchen.

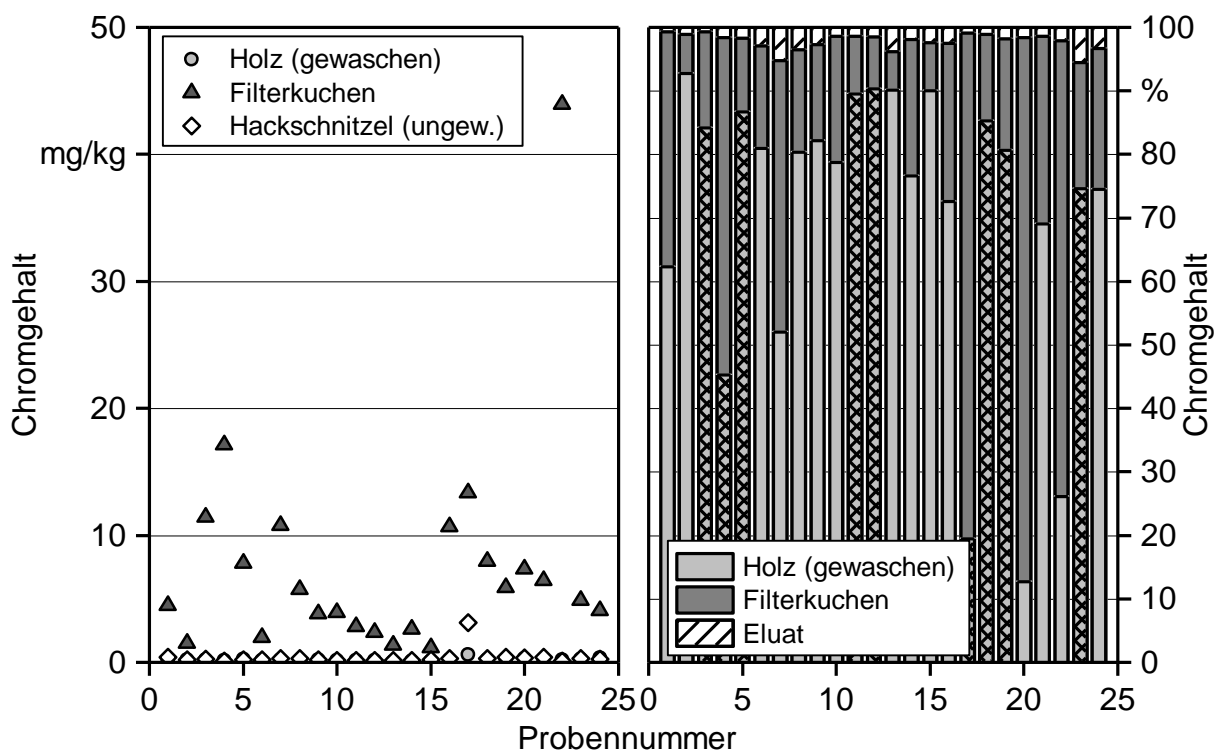


Abbildung 57: Chromgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Chromgehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)

Im Fall von Nickel finden sich je nach Probe ebenfalls erhebliche Mengen im Filterkuchen (in Einzelfällen bis zu 60 m-%, Abbildung 58). Der absolute Anteil des Ni, der aus dem Holz selbst stammt, schwankt je nach Brennstoffprobe zwischen 45 und 90 m-%.

Die Wasserlöslichkeit von Cr aus den Hackschnitzeln ist im Gegensatz zu Ni sehr gering. Bei Ni werden häufig zwischen 10 und 20 m-%, teils bis zu 45 m-% gelöst. Das lösliche Ni stammt möglicherweise analog den Überlegungen zu K und P aus dem Holz selbst, da Ni als Ultra-Mikronährstoff in der Pflanze [23] notwendig ist.

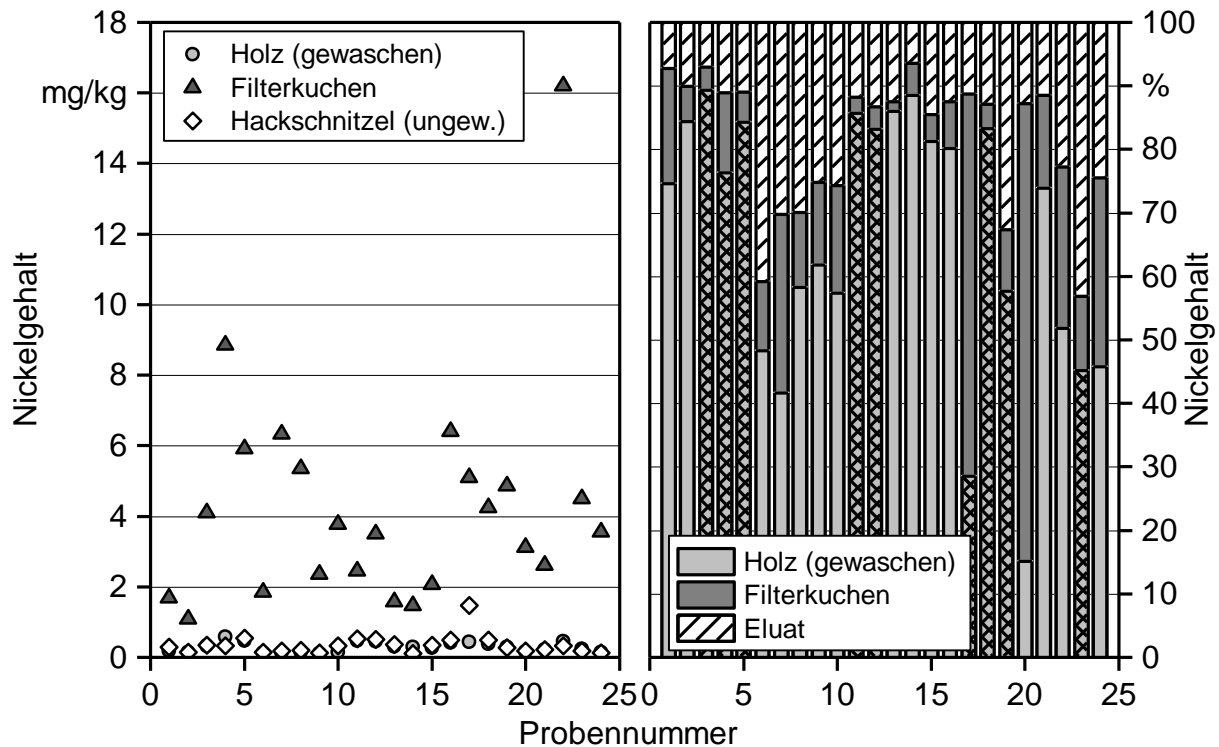


Abbildung 58: Nickelgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Nickelgehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)

Die Ergebnisse bestätigen frühere Erkenntnisse, dass Cr- und Ni-Konzentrationen in Hackschnitzeln generell niedrig sind [23]. Einträge mit Mineralboden sind aber zu vermeiden.

5.3.4.2 Herkunft von Cd und Zn

Für KUP-Brennstoffe werden häufig höhere Gehalte an Cd und Zn im Vergleich zu Waldhackschnitzeln beobachtet (vgl. Abschnitt 5.2.2.5). Im Fall von KUP-Pappel kann der Gehalt der Elemente um den Faktor 2 höher liegen als bei Waldrestholz oder Energierundholz. KUP-Weide zeigt häufig sogar noch höhere Werte als Pappel (vgl. Abbildung 37, Abbildung 38 in Abschnitt 5.2.2.5). Hypothetisch wird dabei angenommen, dass die beiden Schwermetalle mit dem Phosphatdünger auf die Fläche gelangt sind, als diese noch intensiv landwirtschaftlich bewirtschaftet wurde. Phosphatdünger können sowohl Zn als auch Cd enthalten. Je nach Herkunft können die abgebauten Rohphosphate zwischen < 3 und > 100 mg/kg Cd [1] und Dünger wie „Triple Superphosphat“ 142–625 mg/kg Zn [31] beinhalten. Folglich wären die Pflanzen hohen Konzentrationen beider Elemente ausgesetzt und würden als Konsequenz vermehrt Cd und Zn aufnehmen [23]. Dies ist eventuell auch baumartenspezifisch unterschiedlich, da vor allem in Weide häufig hohe Gehalte an Cd und Zn gefunden wurden.

Analog zu den aerosolbildenden Elementen (siehe Abschnitt 5.3.1) wurden deshalb die unterschiedlichen Elementfraktionen des Bodens an den jeweiligen Versuchsstandorten

durch Extraktionsmethoden und Aufschlüsse erfasst. Die Gehalte in den einzelnen Brennstofffraktionen wurden durch Probenwaschen analysiert. Hierdurch sollten die Herkunft sowie die Frage der Bindungsform, des Löslichkeitsverhaltens und damit der Verfügbarkeit von Zn und Cd für die Pflanzen beantwortet werden.

Wie schon bei den vorherigen Elementen zeigt sich auch für Cd und Zn, dass ein Großteil der Elemente im Brennstoff aus dem Holz stammt (Abbildung 43, Abbildung 59, rechts). Lediglich in Probe 20, deren Gesamtmasse zu 20 m-% aus dem Filterkuchen besteht (Abbildung 39), entstammen bis zu 30 m-% des Cd und Zn ebenfalls aus dieser Fraktion. Insgesamt sind die Konzentrationen an Cd und Zn im Filterkuchen jedoch deutlich höher als die Konzentrationen im gewaschenen Holz (Abbildung 43, Abbildung 59, links). Folglich ist auch im Fall von Cd und Zn ein Eintrag mit Mineralboden möglichst zu vermeiden.

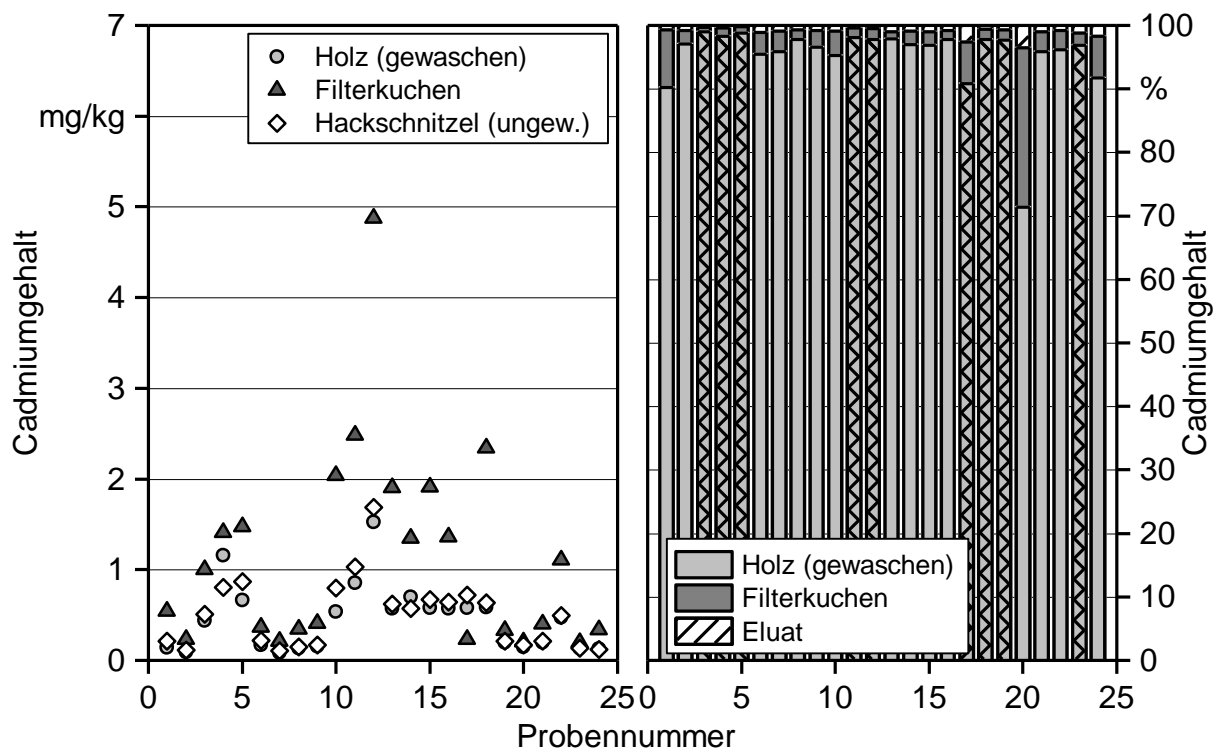


Abbildung 59: Cadmiumgehalt in den Proben. Links: Elementkonzentration. Rechts: prozentualer Anteil des Cadmiumgehalts der einzelnen Fraktionen an der zum Waschen verwendeten Probe (grau schraffiert: Weide, grau: Pappel)

Allein die Mineralbodenanhaftungen reichen im Fall der KUP-Proben jedoch nicht aus, um die hohen Konzentrationen an Cd und Zn im Vergleich zu Hackschnitzeln aus Waldholz (Waldrestholz und Energierundholz) zu erklären. Daher wird in den folgenden Abschnitten näher auf mögliche Ursachen für die hohen Konzentrationen im Brennstoff eingegangen.

5.3.4.3 Bindung von Cd und Zn im Boden

Sollten Zn und Cd tatsächlich aus dem ehemals auf den Flächen ausgebrachten Phosphatdünger stammen, wäre ein enger Zusammenhang zwischen P, Zn und Cd in den Bodenfraktionen ein Hinweis darauf. Alle Standorte wurden anhand der Einzelwerte je Horizont und Bodenprofil ausgewertet und bewertet. Die Brennstoffproben wurden innerhalb der jeweiligen Standorte flächenbezogenen Bodendaten zugeordnet (Unterkapitel 4.8). Folglich kann selbst innerhalb eines Standorts zwischen unterschiedlichen Elementverfügbarkeiten im Boden differenziert werden.

Zn kann im Boden karbonatisch, an Tonminerale, Eisen- oder Aluminiumhydroxide, an organische Substanz, Phosphate oder (weniger häufig) an Sulfide gebunden sein. Dies gilt im Wesentlichen auch für Cd, welches jedoch eine höhere Affinität zu Sulfiden aufweist [41]. Zn und Cd sind häufig eng vergesellschaftet, da sie unter anderem dieselbe Ladung und auch einen ähnlichen Ionenradius aufweisen und sich daher in chemischen Verbindungen ersetzen könnten [41]. Eine Korrelation von Zn zu Cd im Königswasser-auszug weist somit auf eine ähnliche Herkunft der beiden Schwermetalle hin (Abbildung 60).

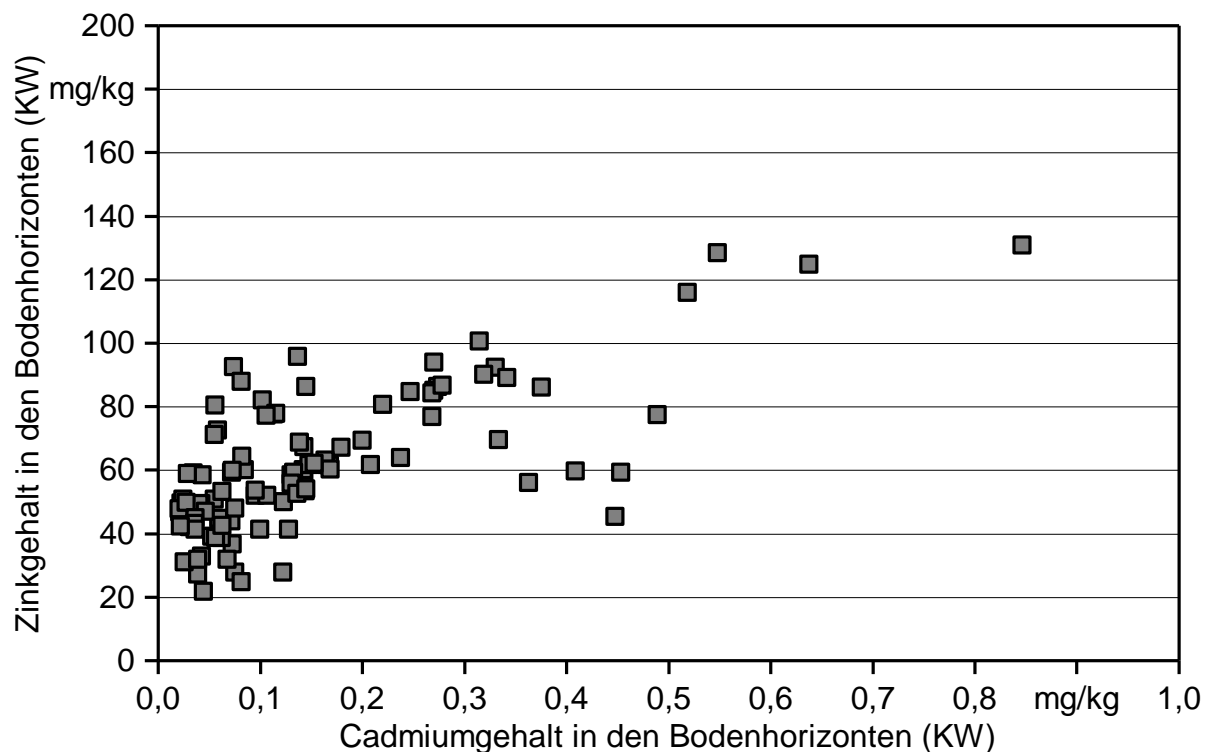


Abbildung 60: Zinkgehalt in den Bodenhorizonten in Abhängigkeit des Cadmiumgehalts in den Bodenhorizonten (jeweils Königswasserauszug (KW))

Der nahezu lineare Zusammenhang zwischen königswasserlöslichem Cd und Zn über alle Standorte zeigt, dass die beiden Elemente voraussichtlich auf derselben Herkunft beruhen.

Um die Größenordnung der Zn- und Cd-Gehalte in den untersuchten Böden einzustufen, wurden diese mit den Vorsorgewerten für Lehme der Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) verglichen [2]. Vorsorgewerte nach BBodSchV dienen z. B. der Beurteilung, ob es auf dem jeweiligen Standort eine tolerierbare oder kritische stoffliche Belastung gibt. Sie werden u. a. getrennt nach Bodenart für Schwermetalle wie Blei, Cadmium und Zink, aber auch für organische Stoffe definiert. Eine Beurteilung nach BBodSchV war mit den hier dargestellten Daten nicht vorgesehen, weshalb z. B. auch die Bodenart an den KUP-Standorten nicht analysiert wurde. Eine Einteilung der Flächen in die Kategorien „tolerierbar“ und „kritisch“ ist somit nicht möglich. Vielmehr ging es bei dem Vergleich lediglich um eine erste Einschätzung, ob die Cd- und Zn-Gehalte im Boden prinzipiell als erhöht gelten könnten.

Bei Cd liegen bis auf einen Horizont alle Gehalte im Boden (Königswasserauszug) unterhalb der Vorsorgewerte für anorganische Schadstoffe (d. h. bei ≤ 1 mg/kg bzw. bei pH-Werten < 6 bei $\leq 0,4$ mg/kg, BBodSchV [2]). Insgesamt erreichen sogar 95 % der untersuchten Horizonte nicht einmal die Hälfte des Cd-Vorsorgewerts. Bei Zn liegen nur 5 % der untersuchten Horizonte über dem Vorsorgewert (150 mg/kg bzw. 60 mg/kg bei $\text{pH} < 6$), 54 % befinden sich aber unterhalb der Hälfte des Vorsorgewerts. Dementsprechend ist auf den meisten der untersuchten Flächen keine offensichtliche Erhöhung von Cd und Zn erkennbar. Dies gilt auch, wenn man die Bodengesamtgehalte (HF-Aufschluss, berechnet) mit den Vorsorgewerten vergleicht.

Betrachtet man alle Bodenproben gemeinsam, so ist auch hier zunächst kein Zusammenhang zwischen den Zn- und den P-Konzentrationen bzw. den Cd- und P-Konzentrationen zu erkennen. Differenziert man jedoch nach den einzelnen Standorten, so zeigen sich Zusammenhänge oder zumindest Tendenzen (Abbildung 61). Die in den folgenden Abbildungen (Abbildung 61 bis Abbildung 64) eingezeichneten Regressionen ($R^2 \geq 0,5$) beruhen häufig nur auf wenigen Einzelwerten und werden stellenweise von Extremwerten dominiert. Extreme Einzelwerte können dabei allerdings nicht als „Ausreißer“ aus den Berechnungen ausgeschlossen werden, da die Daten aller Bodenhorizonte als Einzelwerte einfließen. Die eingezeichneten Regressionen sollen demnach v. a. Tendenzen darstellen, jedoch keine statistisch eindeutigen Zusammenhänge wiedergeben.

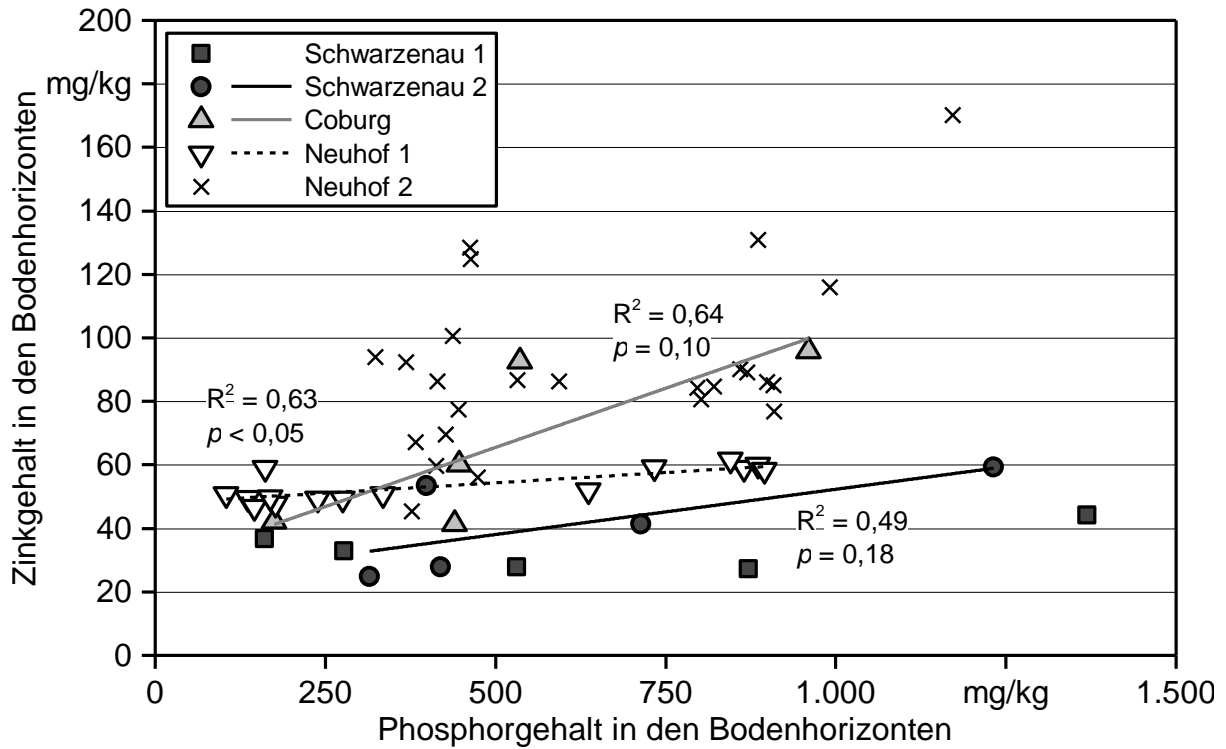


Abbildung 61: Zink- zu Phosphorgehalt in den Bodenhorizonten (Königswasserauszug), getrennt nach den einzelnen Standorten

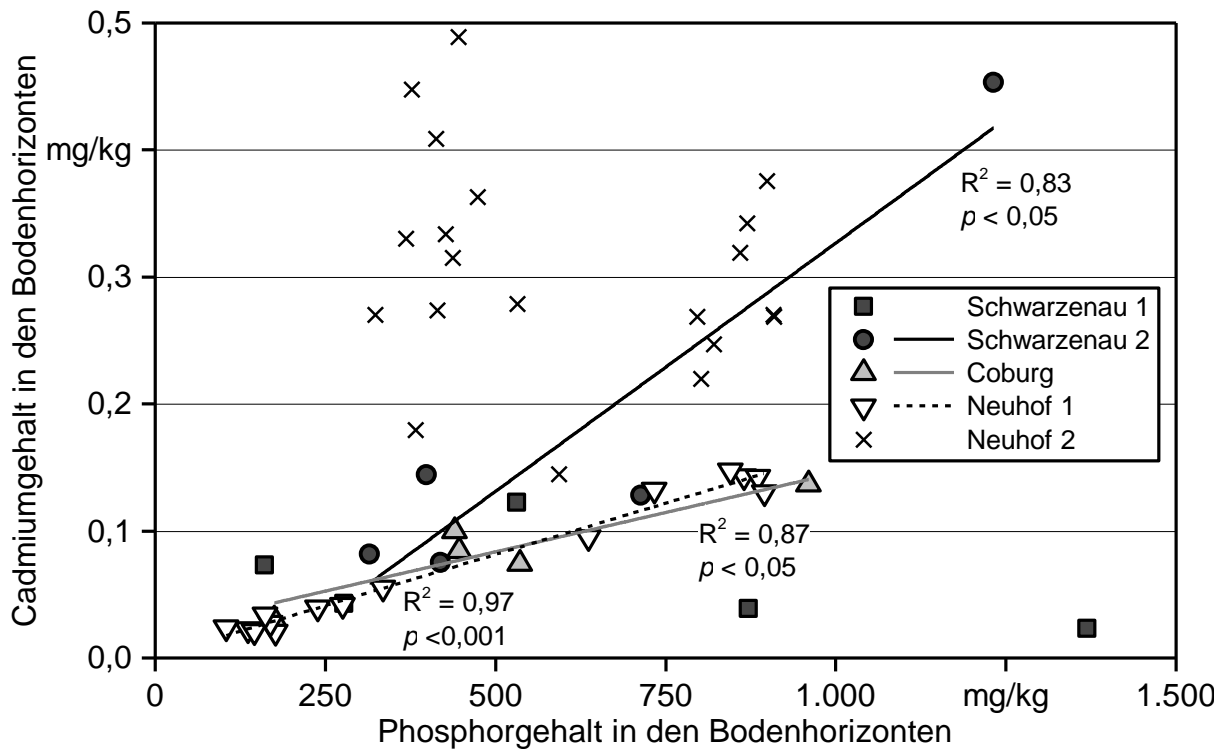


Abbildung 62: Cadmium- zu Phosphorgehalt in den Bodenhorizonten (Königswasserauszug), getrennt nach den einzelnen Standorten

Die Standorte Schwarzenau 2, Coburg und Neuhofer 1 weisen einen positiven Zusammenhang zwischen königswasserlöslichem P und Zn auf (Abbildung 61). Für Cd ist der Zusammenhang an den Standorten Coburg, Neuhofer 1 und Schwarzenau 2 deutlicher als für Zn (Abbildung 62). Demnach könnten Zn und vor allem Cd an diesen Standorten zumindest zum Teil aus phosphatischer Bindung und damit möglicherweise aus Düngerresten stammen.

Zn zeigt tendenziell auch zu K und Al einen positiven Zusammenhang (Königswasserzug, Abbildung 63, Abbildung 64). Der Zusammenhang mit Al könnte auf eine Bindung des Zn entweder an Al-Hydroxide oder Tonminerale hindeuten. Betrachtet man die Standorte getrennt, so finden sich an den von Gneis dominierten, aktuell nicht beackerten Flächen der KUP in Wöllershof (1 und 2, siehe Abbildung 111 im Anhang) sowie in Schwarzenau (beide Standorte, Abbildung 64) deutliche Zusammenhänge von Zn zu Al. Cd zeigt diese Tendenz nicht (Daten nicht gezeigt).

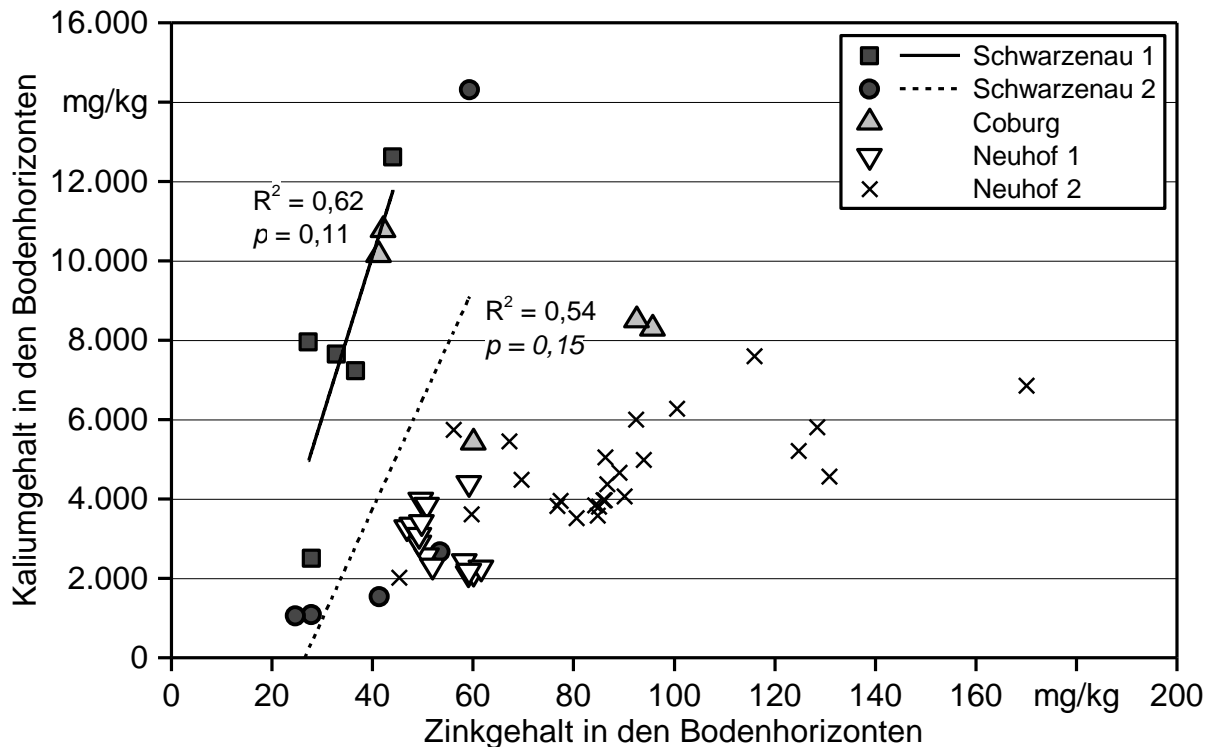


Abbildung 63: Kalium- zu Zinkgehalt in den Bodenhorizonten (Königswasserauszug), getrennt nach den einzelnen Standorten

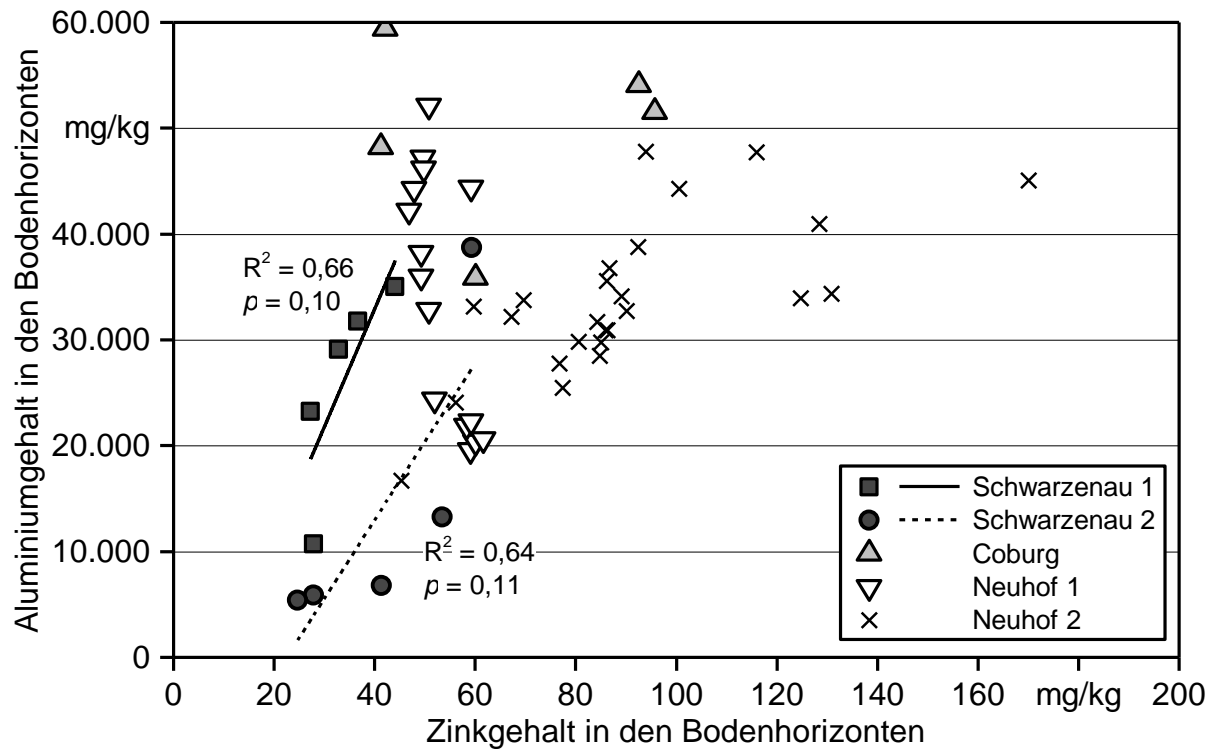


Abbildung 64: Aluminium- zu Zinkgehalt in den Bodenhorizonten (Königswasserauszug), getrennt nach den einzelnen Standorten

Insgesamt wird aus den Auswertungen der Bodengehalte ersichtlich, dass die beiden Elemente Cd und Zn je nach Standort in unterschiedlichen Bindungsformen vorliegen. Dies könnte einen direkten Einfluss auf die Aufnahme der Elemente in die Pflanze haben.

5.3.4.4 Löslichkeitsverhalten von Cd und Zn im Boden

Neben den tatsächlichen Gehalten und der jeweiligen Bindungsform ist das Löslichkeitsverhalten von Zn und Cd für die Aufnahme in die Pflanze relevant. Die Löslichkeit der beiden Elemente ist pH-abhängig. Mit sinkendem pH-Wert zeigt sich ein deutlicher Anstieg der mobilen, pflanzenverfügbaren Zn- und Cd-Gehalte (NH_4NO_3 -Extrakt, Abbildung 65, Abbildung 66). Vor allem unterhalb pH 7 steigen das pflanzenverfügbare Cd und Zn stark an. Dies betrifft v. a. die Flächen in Wöllershof (Standorte 1 bis 3).

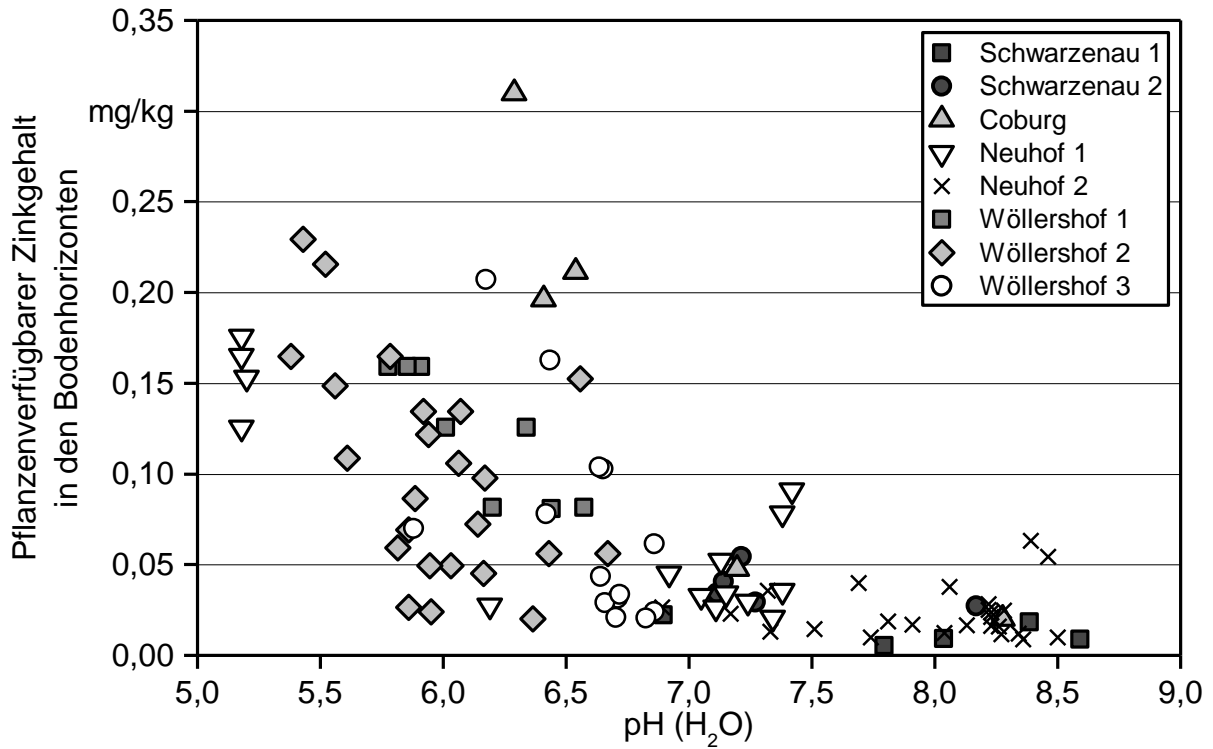


Abbildung 65: Zinkgehalte in den Bodenhorizonten (NH_4NO_3 -Extrakt) in Abhängigkeit des $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werts, getrennt nach den einzelnen Standorten

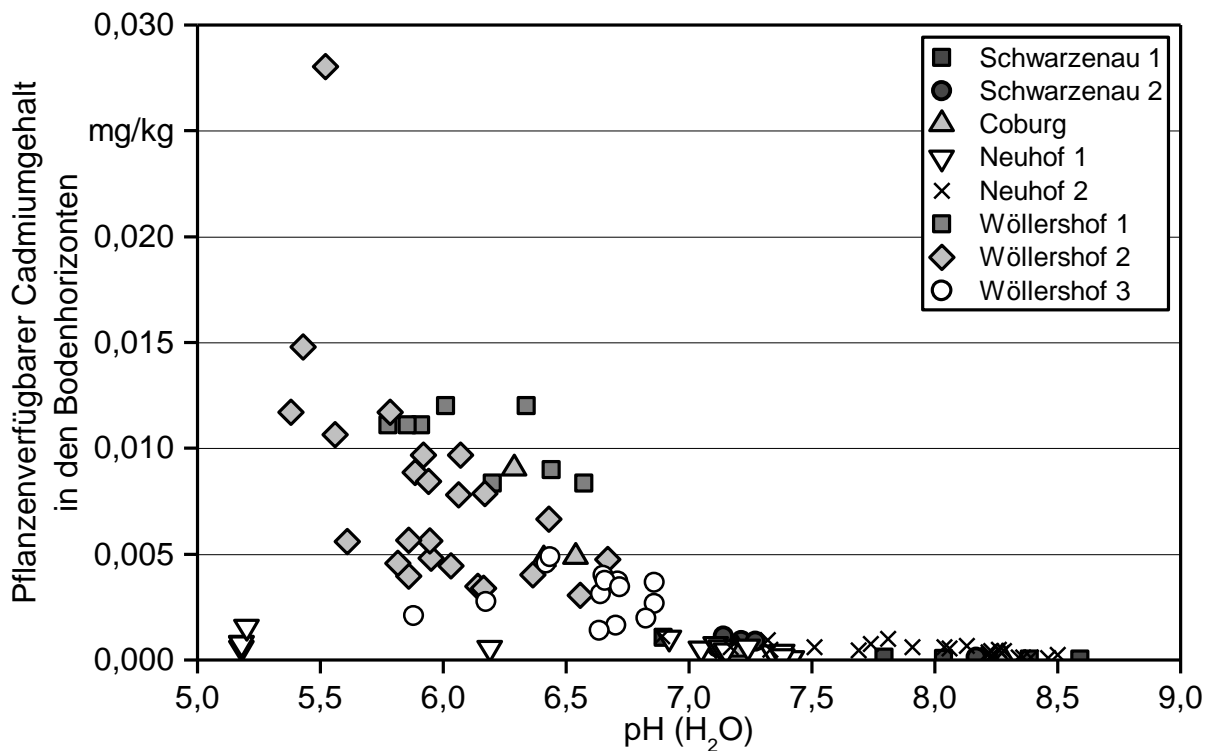


Abbildung 66: Cadmiumgehalte in den Bodenhorizonten (NH_4NO_3 -Extrakt) in Abhängigkeit des $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werts, getrennt nach den einzelnen Standorten

Eine direkte Korrelation zwischen den verfügbaren Zn- und Cd-Gehalten (NH_4NO_3 -Extrakt) würde zeigen, dass Zn und Cd zu gleichen Anteilen in die pflanzenverfügbare Fraktion übergehen (Abbildung 67). Die pflanzenverfügbaren Gehalte an Zn und Cd zeigen jedoch über alle Standorte zusammen zunächst keine eindeutige Tendenz. Da die Bindungsverhältnisse von Standort zu Standort unterschiedlich sind (siehe Abschnitt 5.3.4.3), wurde auch die mobile, pflanzenverfügbare Fraktion nach Standorten differenziert (Abbildung 67). Hier zeigte sich am Standort Coburg eine sehr enge Beziehung zwischen beiden Schwermetallen. Auch die Standorte Wöllershof 2 (siehe Anhang) und Schwarzenau (gesamt) lassen eine positive Tendenz erkennen. Interessanterweise zeigen die noch intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen in Wöllershof (Wöllershof 3), die keine KUP tragen, dagegen keinen Zusammenhang zwischen Cd und Zn (siehe Anhang).

Nichtsdestotrotz gehen somit an den meisten KUP-Standorten höhere pflanzenverfügbare Cd- mit höheren pflanzenverfügbaren Zn-Gehalten einher (vgl. auch Anhang).

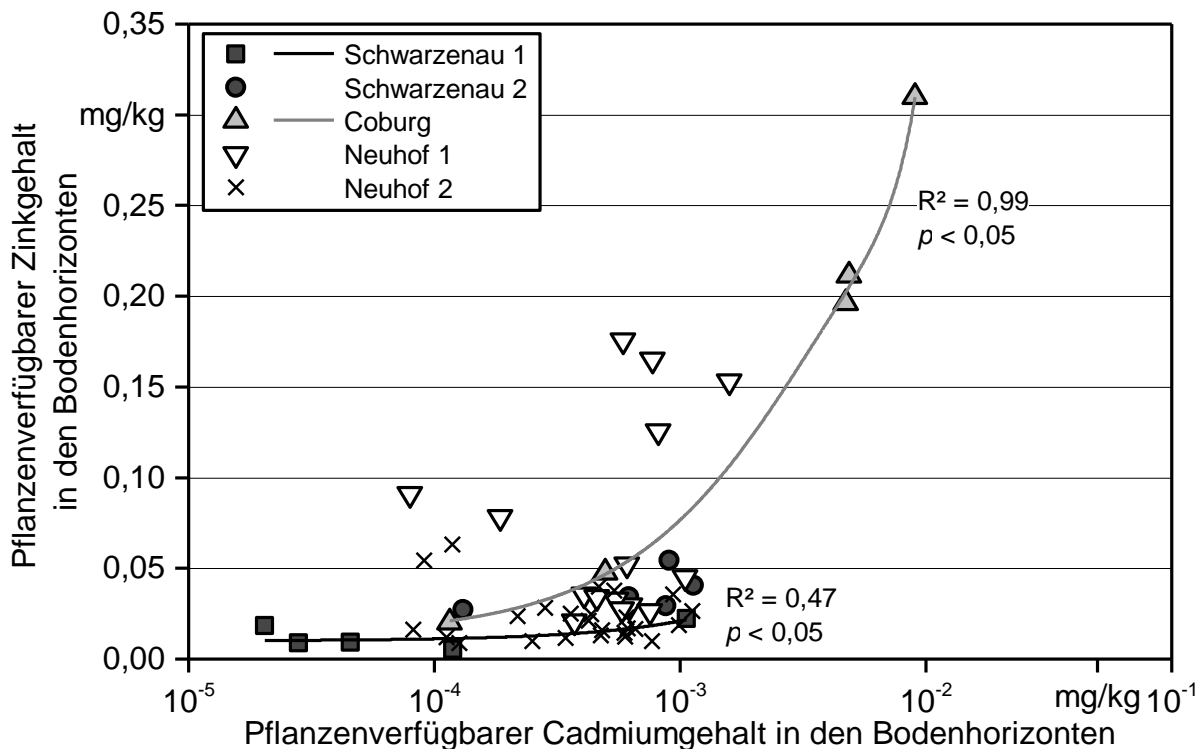


Abbildung 67: Zinkgehalte in den Bodenhorizonten in Abhängigkeit des Cadmiumgehalts in den Bodenhorizonten (jeweils NH_4NO_3 -Extrakt), getrennt nach den einzelnen Standorten

5.3.4.5 Aufnahme von Cd und Zn in die Pflanze

Für die Aufnahme von Spurenelementen in Pflanzen wurden erneut Transferfaktoren (TF) berechnet (vgl. Unterkapitel 5.3 [31]). Transferfaktoren hängen u. a. von der Pflanzenart und vom Genotyp ab. Das Element Zn wird dabei im Verhältnis zu anderen Elementen von den meisten Pflanzen mittelstark akkumuliert, während Cd zu den sehr stark

akkumulierenden Elementen gerechnet wird [31]. Für Cd wird in der Literatur ein Transferfaktor von 10, für Zn je nach Quelle von 0,1 bis fast 1 angegeben [31]. Pflanzen reichern somit Cd gegenüber dem Gesamtgehalt im Boden um das Zehnfache an, wohingegen Zn nur etwa zu 10 % der Bodengehalte bzw. bis zum eigentlichen Bodengehalt aufgenommen wird. Eine Erklärung hierfür wäre, dass Zn von der Pflanze stoffwechselgesteuert aufgenommen wird, während Cd meist passiv entsprechend den Gehalten der Bodenlösung in die Pflanze gelangt [31].

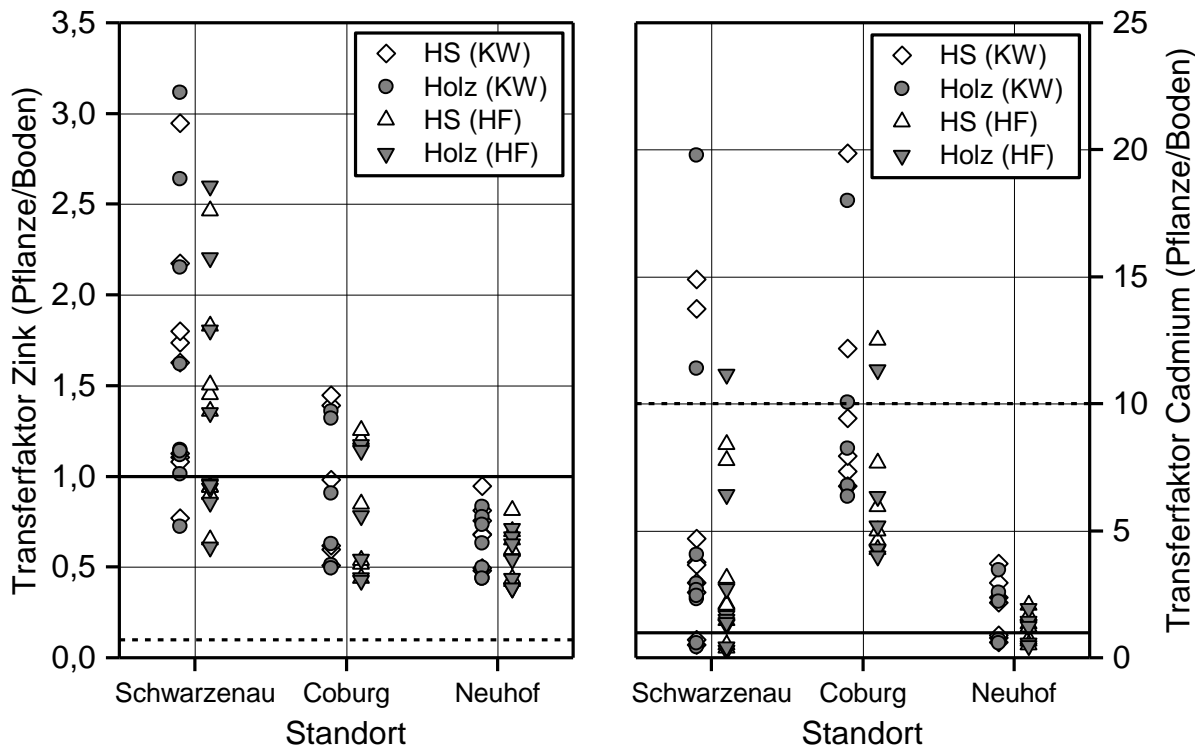


Abbildung 68: Transferfaktoren für Zink (links) und Cadmium (rechts) im Königswasserauszug (KW) und im Gesamtgehalt (HF) im gewaschenen Holz und den ungewaschenen Proben (HS). Unterbrochene Linien geben Mittelwerte aus der Literatur, durchgängige Linien einen Transferfaktor von 1 wieder

Die Literaturangaben beziehen sich auf Gesamtgehalte der Böden (HF-Aufschluss). Daher wurden die Gehalte der Königswasserauszüge auf die Gesamtgehalte (HF) umgerechnet [41].

Für die Berechnung der Transferfaktoren wurden sowohl die ungewaschenen Hackschnitzelproben, also der Originalbrennstoff, als auch die gewaschenen Hackschnitzel betrachtet (Abbildung 68). Die Transferfaktoren bezogen auf die Gesamtgehalte (Flussäureaufschluss (HF)) liegen etwas unter denen des Königswasserauszugs (KW).

Die Transferfaktoren für Zn (reines Holz) sind standortspezifisch und sind v. a. für Schwarzenau häufig > 1. Die Hackschnitzel bzw. die gewaschene Biomasse enthält somit mehr Zn, als im Boden vorhanden ist. Am Standort Coburg (Pappel) und Neuhoof (Silberweide und Pappel) ist der Zn-Gehalt in den Hackschnitzeln bzw. der gewaschenen

Biomasse geringer als im Boden. Die Transferfaktoren sind < 1 . Lediglich die Werte für die Baumart Weide sind in Coburg > 1 (Abbildung 68, links).

Die Transferfaktoren für Zn der gewaschenen Biomasse (Königswasserauszug) liegen bei Pappel (Max-Klone) im Mittel bei 0,94 (HF: 0,80) für Weide bei 2,12 (HF: 1,79) und für Silberweide bei 0,46 (HF: 0,40, Tabelle 9). Alle Transferfaktoren für Zn liegen deutlich über den in der Literatur angegebenen durchschnittlichen Werten für Zn in Pflanzen von 0,1 [31]. Dies deutet an, dass KUP-Kulturen verglichen mit anderen Pflanzen Zn verstärkt aufnehmen.

Tabelle 9: Mittlere Transferfaktoren (MW \pm Standardabweichung SD) für Zink und Cadmium im Königswasserauszug (KW) und im Gesamtgehalt (HF) für die gewaschenen Proben

Aufschluss		KW	HF	KW	HF
Element		Cd	Cd	Zn	Zn
Weide	MW	12,65	7,59	2,12	1,79
	SD	$\pm 5,68$	$\pm 3,27$	$\pm 0,70$	$\pm 0,57$
Max-Klone	MW	3,05	1,81	0,94	0,80
	SD	$\pm 2,11$	$\pm 1,34$	$\pm 0,27$	$\pm 0,22$
Silberweide	MW	0,67	0,55	0,46	0,40
	SD	$\pm 0,06$	$\pm 0,05$	$\pm 0,03$	$\pm 0,02$

Auch die Transferfaktoren (TF) für Cd streuen bei den KUP-Proben je nach Standort sehr stark (Abbildung 68, rechts). Vergleicht man die ermittelten Transferfaktoren für Cd mit Literaturdaten, so erreichen manche Proben das Doppelte des Literaturwerts (TF = 10). Im Mittel liegen die Transferfaktoren der Brennstoffe jedoch bei der Hälfte dieses Werts (5,2, Königswasserauszug). Bezogen auf den Gesamtgehalt (HF-Aufschluss) liegen sie sogar darunter (3,1, HF-Aufschluss). Zu bemerken ist dabei, dass der verwendete Literaturwert nicht zwischen holzigen und halmgutartigen Pflanzen differenziert.

Die untersuchten Baumarten (Tabelle 9) unterscheiden sich bezüglich ihrer Transferfaktoren für Cd stark. Die Max-Klone weisen Transferfaktoren (Königswasserauszug) von im Mittel 3,05 (HF: 1,81), Weiden 12,65 (HF: 7,59) und Silberweiden 0,67 (HF: 0,55) auf (Tabelle 9). Die Cd-Aufnahme bezogen auf den Gesamtgehalt im Boden ist insbesondere bei Max-Klonen und Silberweide somit im Vergleich zu Literaturdaten geringer als bei anderen Pflanzen.

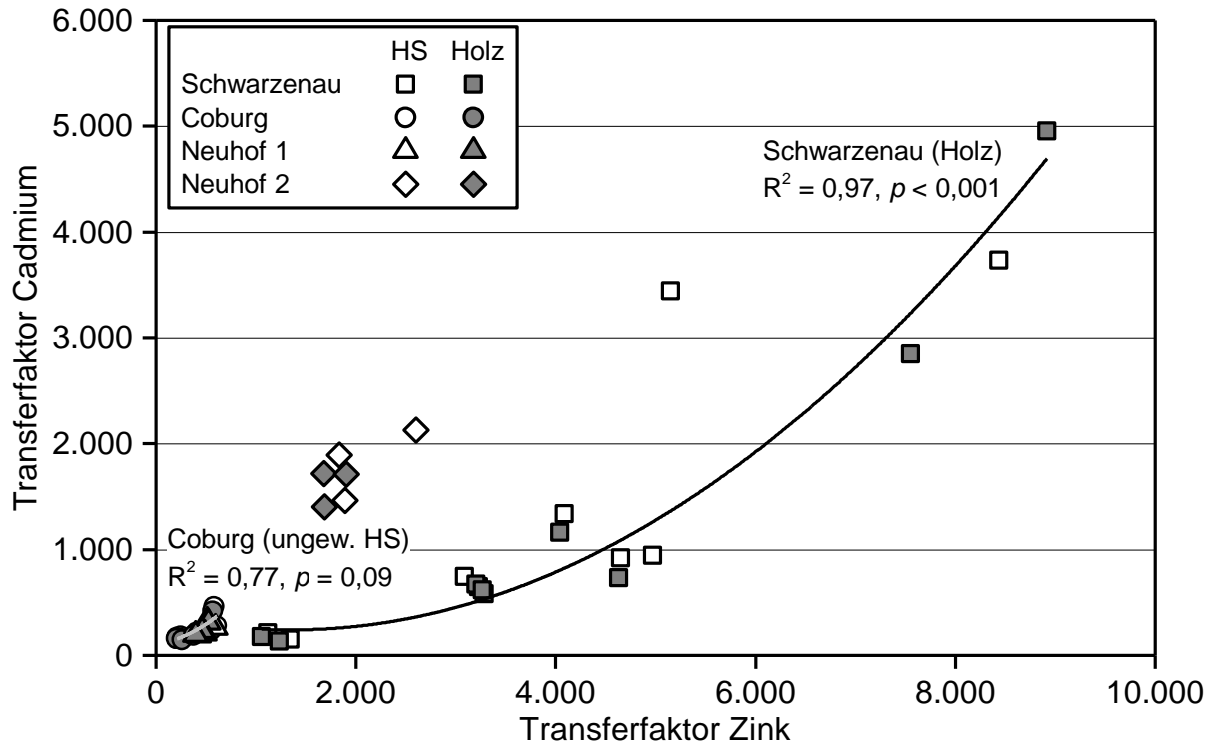


Abbildung 69: Transferfaktoren für Cadmium und Zink (Gehalte in der Pflanze im Verhältnis zu den pflanzenverfügbaren Gehalten im Boden, NH_4NO_3 -Extrakt) (HS = ungewaschene Hackschnitzel, Holz = gewaschene Biomasseprobe)

Den Transferfaktor kann man auch bezogen auf die mobile und damit pflanzenverfügbare Schwermetallfraktion, d. h. auf den NH_4NO_3 -Extrakt berechnen (Abbildung 69). Bei geringen pflanzenverfügbaren Cd-Gehalten (z. B. Standort Coburg) liegen die Transferfaktoren für Zn höher als für Cd, d. h., die Pflanze nimmt anteilig auf die Gehalte der Bodenlösung bezogen mehr Zn als Cd auf. Mit der Zn- steigt auch die Cd-Aufnahme. Wie stark dies der Fall ist, hängt vom Standort und damit vermutlich von den Bindungsverhältnissen und ggf. dem pH-Wert im Boden ab.

Über alle Standorte betrachtet zeigt sich, dass mit steigendem Cd-Gehalt sich die Transferfaktoren (NH_4NO_3) von Cd und Zn angleichen, d. h., Zn und Cd haben dann dieselbe Übergangsrate vom Boden in die Pflanze (Abbildung 70).

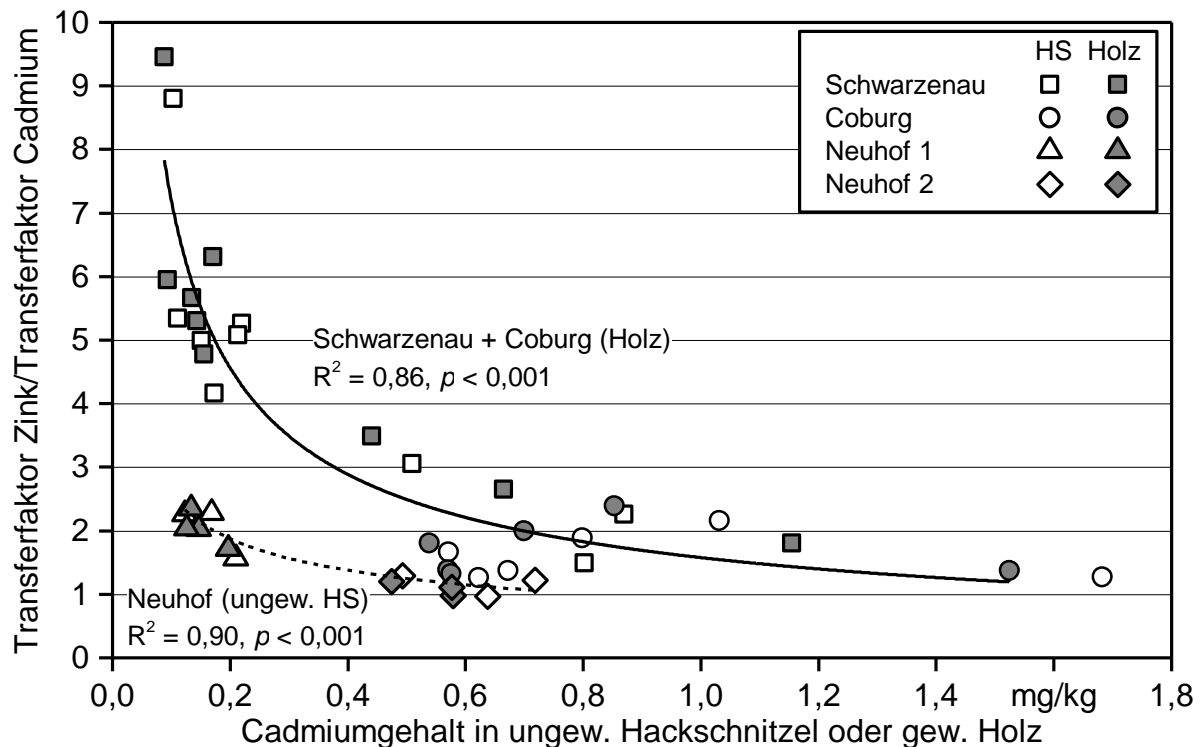


Abbildung 70: Verhältnis der Transferfaktoren Zink und Cadmium (Gehalte in Hackschnitzel zu pflanzenverfügbaren Gehalten im Boden (NH_4NO_3 -Extrakt)) in Abhängigkeit zu den Cadmiumgehalten in den Hackschnitzelproben (HS = ungewaschene Hackschnitzelprobe, Holz = gewaschene Biomasse)

5.3.4.6 Vergleich der Quotienten der Zn/Cd-Verhältnisse zur Klärung der bevorzugten Aufnahme von Zn oder Cd durch die KUP-Pflanze

Die Frage, wovon die Aufnahme des Cd in die KUP-Pflanzen beeinflusst wird und ob diese Cd oder Zn bevorzugt aufnimmt oder ob die Aufnahme gemäß dem Angebot in der Bodenlösung erfolgt, kann erst durch Elementquotienten abschließend geklärt werden. Hierzu wurden die Zn/Cd-Verhältnisse (V_{ZnCd}) der Gesamtgehalte im Boden (Königswasserauszug, $V_1\text{ZnCd}$), der pflanzenverfügbaren Bodengehalte (NH_4NO_3 -Extrakt, $V_2\text{ZnCd}$) und der reinen Biomasse (gewaschene Probe, $V_3\text{ZnCd}$) gebildet. Ist das Verhältnis $V_1\text{ZnCd} = V_2\text{ZnCd}$ und somit der Quotient ($V_1\text{ZnCd} / V_2\text{ZnCd}$) aus beiden Verhältnissen = 1, dann werden Zn und Cd aus dem Gesamtpool des Bodens anteilig, d. h. im selben Mengenverhältnis, wie es im Gesamtpool vorliegt, in den pflanzenverfügbaren Pool freigesetzt. Ist dagegen $V_1\text{ZnCd} > V_2\text{ZnCd}$, also das Verhältnis von Zn und Cd im Gesamtpool des Bodens „weiter“ als in der pflanzenverfügbaren Fraktion, dann wird anteilig mehr Cd in den pflanzenverfügbaren Pool abgegeben. Im Fall von $V_1\text{ZnCd} < V_2\text{ZnCd}$ ist es umgekehrt und mehr Zn wird freigesetzt. Diese Herangehensweise wurde analog auch für die Gegenüberstellung der Zn/Cd-Verhältnisse von pflanzenverfügbarem Bodenpool und reiner Biomasse gewählt ($V_2\text{ZnCd}$ und $V_3\text{ZnCd}$).

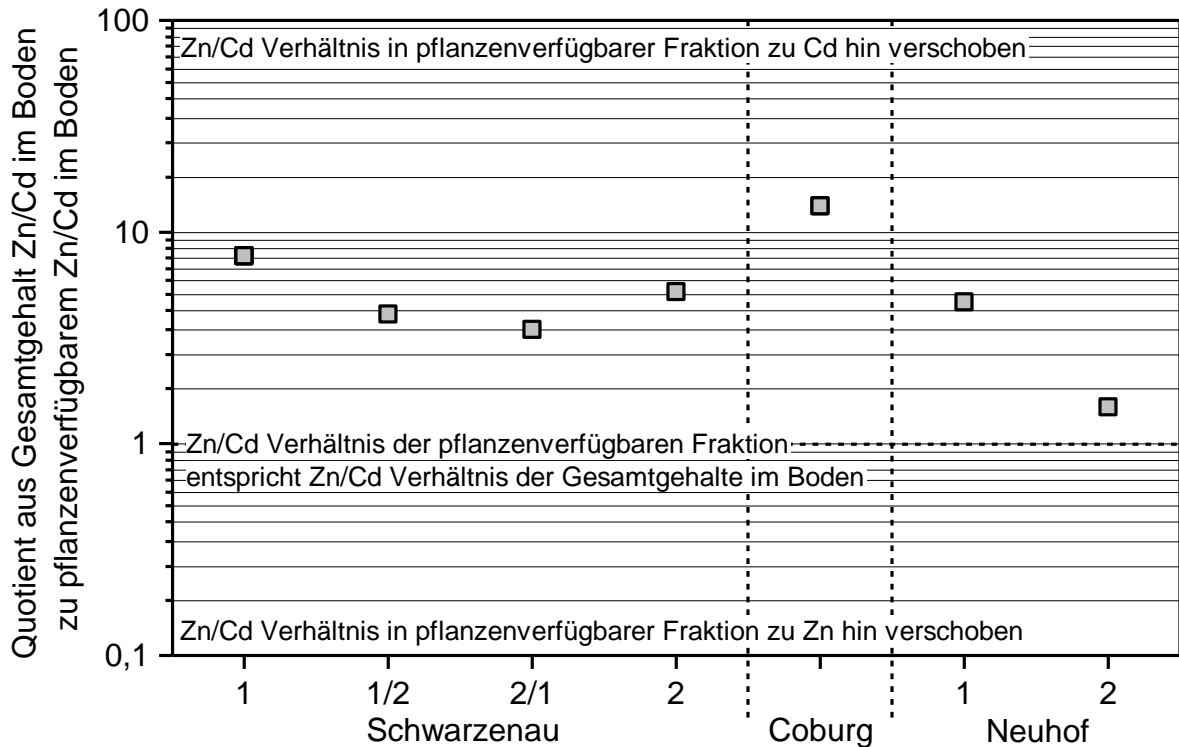


Abbildung 71: Quotienten der Zn/Cd-Verhältnisse des Gesamtgehalts im Boden und der pflanzenverfügbaren Fraktion (NH_4NO_3 -Extrakt). Zahlenwerte > 1 sprechen für eine Cd-Dominanz, < 1 für eine Zn-Dominanz (Schwarzenau 1/2 und 2/1: parzellenweise Zuordnung der Standortdaten, vgl. Anhang)

Die Gegenüberstellung der Quotienten aus den Zn/Cd-Verhältnissen der Gesamtgehalte im Boden und den pflanzenverfügbaren Gehalten zeigt, dass diese an allen Standorten > 1 sind. Dies bedeutet, dass aus dem Gesamtpool anteilig mehr Cd als Zn freigesetzt wird. Folglich verschiebt sich das Zn/Cd-Verhältnis in der pflanzenverfügbaren Bodenfraktion zum Cd hin (Abbildung 71). Obwohl dies der Fall ist, liegt der Quotient aus dem Verhältnis der pflanzenverfügbaren Fraktion und dem Verhältnis in der reinen Biomasse meist < 1 (Abbildung 72). Das heißt, dass die Zn/Cd-Verhältnisse der reinen Biomasse „weiter“ sind als die der pflanzenverfügbaren und damit den Pflanzen angebotenen Fraktion des Bodens. Somit nehmen KUP-Pflanzen trotz eines in Relation höheren Angebots an Cd im Boden an den untersuchten Standorten bevorzugt Zn auf. Dies spricht, wie aus der Literatur bekannt ist, für eine selektiv stoffwechselgesteuerte Zn-Aufnahme und gegen die Hypothese, dass Cd von der Pflanze mit Zn „verwechselt“ und mit diesem zusammen passiv aufgenommen wird.

Lediglich der Standort Neuhof 2 (mit Silberweide) weist Quotienten um 1 auf. Hier werden Cd und Zn analog dem angebotenen Mengenverhältnis der pflanzenverfügbaren Gehalte im Boden in die KUP-Pflanzen aufgenommen. Auch die Freisetzung aus dem Gesamtpool weist dort einen Quotienten von 1,5 auf und ist damit deutlich weniger Cd-dominiert als an den anderen Standorten. Letztlich deutet dies darauf hin, dass am Standort Neuhof 2 eher eine passive Aufnahme, sowohl des Zn als auch des Cd, statt-

findet und so die Zn/Cd-Verhältnisse der Bodenlösung fast in die KUP-Pflanze übernommen werden.

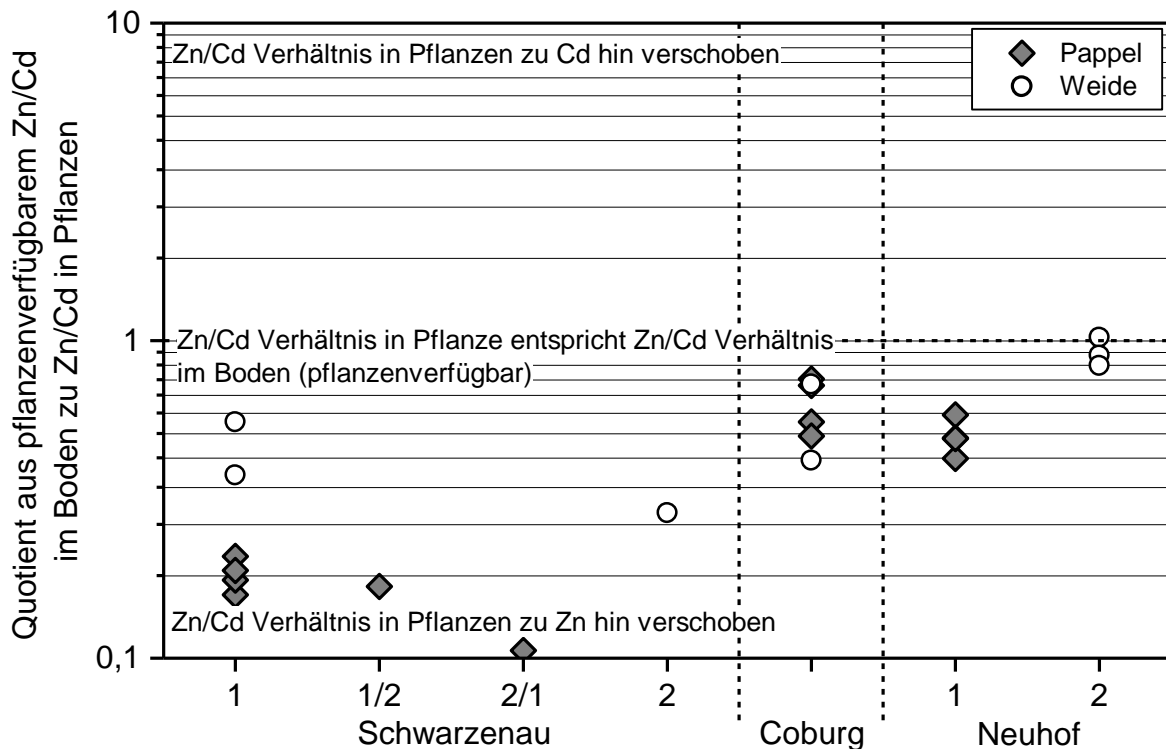


Abbildung 72: Quotienten der Zn/Cd-Verhältnisse der pflanzenverfügbaren Gehalte im Boden (NH_4NO_3 -Extrakt) und der Gehalte in der gewaschenen Biomasse. Zahlenwerte > 1 sprechen für eine Cd-Dominanz, < 1 für eine Zn-Dominanz (Schwarzenau 1/2 und 2/1: parzellenweise Zuordnung der Standortdaten, vgl. Anhang)

Schlussendlich zeigt sich, dass die hier untersuchten Pappeln Zn oft stärker bevorzugt gegenüber Cd aufnehmen als Weiden (Abbildung 72). Am Standort Coburg ist die anteilige Cd-Freisetzung in dem pflanzenverfügbaren Pool im Boden am höchsten. Dementsprechend ist die Elementaufnahme der KUP-Pflanzen hier weniger Zn-dominiert als in Schwarzenau. Dies heißt aber auch, dass eine abnehmende Zn-Dominanz im pflanzenverfügbaren Bodenangebot zu in Relation höheren Cd-Gehalten in den Pflanzen führt.

5.3.4.7 Zusammenfassung zu Cd und Zn

Zusammenfassend lagen die Gehalte von Cd und Zn sowohl für Weide als auch für Pappel über den Gehalten von Waldrestholz und Energierundholz (vgl. Abschnitt 5.2.2.5). Tabelle 10 fasst die Analysen zu Herkunft, Bindungsform, Löslichkeit im Boden und zur Anreicherung von Cd und Zn in den Brennstoffproben zusammen.

Der Literaturvergleich der Transferfaktoren hat gezeigt, dass KUP-Pflanzen verglichen mit anderen Pflanzen verstärkt Zn aus dem Boden aufnehmen. Ebenso nimmt die KUP-

Pflanze i. d. R. eher Zn anstatt Cd auf – und dies auch dann, wenn das Angebot in der Bodenlösung zum Cd hin verschoben ist. Die bevorzugte Aufnahme von Zn gegenüber Cd war bei Pappel meist deutlicher ausgeprägt als bei Weide.

Die Zn-Aufnahme ist vermutlich stoffwechselgesteuert. Die Cd-Aufnahme erfolgt entgegen vorheriger Annahmen (vgl. Abschnitt 5.2.2.5) i. d. R. nicht passiv zusammen mit Zn, da die Cd-Aufnahme gegenüber der Bodenlösung meist reduziert war. Würden die KUP-Pflanzen Cd anteilig den Gehalten in der pflanzenverfügbaren Fraktion entsprechend aufnehmen, wären die Cd-Gehalte in den KUP-Pflanzen noch deutlich höher.

Tabelle 10: Pflanzenverfügbarkeit, wahrscheinliche Bindungsform und Aufnahme von Cd und Zn in die Pflanzen getrennt nach Standort (Einstufung nach Tabelle 11 und Tabelle 12)

Standort	Pflanzverf.			Bindungsform		Weide	Pappel	Weide	Pappel
	pH	Cd	Zn	Cd	Zn	Cd	Cd	Zn	Zn
SC 1	****	–	(*)	Al Hydroxide, TM	Al Hydroxide, TM	* bis **	(*)	*** bis ****	**
SC 2	***	–	(*)	Carb., P-Bindung, Al Hydroxide, TM	Al Hydroxide, TM	* bis **	(*)	*** bis ****	**
CO	***	*	*	P-Bindung	P-Bindung	***	**	****	**
Neu 1	***	–	*	Org., Mn-OxHydr., P-Bindung, S-Bindung	P-Bindung		(*)		**
Neu 2	****	–	(*)	(Org.), (Carb)	(Carb.)	**		**	
Wö 1	**	**	*	Org.	Al Hydroxide, TM, (Mn-OxHydr.)				
Wö 2	*	**	*	(Org.)	Al Hydroxide, TM, (Mn-OxHydr.)				
Wö 3	**	(*)	*	(Org.)	Mn-OxHydr.				

SC = Schwarzenau, CO = Coburg, Neu = Neuhof, Wö = Wöllershof

Cd wird von KUP-Pflanzen i. d. R. gegenüber den Bodengehalten angereichert (TF > 1). Dennoch ist die Cd-Aufnahme bei KUP-Pflanzen im Vergleich zu anderen Pflanzen (wobei nicht differenziert wird zwischen holzigen und nicht holzigen Pflanzen) geringer, da die Transferfaktoren der KUP (gewaschene Biomasse) i. d. R. unter den Literaturwerten lagen. Bezogen auf die Gesamtgehalte im Boden auf den untersuchten Standorten reichte die konventionelle KUP-Weide Cd stärker an als Pappel und Silberweide.

Tabelle 11: Einstufungsmatrix für pflanzenverfügbare Cd- und Zn-Gehalte der Böden, eigene Skalierung, höchster Wert entspricht Prüfwert der Bodenschutzverordnung

Einstufung		Cd-Gehalt in mg/kg	Zn-Gehalt in mg/kg
Nicht nachweisbar	–	< 0,001	< 0,05
Sehr niedrig	(*)	0,001–0,005	0,05–0,1
Niedrig	*	0,005–0,01	0,1–0,5
Mittel	**	0,01–0,02	0,5–1
Hoch	***	0,02–0,04	1–2
Sehr hoch	****	> 0,04	> 2

Tabelle 12: Einstufungsmatrix für Pflanzengehalte

Einstufung		Cd-Gehalt in mg/kg	Zn-Gehalt in mg/kg
Sehr niedrig	(*)	< 0,2	< 10
Niedrig	*	0,2–0,6	10–30
Mittel	**	0,6–1,2	30–60
Hoch	***	1,2–1,6	60–80
Sehr hoch	****	1,6–2,0	80–100

Die Brennstoffe vom Standort Coburg wiesen die höchsten Zn- und Cd-Gehalte, insbesondere in Weiden, aber auch in Pappeln auf. Die pH-Werte im neutralen bis schwach sauren Bereich erklären die vergleichsweise hohe Pflanzenverfügbarkeit des Zn [31]. Die Cd-Gehalte in den Pflanzen waren am Standort Coburg auch vergleichsweise hoch. Gleichzeitig lagen die als pflanzenverfügbar ermittelten Gehalte in den Böden, die neben dem pH-Wert für die Aufnahme in die Pflanzen verantwortlich sein sollten, über denen der anderen Standorte, auch wenn sie im bayernweiten Vergleich insgesamt noch eher gering waren. Normalerweise findet man hohe verfügbare Cd-Gehalte unterhalb von pH = 5,5. Die Mobilität von Cd kann jedoch oberhalb von pH = 7 im alkalischen Bereich durch die Bildung löslicher Cd-Komplexe, die pH-Wert-unabhängig von den Pflanzen aufgenommen werden können, wieder ansteigen [31].

Zusammengefasst kann somit gegenüber den Bodengehalten v. a. standort- und baumartenabhängig eine Anreicherung von Cd und Zn in der Pflanze erfolgen. Die Aufnahmeintensität nimmt im Mittel für beide Schwermetalle in den untersuchten Fallbeispielen von Silberweide über Pappel zur KUP-Korbweide zu, sodass die höchsten Gehalte bei der Schwermetalle in der Korbweide gefunden werden. Auch Silberweide weist noch vergleichsweise hohe Cd-Gehalte in der Biomasse auf. Hohe Gesamtgehalte im Boden stehen hier einer geringen Freisetzung in den pflanzenverfügbaren Pool gegenüber. Dies legt den Schluss nahe, dass bei Silberweide die Zn-Selektivität verglichen mit den anderen untersuchten KUP-Pflanzen am geringsten ausgeprägt ist. Da der Standort freies Ca

aufweist, könnte Cd hier passiv zusammen mit Ca aufgenommen werden. Cd und Ca besitzen ebenfalls einen ähnlichen Ionenradius [31]. Auf karbonatfreien Standorten könnte die Silberweide somit gegenüber der Korbweide im Vorteil sein. Dies kann jedoch aufgrund der geringen Datenbasis nicht abschließend geklärt werden.

5.3.5 Verschmutzung mit Bodenmaterial – Anwendung der Kontaminationsindizes

Die Anteile der Filterkuchen an der Gesamtprobe sowie die Asche- und Siliziumgehalte der Proben deuten an, dass für die meisten der untersuchten Brennstoffe eine Verschmutzung mit Mineralboden nur eine geringe Rolle spielt (vgl. Abschnitte 5.3.1 bis 5.3.4). Im Folgenden werden die von der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft und dem TFZ gemeinsam entwickelten Verschmutzungsindizes (Al/200-Quotient, Fe/Mn-Verhältnis) für Hackschnitzelproben aus KUP anhand der Ergebnisse überprüft (zu den Verschmutzungsindizes vgl. TFZ-Bericht 46 [23] [24]).

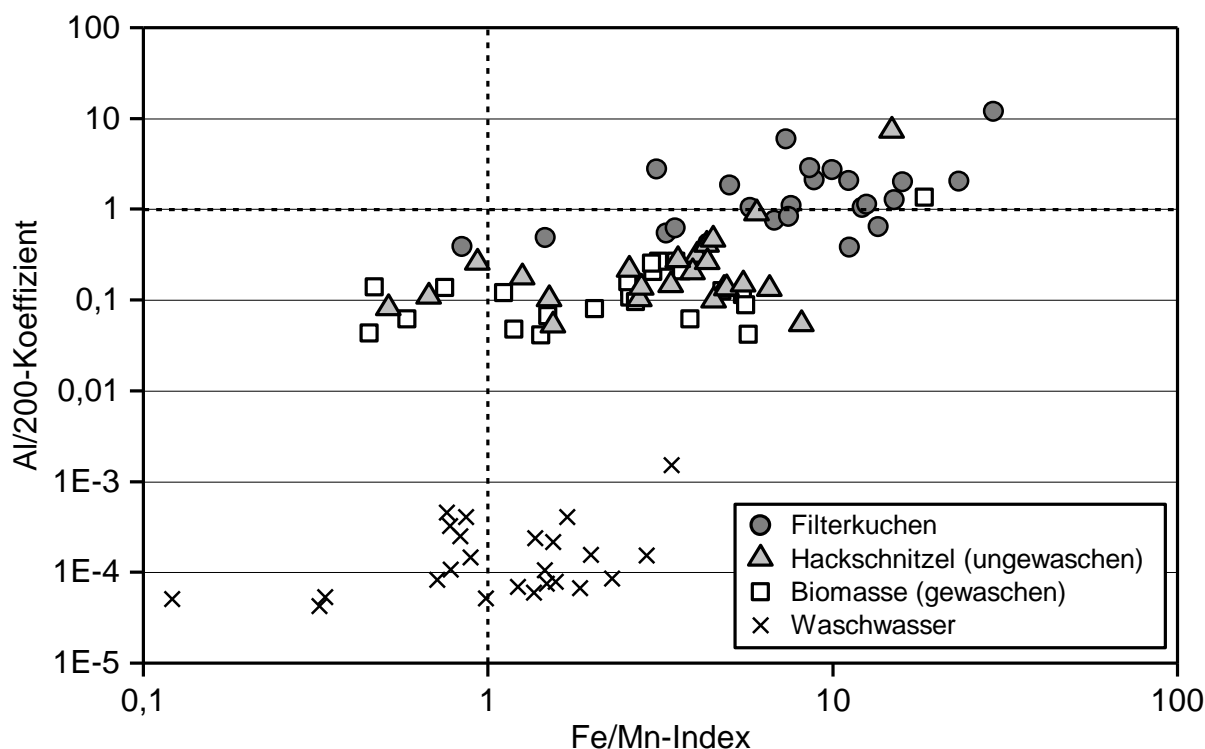


Abbildung 73: Indizes (Fe/Mn-Verhältnis; Al/200) für Verunreinigung mit Mineralboden

Der Großteil der gewaschenen Holzproben liegt mit seinen Al/200-Quotienten < 1 und damit im Bereich, den die Indizes als „reine Biomasse“ definieren (Abbildung 73) [23] [24]. Für das Fe/Mn-Verhältnis ist dies dagegen nicht der Fall. Nur wenige Proben liegen im Bereich < 1 , d. h. in dem Bereich, der für den Index als „Biomasse“ definiert wurde. Vielmehr liegen die meisten Proben zwischen 1 und 6, eine Probe hat sogar den Wert 18,5. Dies lässt sich v. a. auf den um mehr als den Faktor 10 niedrigeren Mn-Gehalt im Vergleich zu den Hackschnitzelproben aus Waldholz zurückführen, die für die Entwick-

lung der Indizes verwendet wurden [23]. Folglich sind die meisten der hier verwendeten KUP-Proben nicht eindeutig zuordenbar und es ist zu diskutieren, ob die Grenzen für die Indizes im Fall von KUP angepasst werden sollten (siehe auch weiter unten).

Der Filterkuchen, der nach dem Waschen das Bodenmaterial repräsentieren sollte, liegt zum Großteil wie gewünscht bei einem Fe/Mn-Verhältnis > 1 und damit in dem für „Kontamination mit mineralischem Bodenmaterial“ definierten Bereich (Abbildung 73). Allerdings zeigen die Proben häufig einen Al/200-Quotienten < 1 und liegen damit im Bereich „Biomasse“. Somit können auch die Filterkuchen (8 von 24) teilweise nicht eindeutig zugeordnet werden. Zudem wurde ein Filterkuchen (Probe 12) von beiden Indizes als „Biomasse“ klassifiziert. Es ist daher zu klären, ob es durch das Waschen der Proben tatsächlich zu einer vollständigen Trennung von Mineralboden und Holz gekommen ist oder ob der Filterkuchen noch holziges Material enthält.



Abbildung 74: Zusammensetzung der Filterkuchen (extreme Fallbeispiele). A: Filterkuchen vorwiegend aus holzigem Material. B: Filterkuchen z. T. aus holzigem Material, aber auch mit hohem Zuckeranteil, der aus der Flüssigkeit zum Schweretrennen stammt

Die optische Begutachtung der Filterkuchen ergibt, dass zum einen bei manchen Proben noch viel holziges Material (Abbildung 74, links) vorliegt, aber auch, dass der zur Schwere-trennung eingesetzte Zucker z. T. im Filterkuchen angereichert ist (Abbildung 74, rechts).

Zur Überprüfung des Wascherfolgs wurden die Indizes zusätzlich in Beziehung zu ihrem C/N-Verhältnis gesetzt. Das C/N-Verhältnis ermöglicht es, Proben aus Bodenmaterial (auch Auflagehumus) von holziger Biomasse zu trennen. Das C/N-Verhältnis von Bodenmaterial schwankt je nach Horizont und Humusgehalt ([1]). Je höher der Humusgehalt ist, desto weiter (höher) ist das C/N-Verhältnis. Die untersuchten Böden der KUP-Standorte befinden sich, bodenkundlich betrachtet, in der Entwicklung vom landwirtschaftlich genutzten Boden zu einer Art „Waldboden“. In bayerischen Waldböden findet man maximal C/N-Verhältnisse im Auflagehumus von 37,1. In den zugehörigen Mineralböden (0–20 cm Tiefe) maximal 40,5 ([45]). Landwirtschaftliche Böden weisen durch-

schnittlich C/N-Verhältnisse um 10 auf ([5]). Für „Holzschnitzel“ liegt das C/N-Verhältnis zwischen 100 und 500, für Stroh bei ca. 80 [49].

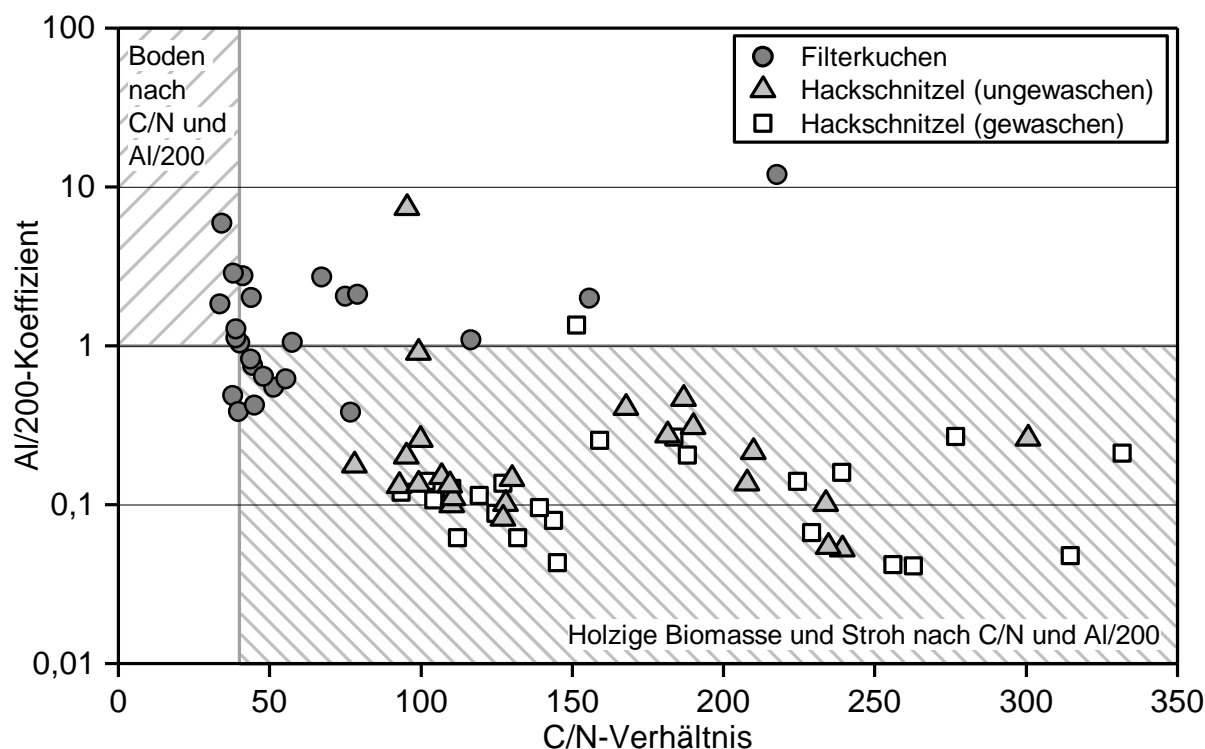


Abbildung 75: Kontaminationsindex Al200 zu C/N-Verhältnis. Oben links liegt der Bereich, der nach dem Al200-Index und dem C/N-Verhältnis definitionsgemäß als Bodenmaterial zugeordnet werden kann, unten rechts dagegen der Bereich, der als reine Biomasse anzusehen ist

Bestände der Filterkuchen somit vollständig aus Humusmaterial, dürfte das C/N-Verhältnis 40,5 nicht überschritten werden. Im Umkehrschluss kann angenommen werden, dass Filterkuchen mit C/N-Verhältnissen > 40 zumindest zu einem gewissen Anteil aus holzigem Material bestehen. Abbildung 75 macht deutlich, dass das Waschen demnach nicht in jedem Fall den gewünschten Effekt der kompletten Trennung von Boden- und Biomasse hatte. Hinzu kommt, dass einzelne Filterkuchen z. T. noch Reste des zur Schwerentrennung verwendeten Zuckers (handelsüblicher Rübenzucker) enthalten können, der sich im Filterkuchen festgesetzt hat und beim Trocknen auskristallisiert ist. Hierdurch erhöht sich ebenfalls der C-Gehalt des Filterkuchens.

Interessant sind insbesondere jene Filterkuchen, die C/N-Verhältnisse > 50 und damit Werte im Bereich für Holz aufweisen und gleichzeitig einen Al/200-Koeffizienten < 1 („Biomasse“) besitzen. Hierbei müsste es sich fast ausschließlich um holzige Partikel handeln. Bei C/N-Verhältnissen > 50 und zudem Al/200 > 1 könnte dagegen der Zucker den erhöhten Kohlenstoffgehalt bewirkt haben (Abbildung 76).

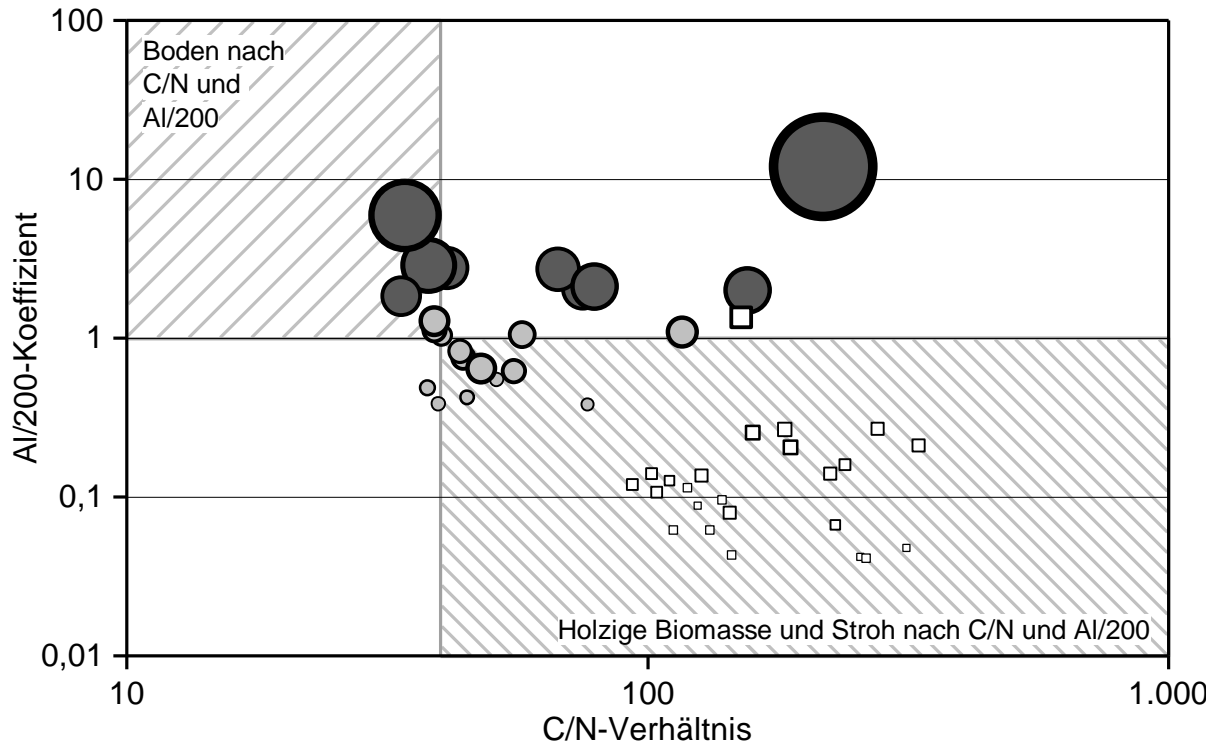


Abbildung 76: Filterkuchen (Kreise) und gewaschene Biomasse (Quadrate) aufgetragen nach Kontaminationsindex Al/200 zu C/N-Verhältnis. Die Symbolfläche entspricht dem Si-Gehalt (dunkelgrau > 2.000 mg/kg)

Es zeigt sich, dass vor allem Filterkuchen mit Si-Gehalten > 2.000 mg/kg gemäß dem Kontaminationsindex im Bereich > 1 und damit dem Bereich liegt, der als „mit Boden verunreinigt“ definiert wird. Dabei weisen 20 % der Proben gleichzeitig hohe C/N-Verhältnisse auf, d. h. einen vergleichsweise hohen Anteil an Kohlenstoff bei vergleichsweise geringen N-Gehalten. Eine Erklärung dafür wäre, dass diese Proben mit Zucker kontaminiert sind. Im Gegensatz dazu weisen 60 % der Filterkuchenproben Si-Gehalte < 2.000 mg/kg auf (Abbildung 76). Ihre Al/200-Indizes liegen um 1 oder darunter. Gleichzeitig weisen sie meist C/N-Verhältnisse > 40 auf, folglich handelt es sich hierbei um Proben mit Anteilen holzigen Materials. Nur etwa 40 % der Filterkuchen konnten auf diese Weise eindeutig in „Boden“ und „Biomasse“ getrennt werden.

Die visuelle Prüfung der Filterkuchen in Kombination mit den hohen Kohlenstoffgehalten im Filterkuchen (Abbildung 74) zeigt, dass die Trennung von Bodenmaterial und Holz selten vollständig erfolgt ist. Auch Filterkuchen mit hohen Si-Gehalten weisen C-Gehalte auf, die im Bereich von reinem Holz liegen (Abbildung 77). Dies deutet darauf hin, dass der Filterkuchen zwar Bodenmaterial beinhaltet, gleichzeitig aber auch entweder hohe Zucker- oder Holzanteile aufweist.

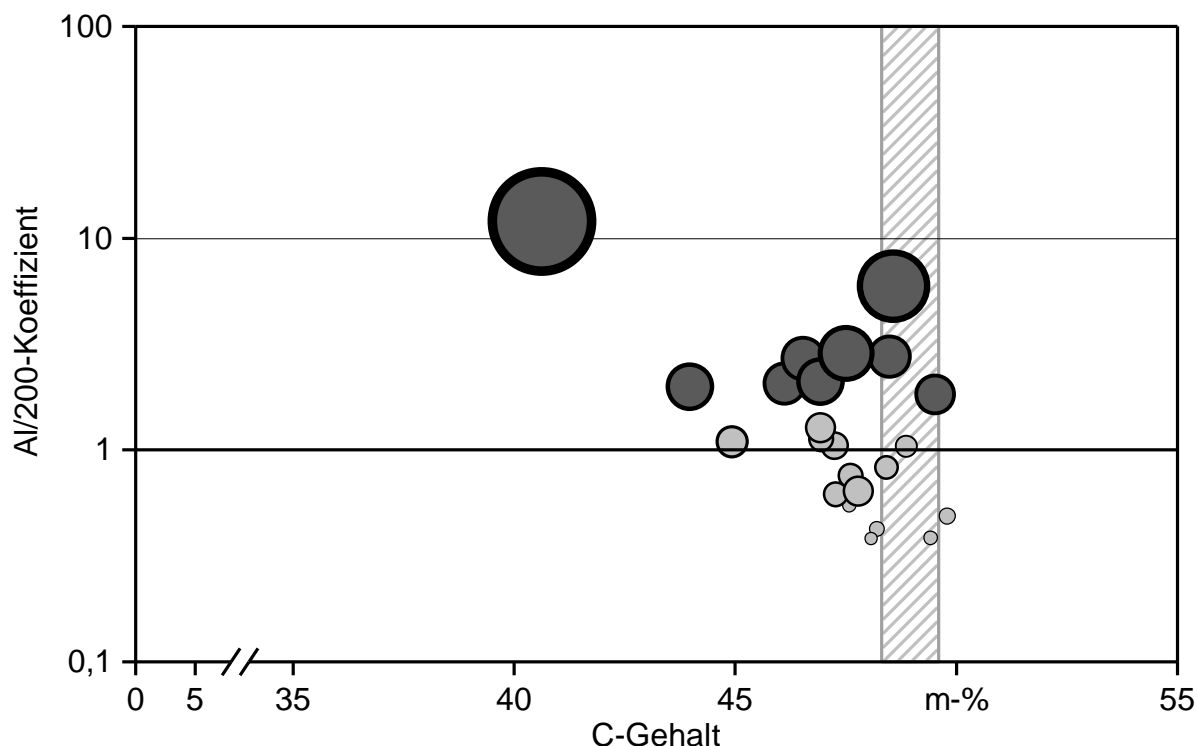


Abbildung 77: Filterkuchen aufgetragen nach Kontaminationsindex Al/200 zu C-Gehalt. Blasenfläche entspricht dem Si-Gehalt (dunkelgrau > 2.000 mg/kg). Der schraffierte Bereich markiert die typische C-Gehaltsspanne von reinem Holz

Umgekehrt war zu prüfen, ob durch das Probenwaschen das Bodenmaterial tatsächlich vollständig vom Holz abgewaschen wurde. Das C/N-Verhältnis des gewaschenen Holzes liegt für alle Proben im Bereich des für Sägemehl und Stroh als typisch angegebenen Bereichs (50–500, Abbildung 75). Bis auf eine Ausnahme zeichnen die Kontaminationsindizes Al/200 (< 1) dasselbe Bild. Alle Holzproben weisen auch, eine Probe ausgenommen, vergleichsweise geringe Si-Gehalte auf (Abbildung 76), sodass i. d. R. von einer erfolgreichen Entfernung des Bodenmaterials von den Hackschnitzelproben durch das Waschen auszugehen ist. Bei der Ausnahme handelt es sich um eine Probe aus Neuhoof (Probe 17). Diese besteht aus Weide, die im Polter vorgetrocknet wurde. Der Brennstoff zeigte sowohl vor als auch nach dem Waschen die höchsten Si- und Aschegehalte (Aschegehalt: 6,2 und 2,9 m-%; Si: 7.629 und 1.037 mg/kg). Ebenso wurde in ihrem Filterkuchen der höchste Si-Gehalt aller Proben gemessen (15.630 mg/kg). Dies deutet an, dass das Bodenmaterial in dieser stark verschmutzten Probe mit dem Waschprozess nicht vollständig entfernt wurde.

Zusammengefasst lässt sich feststellen, dass die Reinigung der Brennstoffe durch Waschen und das vollständige Entfernen von Bodenmaterial mit dem angewendeten Verfahren in dem meisten Fällen erfolgreich waren. Allerdings enthält der abgetrennte Filterkuchen immer noch große Anteile von Biomasse und z. T. auch den bei der Schwere-trennung zugegebenen Zucker, der zum einen die Probe verklebt, zum anderen die Elementgehalte an C verfälschen kann. Eine separate Analyse des Zuckers wurde nicht

durchgeführt, weshalb dieser Effekt für weitere Elemente nicht überprüft werden konnte. Es ist aber anzunehmen, dass die tatsächlichen Konzentrationen der Elemente in den Filterkuchen für die in Unterkapitel 5.3 bis Abschnitt 5.3.4 analysierten verbrennungskritischen Inhaltsstoffe, die selbst nur zu geringen Anteilen in Zuckern vorkommen, demnach sogar noch höher liegen sollten. Eine Verunreinigung von Holzbrennstoffen mit Mineralboden ist somit möglichst zu vermeiden. In zukünftigen Untersuchungen sollte aber auf die Verwendung des Zuckers zur Schwereretrennung verzichtet werden.

Im Fall der KUP-Proben zeigte der Al/200-Koeffizient vielversprechende Ergebnisse und reine Holzproben konnten gut als solche klassifiziert werden. Das Fe/Mn-Verhältnis brachte für KUP-Holz dagegen nur bedingt verwertbare Ergebnisse. Hier muss der Index, der für Proben aus Waldholz sehr zuverlässige Ergebnisse liefert, ggf. mit einer größeren Datenbasis angepasst werden.

5.3.6 Einfluss der Erntemethode auf den Gehalt verbrennungskritischer Inhaltsstoffe

Anhand der beiden wichtigsten aerosolbildenden Elemente K und Na sollen im Folgenden der Einfluss der Erntemethode und damit eine mögliche Kontamination der Brennstoffe mit Mineralboden dargestellt werden. Als Indikator für das saubere Arbeiten wurde zudem der Si-Gehalt (mg/kg) verwendet.

Die Spannen der Si-Gehalte zeigen an, dass in konventionell geernteten Proben (vm = vollmechanisiert, mk = motormanuell konventionell) mehr Si enthalten ist als in den Proben, die der „sauberen“ Sonderbeprobung (m), d. h. den außerplanmäßigen Ernten entstammen (Abbildung 78). Insbesondere die Si-Gehalte in den Filterkuchen machen dies deutlich, während die gewaschene Biomasse (reines Holz), aber auch die ungewaschenen Hackschnitzel eine Tendenz nur andeuten. Vor allem die Werte der ungewaschenen Hackschnitzel, die einer Mischung aus gewaschenem Holz und Filterkuchen entsprechen, streuen bei der vollmechanisierten Erntemethode deutlich.

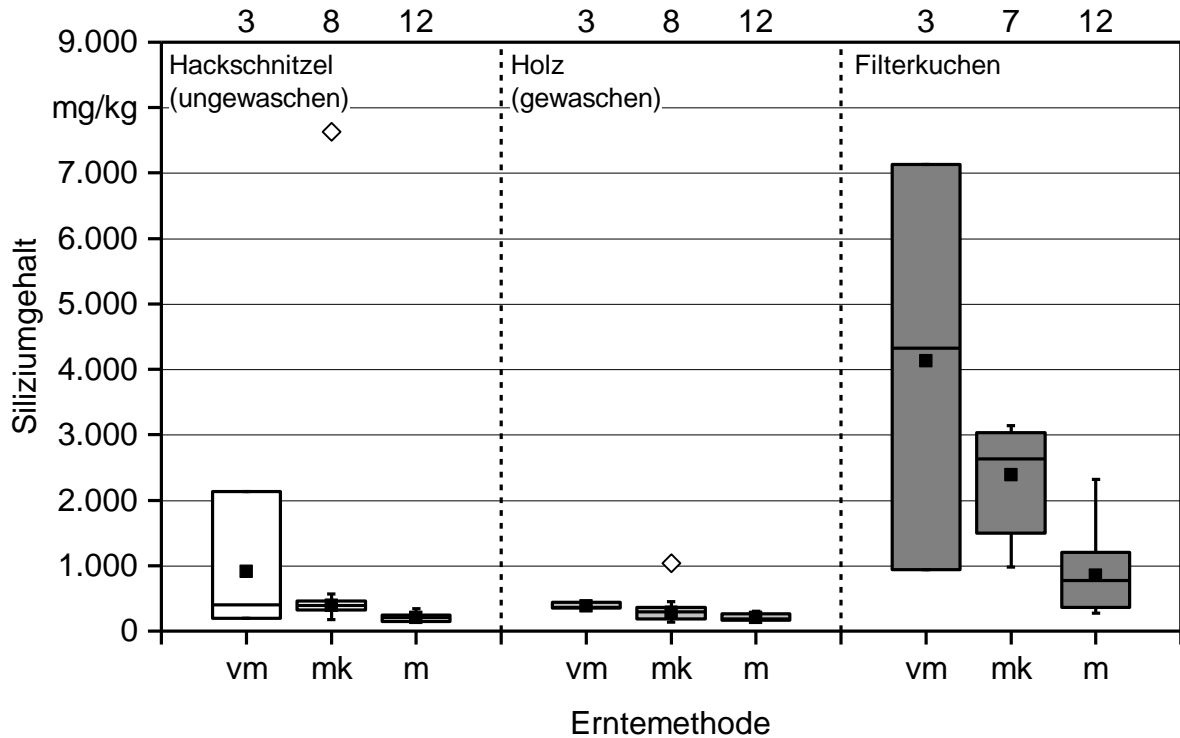


Abbildung 78: Siliziumgehalt der Proben verschiedener Erntemethoden im Vergleich (vm = vollmechanisiert konventionelle Ernte, mk = motormanuell konventionelle Ernte, m = motormanuell „saubere“ Ernte, Raute = Extremwert). Die obere x-Achse gibt die Probenanzahl (n) wieder

Auch Na findet sich primär im Filterkuchen (Abbildung 79). Das Element nimmt, analog zum Si-Gehalt, von einer vollmechanisierten (vm) über die motormanuelle konventionelle (mk) Ernte zur motormanuellen „sauberen“ Ernte (m) ab. Der Na-Gehalt in der gewaschenen Biomasse und insbesondere im Filterkuchen ist häufig deutlich höher als in der ungewaschenen Ausgangsprobe. Dies lässt sich über die Standorte erklären. Die Na-Gehalte der von den KUP-Standorten beprobten Böden liegen zwischen 130 und 330 mg/kg (KW-Auszug und damit aus landwirtschaftlicher Sicht bereits in der Gehaltsklasse E „sehr hoch“ [5]. Die in den Filterkuchen (Bodenverunreinigung der Hackschnitzel) ermittelten Na-Gehalte reichen bis maximal 240 mg/kg und liegen damit im Bereich der von den Standorten beprobten Böden. Die höheren Na-Gehalte in der gewaschenen Probe und dem Filterkuchen können aber auch von der Heterogenität der Proben ausgehen oder methodisch bedingt sein. Der zum Waschen für die Schwerentrennung zugesetzte Rübenzucker enthält vergleichsweise hohe Na-Gehalte, da Zuckerrüben viel Na aufnehmen [38]. Somit könnte es im Filterkuchen bei manchen Proben auch zu einer Anreicherung durch auskristallisierten Zucker gekommen sein.

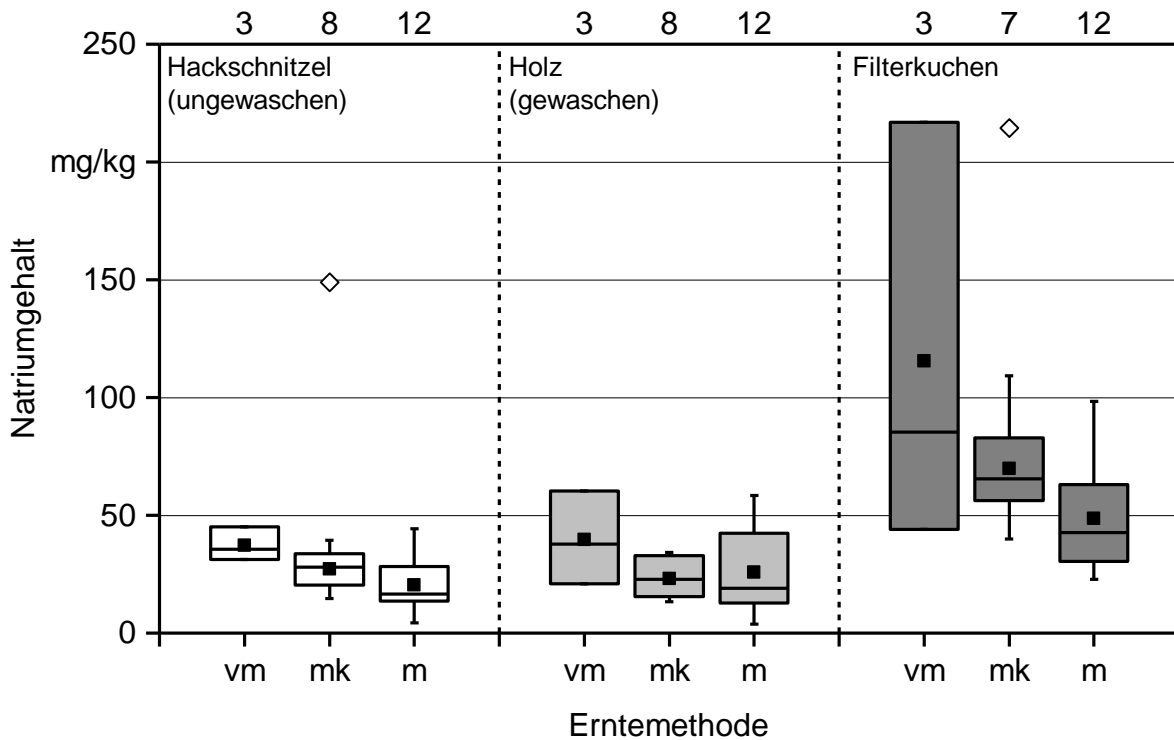


Abbildung 79: Natriumgehalt der Proben verschiedener Erntemethoden im Vergleich (vm = vollmechanisiert konventionelle Ernte, mk = motormanuell konventionelle Ernte, m = motormanuell „saubere“ Ernte). Die obere x-Achse gibt die Probenanzahl (n) wieder

Betrachtet man die ungewaschenen Hackschnitzel, so hat die Erntemethode auf das Element K nur einen sehr geringen, für das gewaschene Holz und den Filterkuchen gar keinen Einfluss (Abbildung 80). Die vollmechanisierte Erntevariante weist jedoch eine höhere Streuung der Daten bei den ungewaschenen Hackschnitzeln und dem Filterkuchen auf. Neben einem möglichen Einfluss von Probenheterogenität liegt der absolute Unterschied zwischen den ungewaschenen Hackschnitzeln und der Summe aus gewaschener Biomasse und den Filterkuchen darin, dass K stark aus den Proben ausgewaschen wurde und in das Waschwasser übergegangen ist (vgl. Unterkapitel 5.3).

Insgesamt zeigt sich über alle drei betrachteten Elemente K, Na und Si, dass die vollmechanisierte Ernte zu höheren Gehalten führt als die motormanuelle. Je sauberer bei der Ernte gearbeitet wird, desto weniger Kontamination durch Mineralboden ist möglich. Wie in Unterkapitel 5.3 bis Abschnitt 5.3.4 beschrieben ist die Konzentration verbrennungskritischer Elemente in den Filterkuchen und damit in den Proben mit dem höchsten Mineralbodenanteil am höchsten. Folglich können Inhaltsstoffe, die für die Verbrennung kritisch zu bewerten sind oder wie Silizium zur verstärkten Bildung von Rostasche beitragen, durch eine saubere motormanuelle Ernte verringert werden.

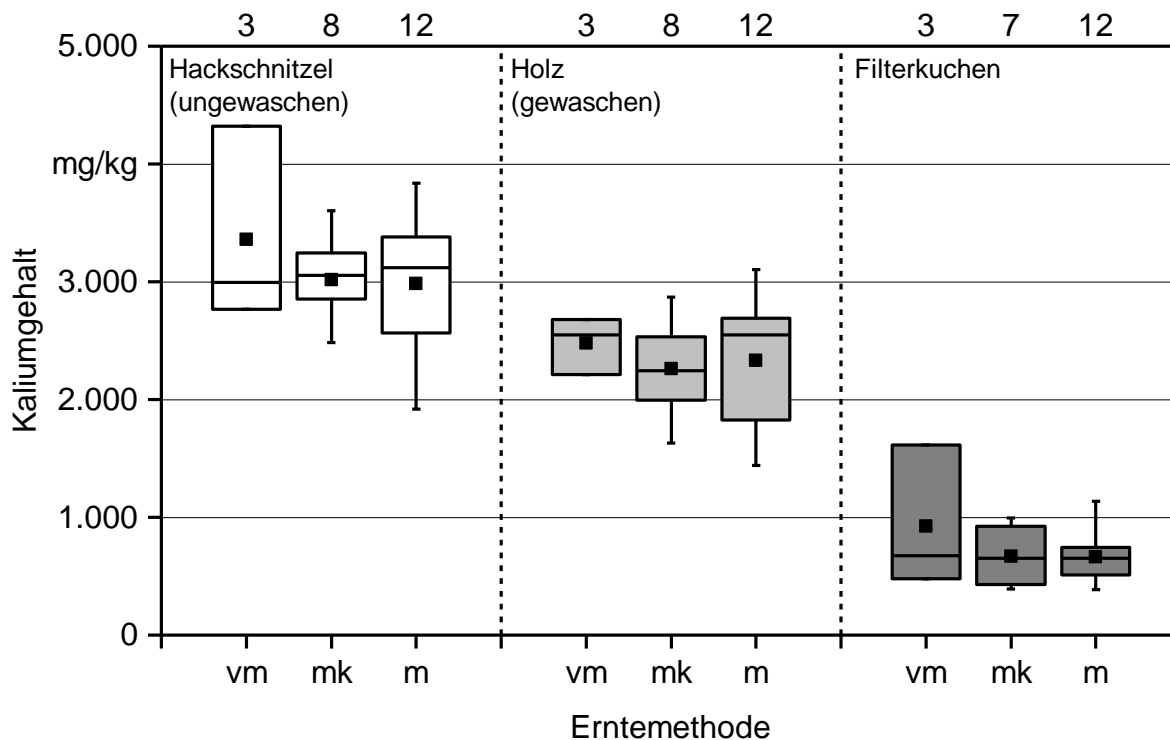


Abbildung 80: Kaliumgehalt der Proben verschiedener Erntemethoden im Vergleich (vm = vollmechanisiert konventionelle Ernte, mk = motormanuell konventionelle Ernte, m = motormanuell „saubere“ Ernte). Die obere x-Achse gibt die Probenanzahl (n) wieder

Eine Auswertung bezüglich der ebenfalls relevanten Elemente N, Cd und Zn brachte keine verwertbaren Ergebnisse. Im Fall von N zeigte sich analog zu K keine Tendenz zwischen den Erntemethoden, sondern lediglich zwischen der Probenaufbereitung (vgl. Abschnitt 5.3.2). Im Fall von Cd und Zn waren die Anzahl der Proben von Weide und Pappel zwischen den Varianten nicht gleich verteilt. Durch die bereits berichteten deutlich höheren Gehalte der beiden Elemente in der Baumart Weide (vgl. Abbildung 37) wurde ein möglicher Effekt der Erntemethode durch den Effekt der Baumart überlagert. Allerdings lassen sich ähnliche Schlüsse wie beim Element Si annehmen, da Cd und Zn sehr hohe Gehalte in den Filterkuchen aufwiesen (Abschnitt 5.3.4).

5.3.7 Einfluss der Umtriebszeit

Neben der Baumart, dem Standort, der Erntemethode und der Aufbereitung kann auch die Umtriebszeit die Konzentration der verbrennungskritischen Inhaltsstoffe beeinflussen. Längere Umtriebszeiten sollten zu einem größeren Verhältnis von Holz zu Rinde führen. Hierdurch könnten bei älteren Bäumen die Gehalte kritischer Elemente abnehmen. Ebenso bieten junge Bäume eine größere Oberfläche im Vergleich zu älteren Bäumen. Bei einer Kontamination mit Bodenmaterial während der Ernte könnte folglich mehr Mineralboden im Verhältnis zum Holz an jungen Bäumen haften bleiben. Andererseits

könnten sich bei einer längeren Umtriebszeit aufgrund der längeren Exposition mehr kritische Elemente im Baum anreichern.

Für die Beurteilung der Abhängigkeit der Elementgehalte von der Umtriebszeit wurden Vergleichspaare gebildet, die sich lediglich im Faktor Umtriebszeit unterschieden. Die Wertepaare stammen vom selben Standort, selben Hackzeitpunkt und Klon. Betrachtet werden der Aschegehalt (Abbildung 81), der Stickstoffgehalt (Abbildung 82), der Gehalt aerosolbildender Elemente (Abbildung 83) sowie die Gehalte an Cd und Zn (Abbildung 84, Abbildung 85).

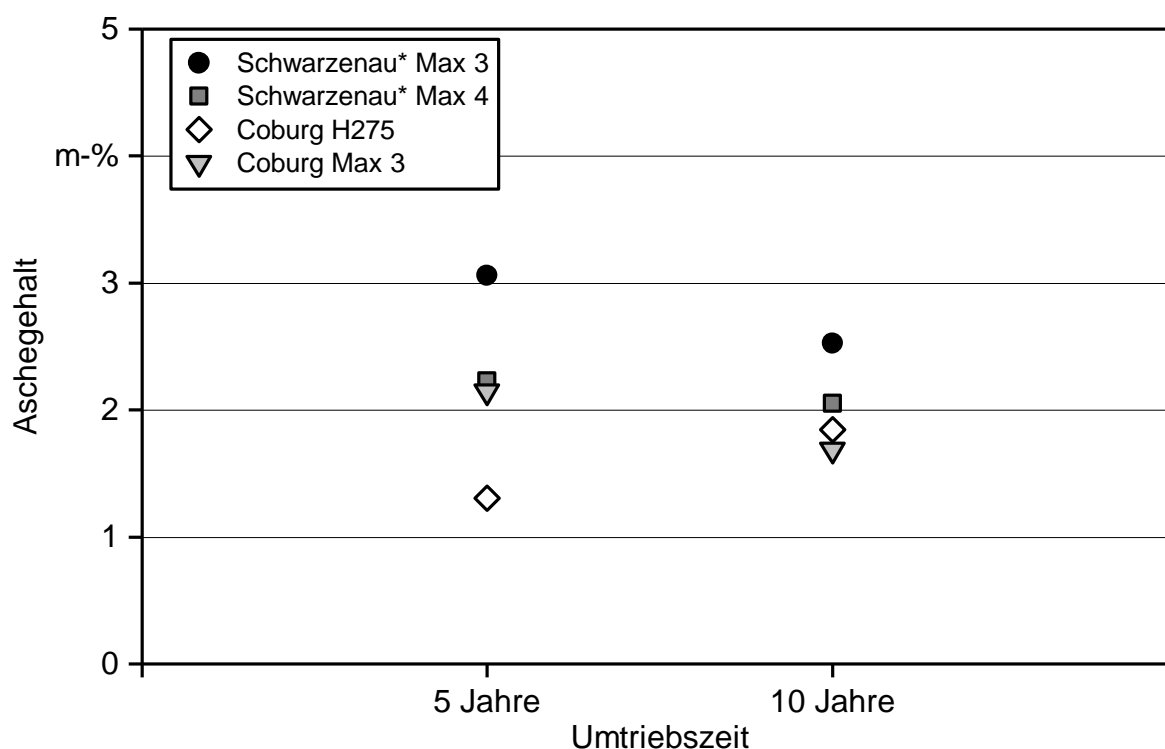


Abbildung 81: Aschegehalte von KUP-Proben (ungewaschene Hackschnitzel) desselben Standorts und Klons bei unterschiedlicher Umtriebszeit (* = maschinenbedingt konnte evtl. nicht der komplette Vollbaum gehackt werden)

In vier Fällen konnten aus den Auswertungen Wertepaare gebildet werden. Diese umfassen die Klone Max 3 und Max 4 vom Standort Schwarzenau und die Klone H275 und Max 3 vom Standort Coburg. Somit können die Vergleiche nur mit Pappeln durchgeführt werden. Beim Standort Schwarzenau ist dabei zu beachten, dass bei der Ernte der 10-jährigen Bäume hackerbedingt möglicherweise nicht die kompletten Bäume, sondern v. a. dünnere Durchmesser gehackt wurden (vgl. Abschnitt 4.1.2). Dies muss bei den nachfolgenden Paarvergleichen berücksichtigt werden. In drei von vier Fällen nimmt der Aschegehalt der ungewaschenen Brennstoffproben mit einer höheren Umtriebszeit ab (Abbildung 81). Da rindenfreies Holz i. d. R. niedrigere Aschegehalte aufweist als Rinde [10], war diese Tendenz erwartet worden. Allerdings kann der Unterschied auch durch die Heterogenität der Proben bedingt sein. Ein Vergleich der Aschegehalte der gewa-

schenen Holzproben zeigt sogar für zwei Klonpaare eine Zunahme von 0,3 bis 0,6 m-% in den 10-jährigen Proben (Daten nicht gezeigt), wodurch deutlich wird, dass die folgenden Ergebnisse durch weitere Faktoren als das Holz/Rinde-Verhältnis beeinflusst sein könnten.

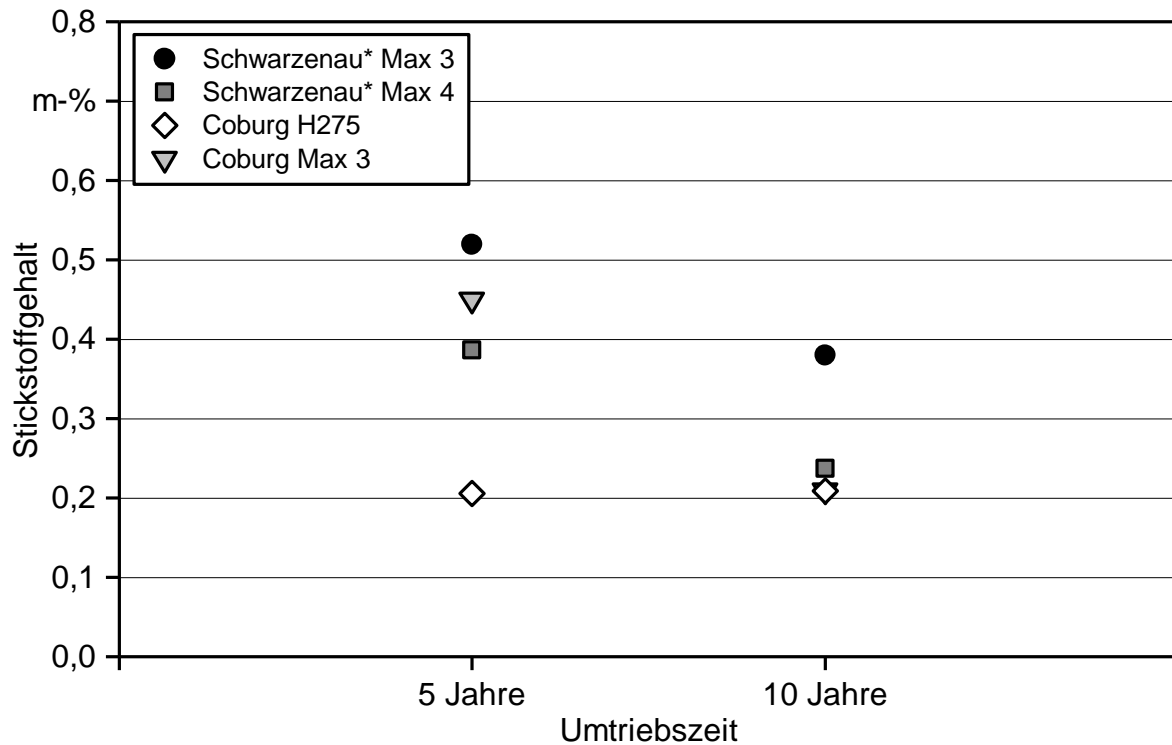


Abbildung 82: Gehalte an Stickstoff von KUP-Proben (ungewaschene Hackschnitzel) desselben Standorts und Klons bei unterschiedlicher Umtriebszeit (* = maschinenbedingt konnte evtl. nicht der komplette Vollbaum gehackt werden)

Die Gehalte an N nehmen analog zum Aschegehalt in drei von vier Klonpaaren ab (ungewaschene Proben, Abbildung 82). Maximale Änderung waren 0,24 m-% (Max 3 vom Standort Coburg). Auch bei den gewaschenen Holzproben nahm der Stickstoffgehalt in drei von vier Fällen ab. Analog zum Aschegehalt sind die Änderungen aber als geringfügig zu bewerten (-0,25 bis 0,24 m-%) und könnten auch in der Heterogenität der Proben begründet sein. Nichtsdestotrotz sind diese Ergebnisse zu erwarten gewesen, da Rinde i. d. R. einen höheren Anteil an N aufweist als rindenfreies Holz [10].

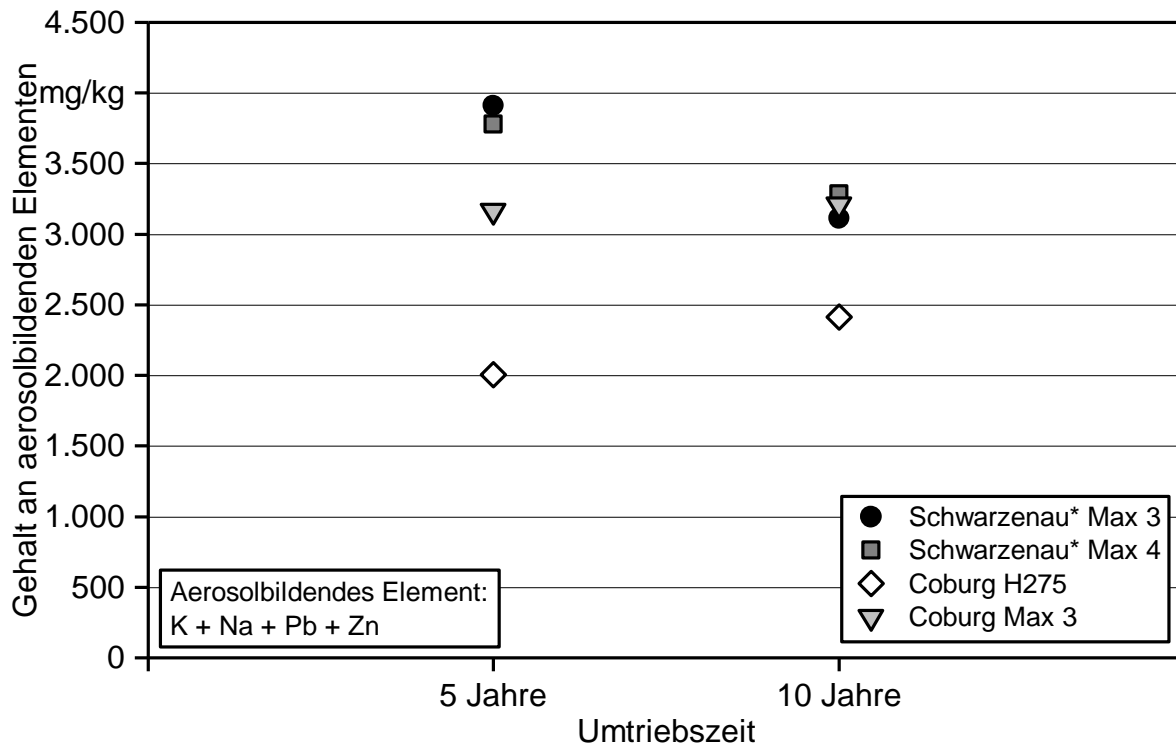


Abbildung 83: Gehalte an aerosolbildenden Elementen ($\Sigma(K + Na + Pb + Zn)$) von KUP-Proben (ungewaschene Hackschnitzel) desselben Standorts und Klons bei unterschiedlicher Umtriebszeit (* = maschinenbedingt konnte evtl. nicht der komplette Vollbaum gehackt werden)

Auch im Fall der aerosolbildenden Elemente (K, Na, Pb, Zn) zeigt sich keine eindeutige Tendenz. In zwei von vier Proben nehmen die Gehalte in den älteren (ungewaschenen) Proben ab (Max 3 und Max 4 vom Standort Schwarzenau), wohingegen in den anderen Proben die Gehalte eher gleich bleiben (Max 3, Coburg) oder gar zunehmen (H275, Coburg, Abbildung 83). Im Gegensatz dazu zeigen sogar drei von vier Proben bei den gewaschenen Holzproben geringere Gehalte an Aerosolbildnern (200 bis 400 mg/kg). Lediglich H275 vom Standort Coburg hat auch in der gewaschenen Holzprobe im 10-jährigen Umtrieb höhere Werte als im fünfjährigen Versuch.

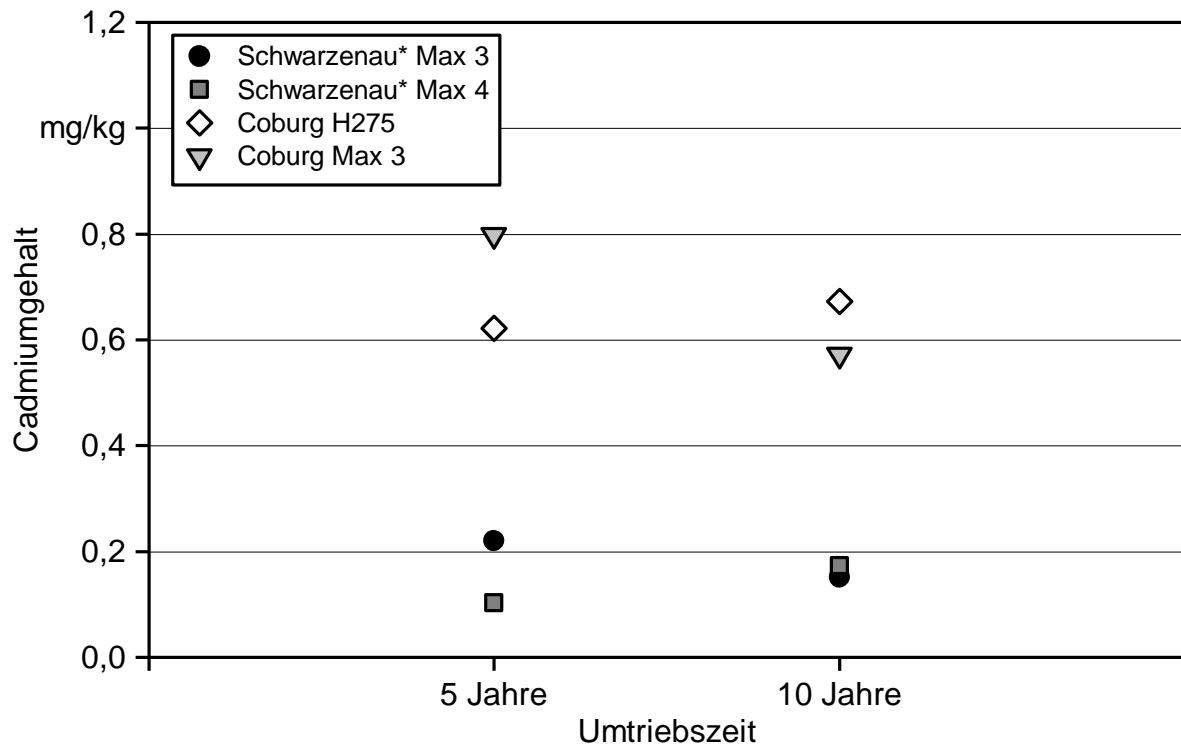


Abbildung 84: Gehalte an Cadmium von KUP-Proben (ungewaschene Hackschnitzel) desselben Standorts und Klons bei unterschiedlicher Umtriebszeit (* = maschinenbedingt konnte evtl. nicht der komplette Vollbaum gehackt werden)

Die Cd-Gehalte zeigen ebenfalls kein eindeutiges Bild (Abbildung 84). Allerdings zeigen beide Max-3-Klone eine Abnahme an Cd in den ungewaschenen Proben. Dies konnte jedoch für die gewaschenen Holzproben nicht bestätigt werden, wobei lediglich für Max 3 vom Standort Coburg eine Abnahme in Cd festgestellt wurde.

Im Fall von Zn ist die Tendenz wieder eindeutiger. Hier nehmen bis auf H275 alle Proben in ihren Gehalten ab (ungewaschene Proben, Abbildung 85). Ein ähnlicher Trend konnte in den gewaschenen Holzproben beobachtet werden, wobei dort nur Max 3 vom Standort Coburg im 10-jährigen Umtrieb höhere Werte als im 5-jährigen Umtrieb zeigte.

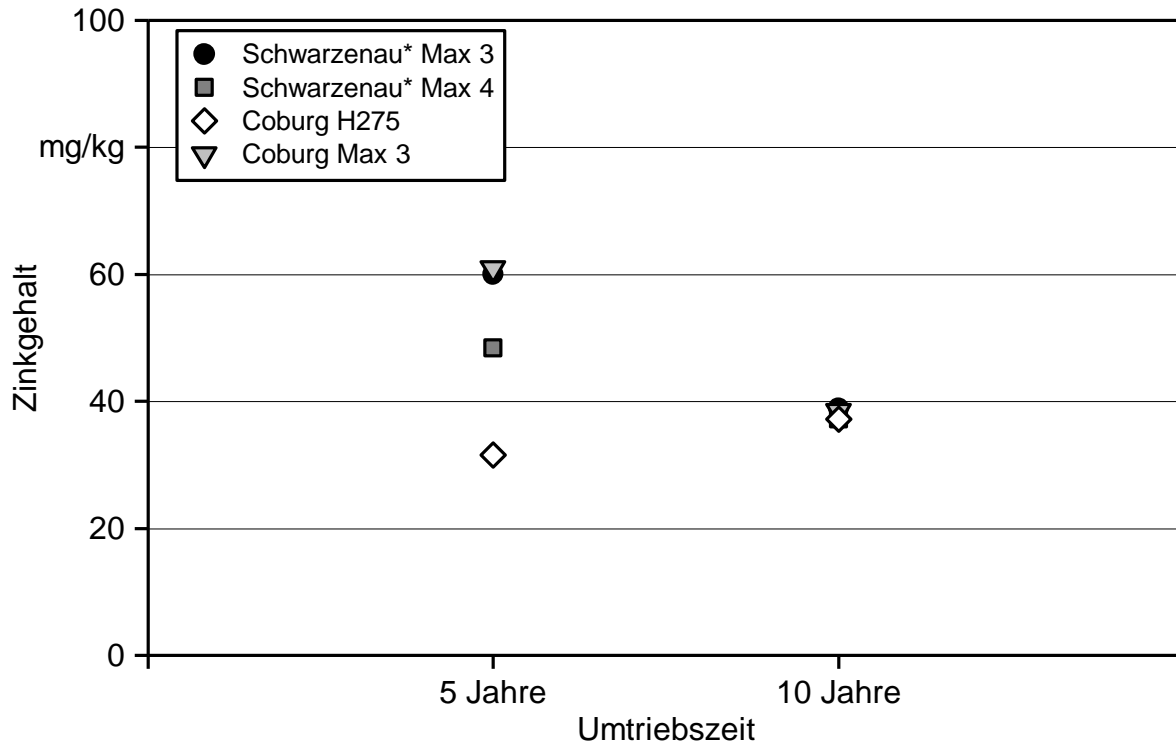


Abbildung 85: Gehalte an Zink von KUP-Proben (ungewaschene Hackschnitzel) desselben Standorts und Klons bei unterschiedlicher Umtriebszeit (* = maschinenbedingt konnte evtl. nicht der komplette Vollbaum gehackt werden)

Insgesamt deutet sich an, dass in vielen Fällen eine Verringerung der Elementgehalte durch eine längere Umtriebszeit möglich ist. Tendenziell wurden jedoch standortabhängig für die meisten Auswertungen ähnliche Trends beobachtet. So nahmen die Gehalte in den Proben vom Standort Schwarzenau in den älteren Umtrieben (ungewaschene Proben) jedes Mal ab, wohingegen der Klon H275 immer höhere Werte zeigte. Bei den gewaschenen Holzproben konnten noch weniger eindeutige Tendenzen festgestellt werden.

Für die Praxis ergeben sich aus diesen Berechnungen keine eindeutigen Empfehlungen. Inwieweit die beobachteten Tendenzen eindeutig dem Klon bei der betrachteten Umtriebszeit zugeordnet werden können oder wie stark weitere Effekte (Verschmutzung mit Mineralboden, Probenheterogenität) eine Rolle spielen, lässt sich nicht endgültig abschätzen. Insgesamt jedoch ist ein möglicher positiver Effekt einer längeren Umtriebszeit auf die Gehalte verbrennungskritischer Inhaltsstoffe aus den bisherigen Ergebnissen als gering zu bewerten.

5.4 Verbrennungsversuche am Feuerungsprüfstand des TFZ

Die Verbrennungsversuche am Prüfstand des TFZ wurden alle mit derselben 50-kW-Kipprostfeuerung (HDG compact 50) durchgeführt. Sie werden zunächst getrennt nach den beiden Projekten dargestellt (Abschnitte 5.4.1 und 5.4.2). Anschließend erfolgt die Gesamtbetrachtung der Emissionen an CO, NO_x und Staub anhand ausgewählter Brennstoffparameter (Abschnitt 5.4.3).

5.4.1 Verbrennungsversuche im Projekt „Einfluss von Baumart, Lagerung und Aufbereitung auf die Brennstoffqualität und das Emissionsverhalten von KUP-Hackschnitzeln“

Mit den Brennstoffen, die auf den Versuchsflächen der LWF geerntet wurden, erfolgten neben der Charakterisierung der Brennstoffeigenschaften auch Analysen zum Emissionsverhalten der Brennstoffe in einer 50-kW-Kipprostfeuerung mit seitlichem Einschub (HDG compact 50). In den folgenden Abbildungen (Abbildung 86 bis Abbildung 88) sind die Emissionen von Kohlenmonoxid (CO), Stickoxiden (NO_x) sowie an Gesamtstaub bei der Verbrennung von Hackschnitzeln aus Weide dargestellt.

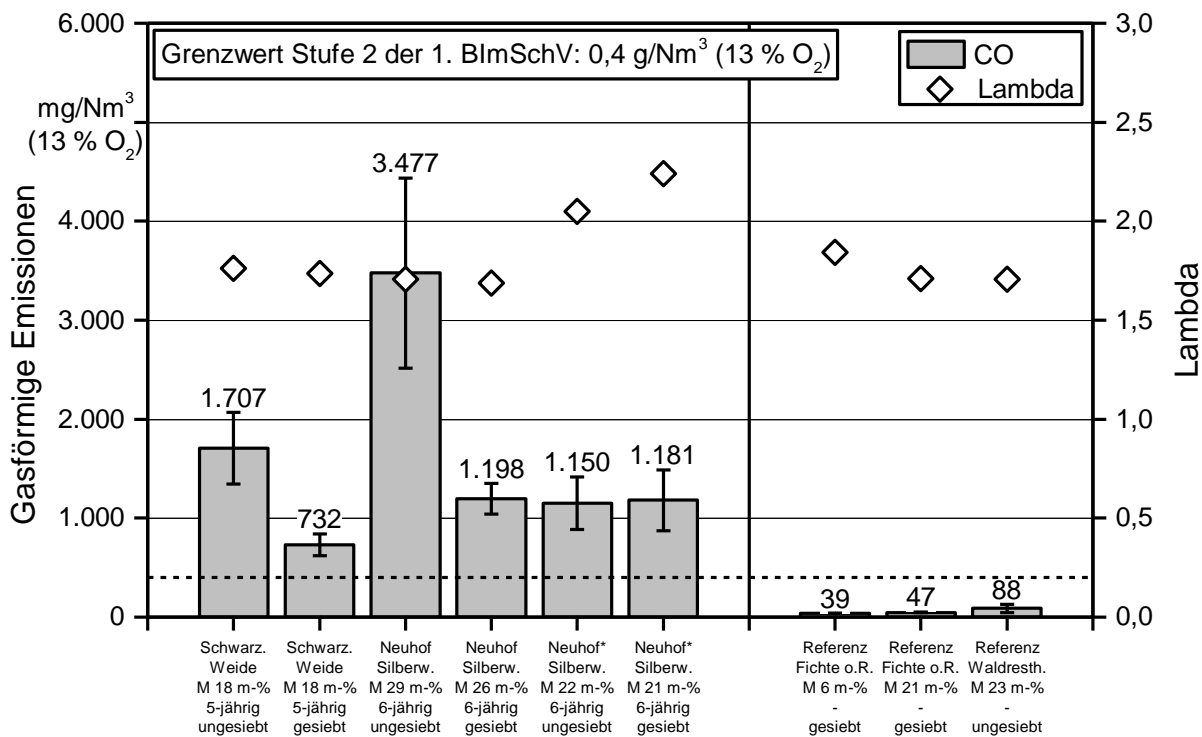


Abbildung 86: CO-Emissionen von KUP-Hackschnitzeln (Weide) und Lambda-Wert bei der Verbrennung in einer 50-kW-Kipprostfeuerung (HDG compact 50) im Vergleich zu Stammholz bzw. Waldrestholz (M = Wassergehalt, * = Poltrocknung)

Im Vergleich dazu werden die Ergebnisse aus Versuchen mit Fichtenhackschnitzel ohne Rinde und Waldrestholzhackschnitzel herangezogen.

Bei der Verbrennung von Weidenhackschnitzeln werden deutlich höhere CO-Emissionen freigesetzt (zwischen 732 und 3.477 mg/Nm³) als im Vergleich zu Fichtenhackschnitzeln (39 bis 47 mg/Nm³ bei 13 % O₂, Abbildung 86). Eine mechanische Aufbereitung der Brennstoffe durch Siebung mittels Trommelsieb (Lochdurchmesser: 8 mm, vgl. Unterkapitel 4.4) führt zu teilweise deutlich geringeren CO-Emissionen. Lediglich bei einer Variante mit der im Polter vorgetrockneten Silberweide vom Standort Neuhof (Wassergehalt 21 m-%) war kein Effekt zu sehen. Mit keinem der Brennstoffe aus Weide konnten die Grenzwerte der Stufe 2 der 1. BImSchV (400 mg/Nm³) eingehalten werden [3].

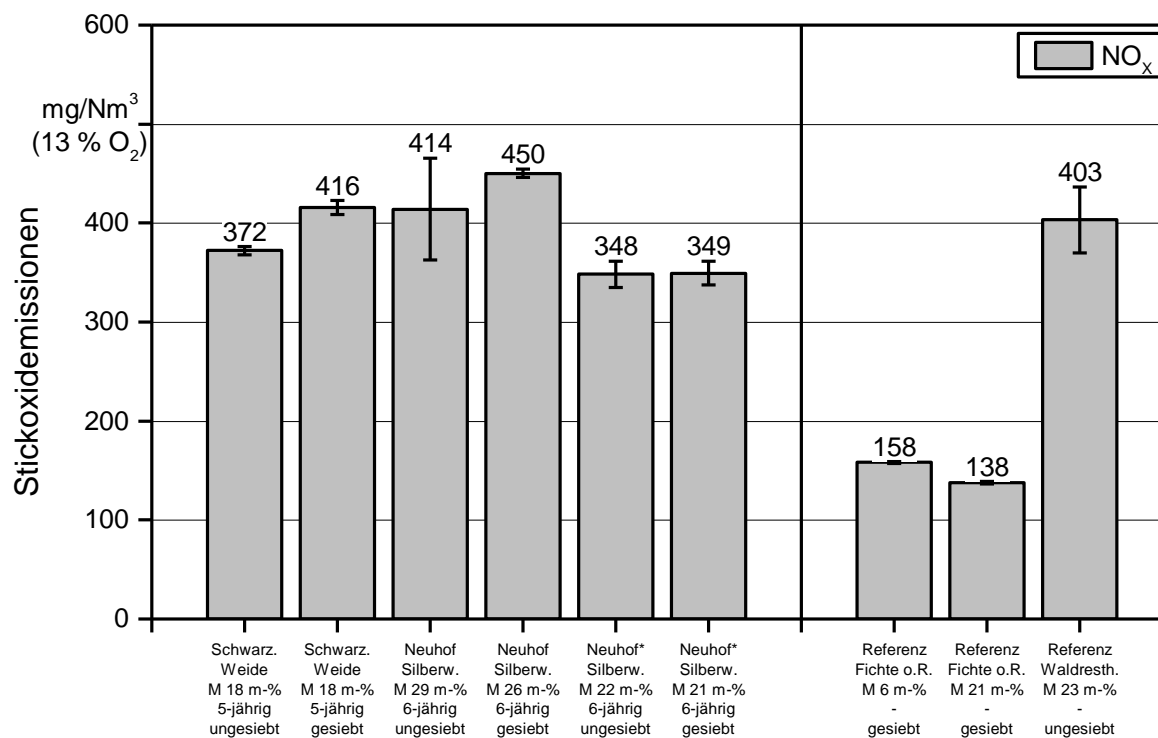


Abbildung 87: Stickoxidemissionen von KUP-Hackschnitzeln (Weide) bei der Verbrennung in einer 50-kW-Kipprostfeuerungsanlage (HDG compact 50) im Vergleich zu Stammholz bzw. Waldrestholz (M = Wassergehalt, * = Poltertrocknung)

Aufgrund der höheren Stickstoffgehalte bei den Brennstoffen aus Kurzumtriebsplantagen ist mit einer erhöhten Freisetzung von Stickoxidemission (NO_x) während der Verbrennung zu rechnen (Abschnitt 5.2.2.1 [32] [35] [42] [44] [46]). Dies konnte in den hier durchgeführten Messungen bestätigt werden (Abbildung 87). Lediglich bei der Verbrennung rindenfreier Fichtenhackschnitzeln konnten geringe NO_x-Emissionen von 138 bis 158 mg/Nm³ erzielt werden. Auch bei der Probe aus Waldrestholz kam es zu einer höheren Bildung von Stickoxiden.

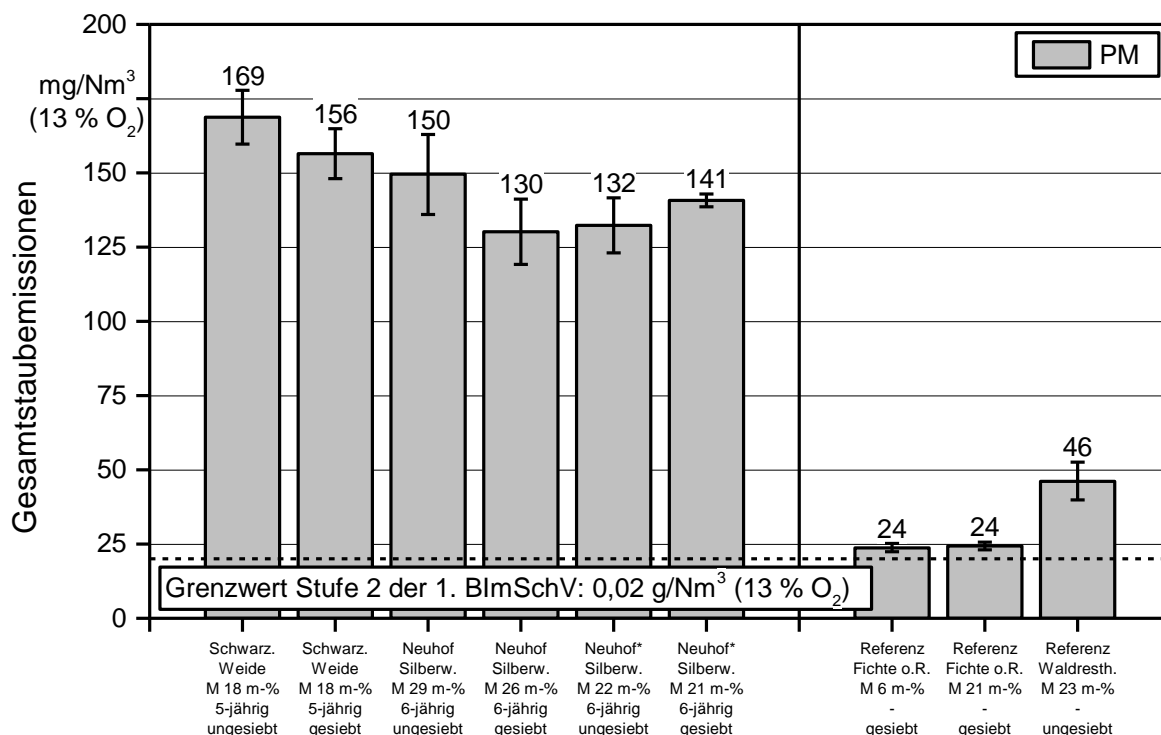


Abbildung 88: Gesamtstaubemissionen von KUP-Hackschnitzeln (Weide) bei der Verbrennung in einer 50-kW-Kipprostfeuerung (HDG compact 50) im Vergleich zu Stammholz bzw. Waldrestholz (M = Wassergehalt, * = Polvertrocknung, PM = Partikelmasse)

Bezüglich der Gesamtstaubemissionen wird deutlich, dass lediglich beim Einsatz von rindenfreien Fichtenhackschnitzeln der Stufe-2-Grenzwert der 1. BImSchV eingehalten werden konnte, wenn der Wert von 24 mg/Nm³ abgerundet wird (Abbildung 88). Bereits eine Verdopplung der Gesamtstaubemissionen wurde beim Einsatz von Waldrestholz beobachtet. Eine weitere Versechsbis Versiebenfachung wurde bei der Verbrennung von Hackschnitzeln aus Weide beobachtet. Diese Zunahme an Gesamtstaub liegt voraussichtlich am deutlich höheren Gehalt der Aerosolbildner im Brennstoff, kann aber auch auf eine unvollständige Verbrennung (Rußbildung) zurückzuführen sein (vgl. Abschnitt 5.4.3). Durch die Siebung des Materials konnte eine geringfügige Reduzierung der Gesamtstaubemissionen erreicht werden.

Die Messung der Staubkonzentration erfolgte nach der Referenzmessmethode VDI 2066 [47] und damit ohne Abzug der gegebenen Messunsicherheit. Allerdings wäre auch mit einem Abzug der erweiterten Messunsicherheit von 40 %, der bei Verwendung eines eignungsgeprüften Kaminkehrermessgeräts nach VDI 4207 Blatt 2 [48] zulässig gewesen wäre, die Staubkonzentration noch immer deutlich über dem Grenzwert gewesen.

Neben unterschiedlichen Weidebrennstoffen wurden auch Brennstoffe aus Pappel als der wichtigste Vertreter der KUP in Bayern hinsichtlich des Verbrennungsverhaltens in der 50-kW-Kipprostfeuerung untersucht (Abbildung 89 bis Abbildung 91).

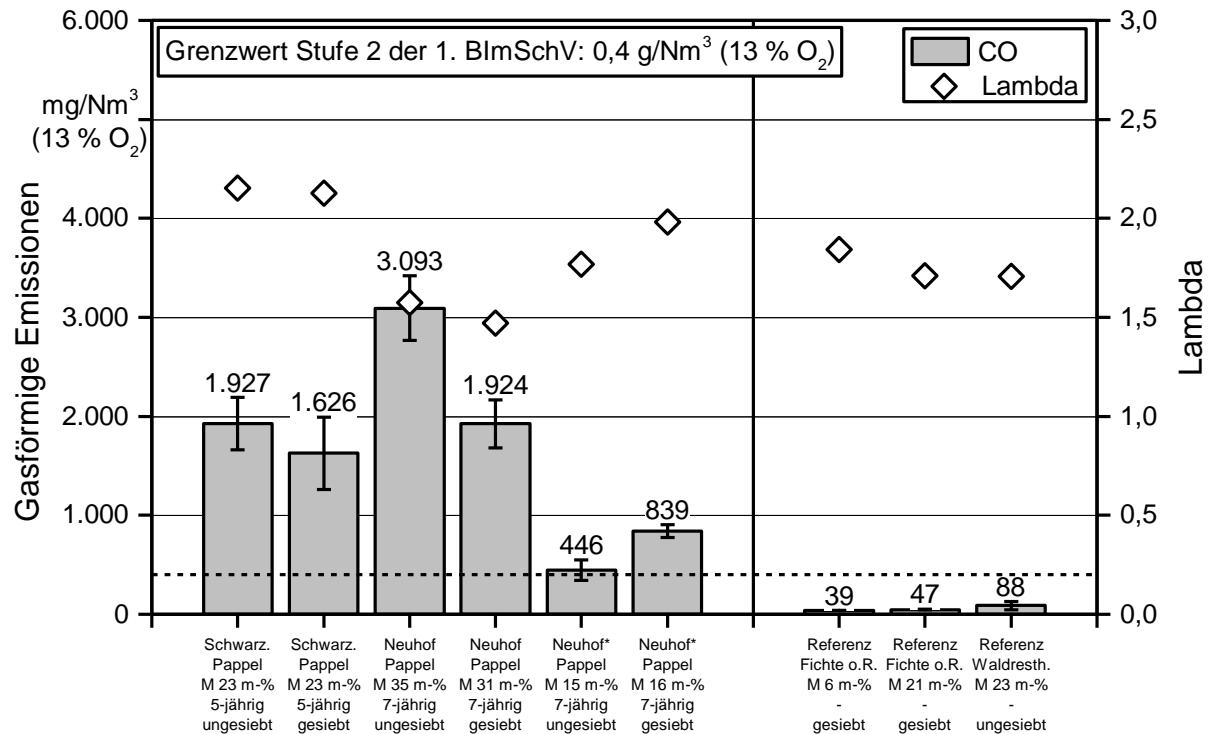


Abbildung 89: CO-Emissionen von KUP-Hackschnitzeln (Pappel) und Lambda-Wert bei der Verbrennung in einer 50-kW-Kipprostfeuerungsanlage (HDG compact 50) im Vergleich zu Stammholz bzw. Waldrestholz (M = Wassergehalt, * = Poltrocknung)

Auch bei den Versuchen mit Pappel wird der Einfluss des Wassergehalts im Brennstoff auf die Bildung von CO deutlich (Abbildung 89). Bei der Variante mit lediglich 15,3 m-% Wassergehalt liegen die CO-Emissionen zwischen 446 und 839 mg/Nm³, während sie bei einem Wassergehalt von ca. 35 m-% bereits 1.924 bis 3.093 mg/Nm³ betragen. Der verwendete Kessel ist nicht für Hackschnitzel mit einem Wassergehalt von über 35 m-% geeignet. Bei zwei Versuchen mit einem Wassergehalt von ca. 46 m-% stiegen die CO-Emissionen bis ca. 20.000 mg/Nm³ an (Daten nicht gezeigt). Da solche hohen Wassergehalte für den verwendeten Kessel nicht zulässig sind, wurden die beiden Versuche nicht weiter eingegangen. Meist erwies sich die Siebung als mechanische Aufbereitung analog zu den Versuchen mit Weide als vorteilhaft.

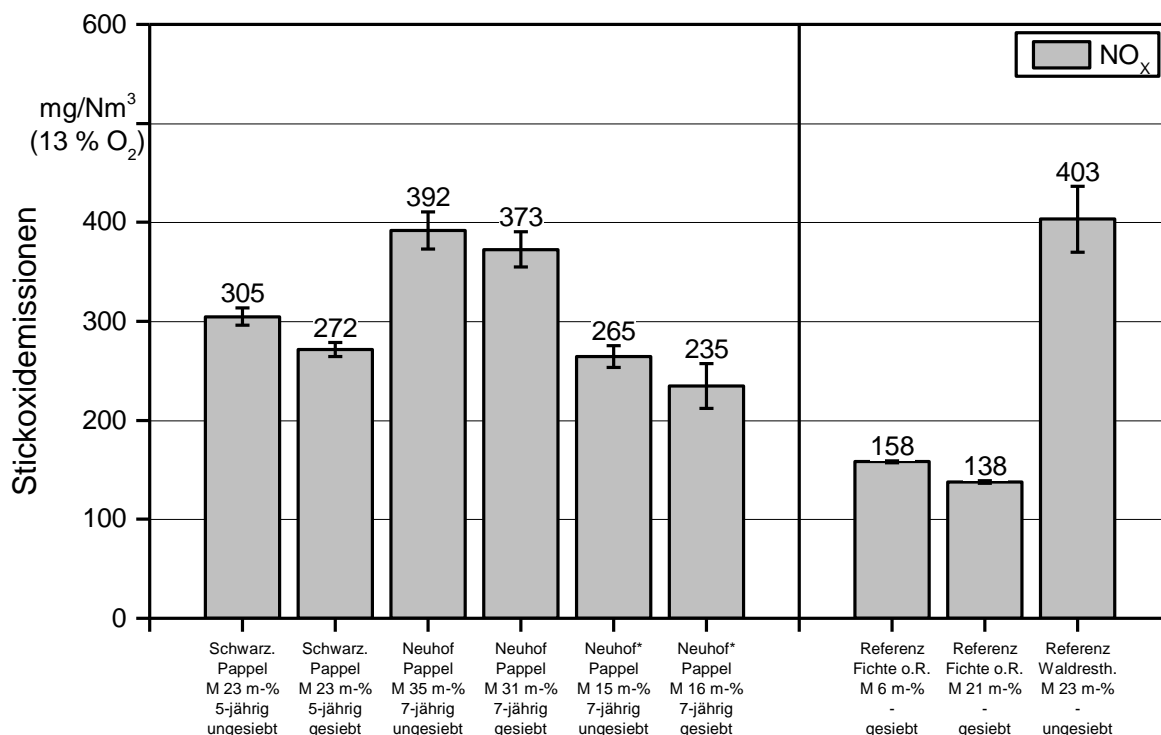


Abbildung 90: Stickoxidemissionen von KUP-Hackschnitzeln (Pappel) bei der Verbrennung in einer 50-kW-Kipprostfeuerung (HDG compact 50) im Vergleich zu Stammholz bzw. Waldrestholz (M = Wassergehalt, * = Poltertrocknung)

Bei den Stickoxidemissionen zeigten sich die gleichen Trends bezüglich der mechanischen Aufbereitung der Versuchsbrennstoffe wie bei der Baumart Weide (siehe Abbildung 90). Analog wurde eine Abnahme der NO_x-Emissionen nach der Siebung auch für Aufbereitungsketten von Waldrestholz beobachtet [27] [35]. Im Allgemeinen lagen die Stickoxidemissionen zwischen 235 und 392 mg/Nm³ für alle Pappelbrennstoffe und somit tendenziell niedriger als bei den Weidebrennstoffen. Ebenfalls war der Gehalt an Stickstoff im Brennstoff bei Pappel niedriger als bei Weide (Tabelle 7).

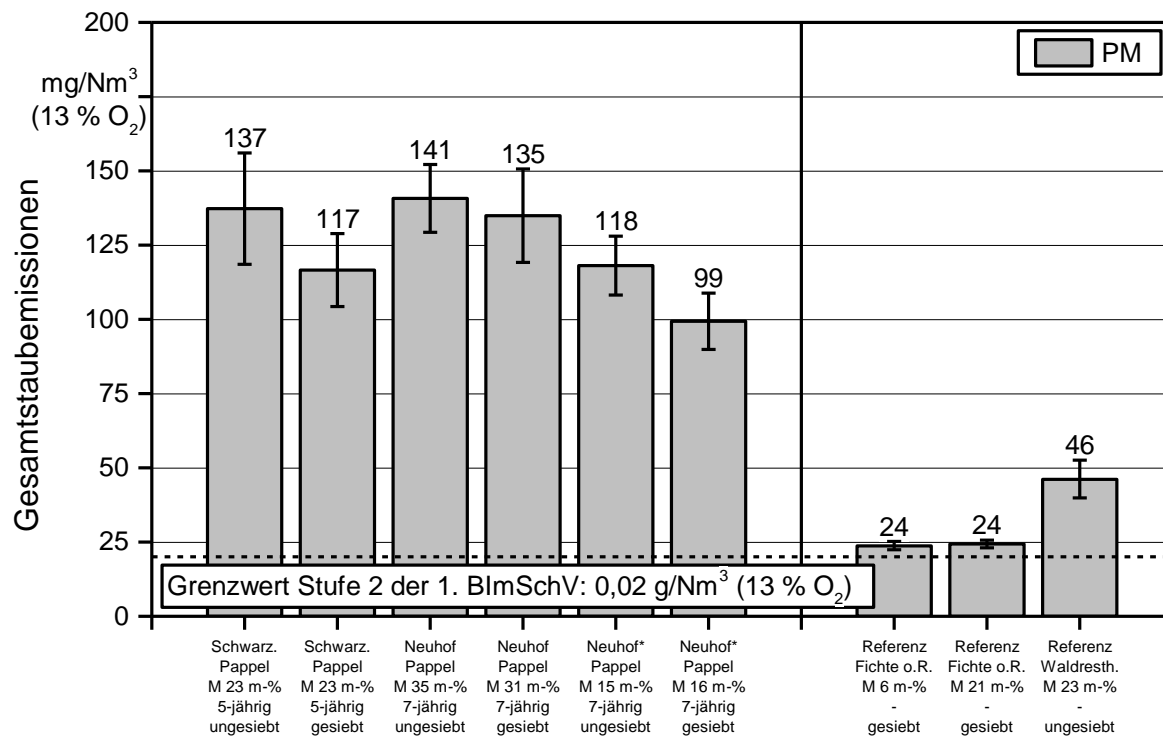


Abbildung 91: Gesamtstaubemissionen von KUP-Hackschnitzeln (Pappel) bei der Verbrennung in einer 50-kW-Kipprostfeuerung (HDG compact 50) im Vergleich zu Stammholz bzw. Waldrestholz (M = Wassergehalt, * = Polter-trocknung)

Bezüglich der Gesamtstaubemissionen erwiesen sich die Pappelbrennstoffe im Vergleich zu den Versuchen mit Weide insofern als etwas vorteilhafter, als die Werte zwischen 99 und 141 mg/Nm³ liegen (Abbildung 91). Lediglich bei der Pappelvariante mit dem höchsten Wassergehalt von 46 m-% wurden deutlich höhere Gesamtstaubemissionen gemessen (Daten nicht gezeigt). Im Vergleich zu den Versuchen mit Weide kam es somit zu etwas geringeren Gesamtstaubemissionen. Nichtsdestotrotz wurde auch mit der Pappel der Stufe-2-Grenzwert der 1. BImSchV nicht eingehalten [3]. Auch eine theoretische Anwendung einer erweiterten Messunsicherheit von 40 % nach VDI 4207 Blatt 2 (hier nicht anwendbar, da Messung nach VDI 2066) würde zu keiner Einhaltung des Grenzwerts führen [47] [48].

Zusammenfassend zeigt sich beim Einsatz von Weide und Pappel in dem hier verwendeten 50-kW-Hackschnitzelkessel ein deutlich erhöhtes Emissionsverhalten im Vergleich zu Versuchen mit Hackschnitzeln aus Sägereistholz (Fichte ohne Rinde) oder Waldrestholz. Daher sind KUP-Brennstoffe ohne primäre oder sekundäre Emissionsminderungsmaßnahmen als eher kritisch für Kleinf Feuerungsanlagen einzuordnen. Zu beachten ist, dass es sich bei den hier dargestellten Ergebnissen um eine Fallstudie handelt, die lediglich an einer Feuerung durchgeführt wurde und keinen Anspruch auf Allgemeingültigkeit hat. Auch wurde der Kesselbetrieb nicht auf den Brennstoff hin optimiert (vgl. Abschnitt 5.4.3). Dennoch deuten die Ergebnisse an, dass der Einsatz von KUP-Hackschnitzeln bevorzugt für den Großanlagenbereich zu empfehlen ist. Erfahrungsgemäß ist dagegen

bei Kleinanlagen allein durch eine sorgfältige Anlageneinstellung mit KUP-Brennstoff kein wesentlich niedrigerer Schadstoffausstoß bzw. die Einhaltung der Abgasvorschriften ohne Staubabscheider zu erzielen.

5.4.2 Verbrennungsversuche im Projekt „Versorgung des Nahwärmenetzes am TFZ mit KUP-Holz einschließlich Begleitforschung“

Im Projekt „Versorgung des Nahwärmenetzes am TFZ mit KUP-Holz einschließlich Begleitforschung“ kamen sieben weitere Brennstoffe aus KUP an derselben Feuerung zum Einsatz (Tabelle 6, Tabelle 7 in Unterkapitel 5.2). Alle Brennstoffe wurden auf einen Wassergehalt < 25 m-% heruntergetrocknet (Unterkapitel 4.3). Zudem wurden zwei der Brennstoffe mit dem Trommelsieb des TFZ aufbereitet (Unterkapitel 4.4). Als Vergleichsproben wurden dieselben Hackschnitzel aus Sägerestholz (Fichte ohne Rinde) und Waldrestholz (ungesiebt) wie in Abschnitt 5.4.1 verwendet. Ebenfalls kam dieselbe 50-kW-Kipprostfeuerung (HDG compact 50) mit seitlichem Einschub zum Einsatz (siehe Abschnitt 5.4.1). Die Gesamtbetrachtung der Einflüsse ausgewählter Brennstoffparameter (Wassergehalt, Stickstoffgehalt etc.) auf die Emissionen der Anlage können daher auf der größeren Datenbasis beider Projekte ausgewertet werden (siehe Abschnitt 5.4.3).

Zu beachten ist dabei, dass die Probe aus fünfjähriger Pappel im belaubten Zustand geerntet wurde (Mai 2015, TFZ-Praxistag „Energiewald“ in Parkstetten). Eine KUP-Ernte zu dieser Jahreszeit ist eher untypisch. Die Probe wurde durch Siebung mit dem TFZ-Trommelsieb aufbereitet. Hierdurch konnte die Blattbiomasse nur teilweise aus dem Brennstoff entfernt werden, da die Größe der Blätter den Lochdurchmesser des Trommelsiebs (8 mm) deutlich überschritt. Da viele der verbrennungskritischen Inhaltsstoffe für den Pflanzenmetabolismus vor allem in der grünen Biomasse essenziell sind, liegen die Gehalte in den Proben aus fünfjähriger Pappel auch im oberen Bereich für KUP (vgl. Abschnitt 5.2.2). Die Proben kamen sowohl im gesiebt als auch im ungesiebt Zustand zweimal für einen Feuerungsversuch zum Einsatz.

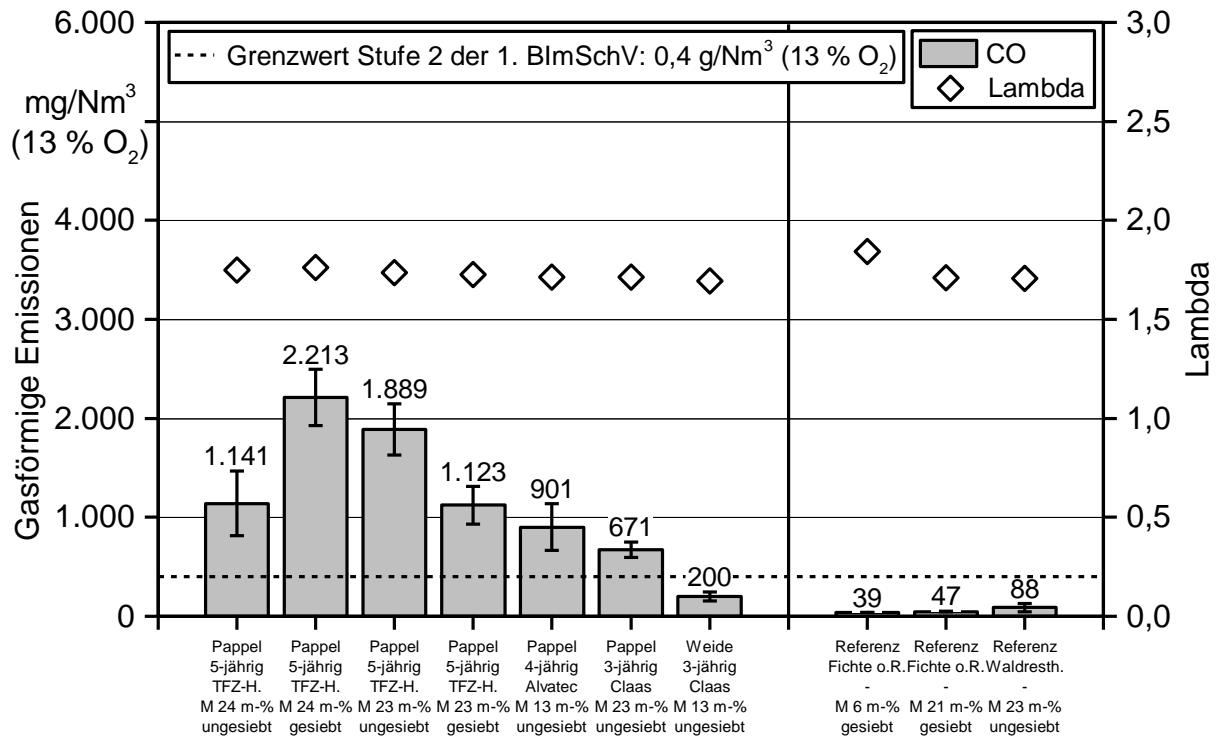


Abbildung 92: CO-Emissionen von KUP-Hackschnitzeln und Lambda-Wert bei der Verbrennung in einer 50-kW-Kipprostfeuerung (HDG compact 50) im Vergleich zu Hackschnitzeln aus Stammholz bzw. Waldrestholz (M = Wassergehalt)

Bei der Verbrennung von KUP-Brennstoffen in einer 50-kW-Kipprostfeuerung entstanden erneut deutlich mehr gasförmige Emissionen als bei der Verbrennung der Hackschnitzeln aus Sägereistholz oder Waldrestholz (Abbildung 92). Die CO-Emissionen der KUP-Hackschnitzeln lagen dabei zwischen 200 und 2.213 mg/Nm³ (bei 13 % O₂). Sie waren damit etwas niedriger als bei den Feuerungsversuchen im Projekt „Einfluss von Baumart, Lagerung und Aufbereitung auf die Brennstoffqualität und das Emissionsverhalten von KUP-Hackschnitzeln“ (vgl. Abschnitt 5.4.1). Allerdings lagen auch in diesem Fall die CO-Emissionen meistens deutlich über dem Grenzwert von 0,4 g/Nm³ der Stufe 2 der 1. BImSchV [3]. Von allen Verbrennungsversuchen mit KUP-Hackschnitzeln konnte der CO-Wert nur einmal mit einer Probe aus Weide eingehalten werden.

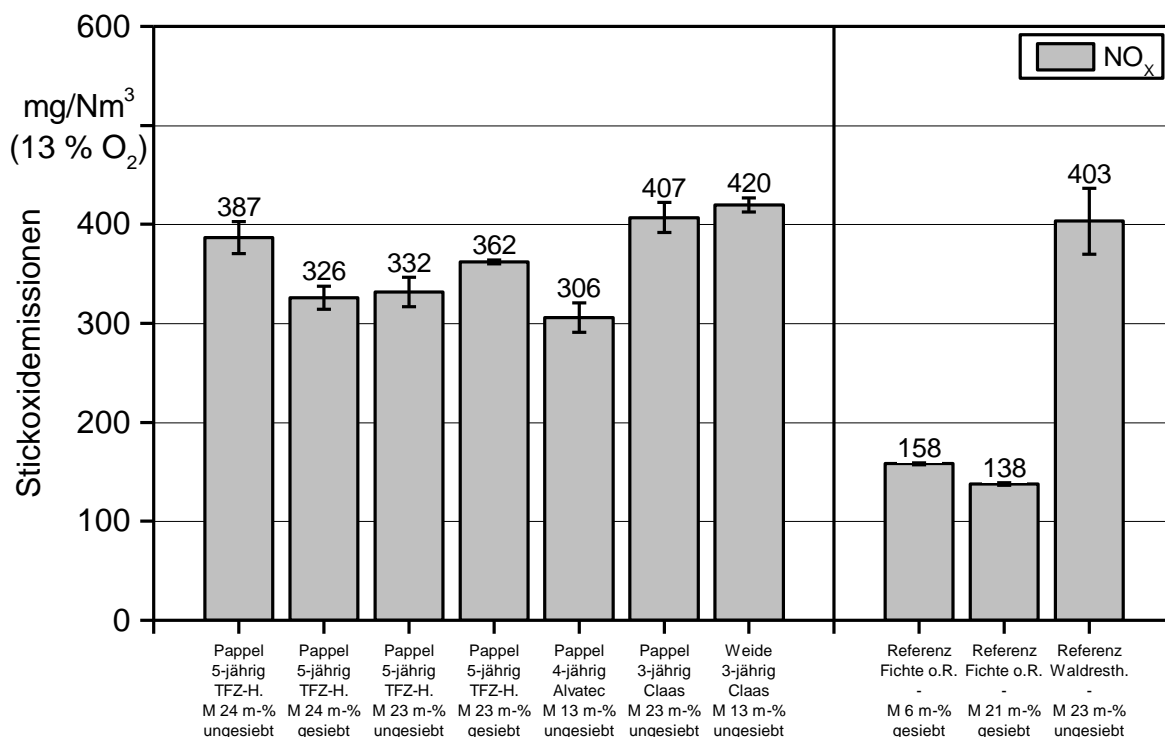


Abbildung 93: Stickoxidemissionen von KUP-Hackschnitzeln bei der Verbrennung in einer 50-kW-Kipprostfeuerung (HDG compact 50) im Vergleich zu Hackschnitzeln aus Stammholz bzw. Waldrestholz (M = Wassergehalt)

Die Emissionen an Stickoxiden (NO_x) lagen bei der Verbrennung von KUP-Hackschnitzeln deutlich über den Werten des Sägerestholzes (Abbildung 93). KUP lag dabei auf einem ähnlichen Niveau wie Waldrestholz (300–420 mg/Nm³ bei 13 % O₂).

Bezüglich des Gesamtstaubs zeigten die Brennstoffe aus KUP deutlich höhere Werte als die Brennstoffe aus Waldrestholz und Sägerestholz (Abbildung 94). Der Grenzwert der Stufe 2 der 1. BImSchV wurde dabei deutlich überschritten (0,02 g/Nm³ bei 13 % O₂ [3]). Die Messung der Staubkonzentration erfolgte erneut nach der Referenzmessmethode VDI 2066 [47] und damit ohne Abzug der gegebenen Messunsicherheit. Allerdings wäre auch diesmal mit einem Abzug der erweiterten Messunsicherheit von 40 %, der bei Verwendung eines eignungsgeprüften Schornsteinfegermessgeräts nach VDI 4207 Blatt 2 zulässig gewesen wäre, die Staubkonzentration noch immer deutlich über dem Grenzwert gewesen.

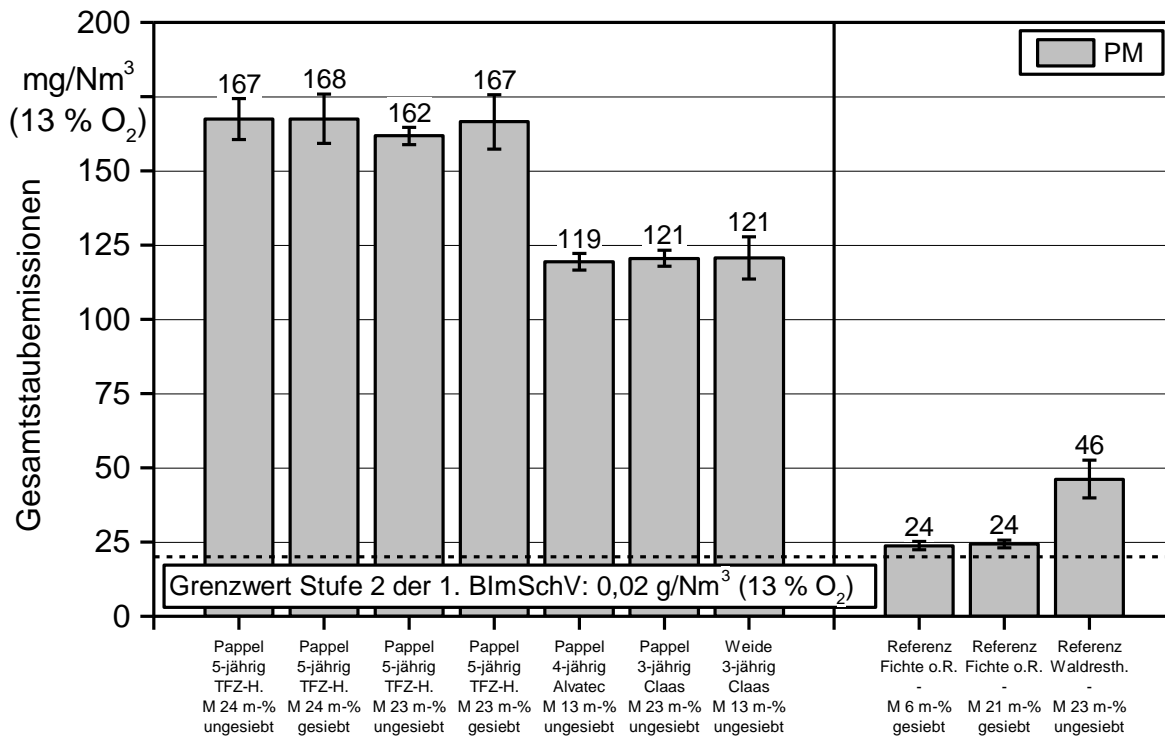


Abbildung 94: Partikelförmige Emissionen von KUP-Hackschnitzeln bei der Verbrennung in einer 50-kW-Kipprostfeuerung (HDG compact 50) im Vergleich zu Hackschnitzeln aus Stammholz bzw. Waldrestholz (M = Wassergehalt, PM = Partikelmasse)

5.4.3 Korrelationen zwischen Brennstoffzusammensetzung und Emissionen

Die Emissionen an CO, NO_x oder Gesamtstaub lassen sich zum Teil auf einzelne Brennstoffparameter zurückführen. So zeigt sich, dass z. B. die Emissionen an CO teilweise auf den Wassergehalt, die Emissionen an NO_x dagegen auf den Gehalt an Stickstoff zurückgeführt werden können (Abbildung 95, Abbildung 96). Diese Zusammenhänge werden im Folgenden dargestellt.

5.4.3.1 CO-Emissionen

Hohe Emissionen an CO deuten immer auf eine unvollständige Verbrennung hin. Betrachtet man alle Verbrennungsversuche an KUP-Brennstoffen gemeinsam, so zeigt sich eine Zunahme der CO-Emissionen bei höheren Wassergehalten (Abbildung 95). Folglich könnte ein für den Kessel zu hoher Wassergehalt die Ursache für eine unvollständige Verbrennung sein [32] [35]. Vor allem Wassergehalte, die den für den verwendeten Kessel maximal vom Hersteller zugelassenen Wert von 31 m-% überschreiten, führten zu deutlich erhöhten CO-Emissionen. Ähnliche Beobachtungen wurden in Feuerungsversuchen in drei über das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) geförderten Verbundprojekten gemacht, die an demselben Kessel durchgeführt wurden:

- HackZert – Entwicklung eines Zertifizierungsprogramms für Hackschnitzel [36],
- qualiS – Brennstoffqualifizierung und Qualitätsmanagement in der Hackschnitzelproduktion [27] [35].
- OptiChip – Optimierung der Emissionen von Holzhackschnitzel-Kleinfeuerungsanlagen durch geeignete Brennstoffauswahl und Verbrennungsführung [44].

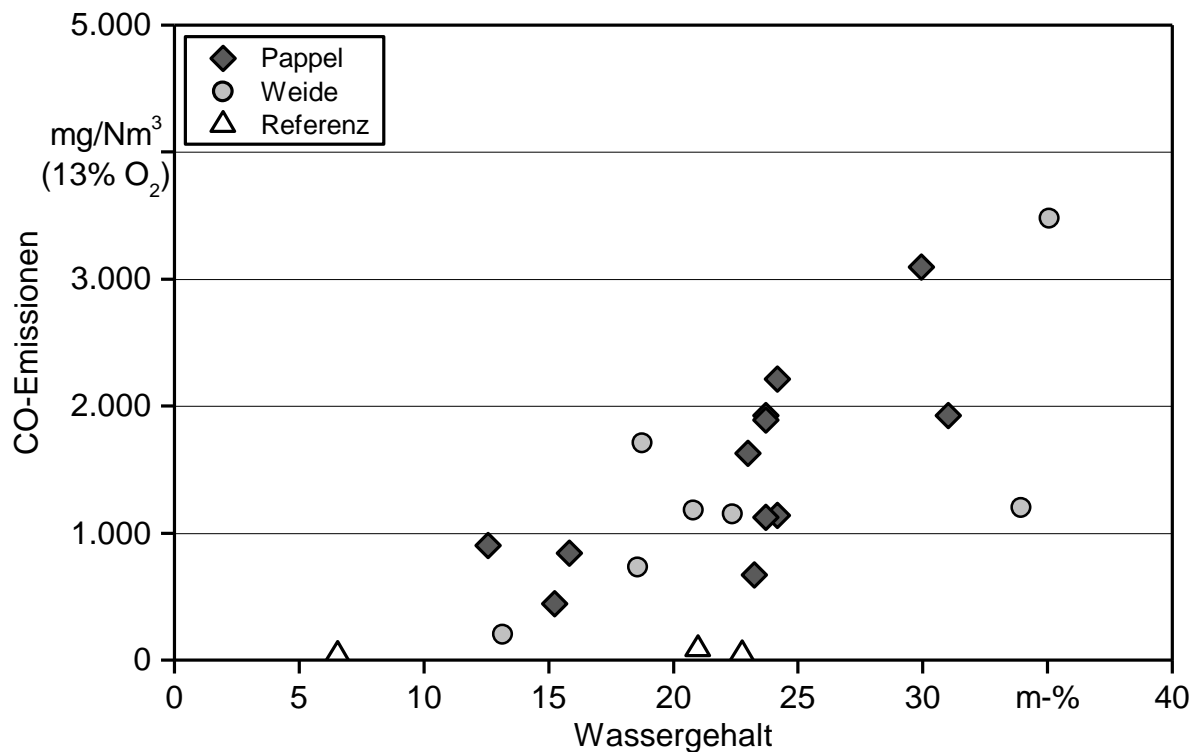


Abbildung 95: CO-Emissionen (in mg/Nm^3 bei 13 % O_2) in Abhängigkeit vom Wassergehalt (in m-%)

Zu hohe Wassergehalte (> 31 m-%) führten dort ebenfalls zu einer unvollständigen Verbrennung und damit zu hohen Gehalten an CO, aber auch an organischem Kohlenstoff im Abgas. Interessanterweise zeigten die Referenzproben aus Nadelholz bei gleichem Wassergehalt deutlich niedrigere Werte (39–88 mg/Nm^3 bei 13 % O_2) als die Hackschnitzel aus KUP (Abbildung 95). Somit kann der Wassergehalt hier nicht als die einzige wesentliche Bestimmungsgröße für die Höhe der CO-Emissionen angesehen werden.

Alle Versuche in diesem Projekt wurden bei Nennlast der Anlage (50 kW) durchgeführt. Dabei wurden die Einstellungen des Kessels (Primärluft, Lambda) auf Brennstoffe aus Sägerestholz hin optimiert. Um dieselbe Leistung mit Brennstoffen aus KUP zu erreichen, die i. d. R. deutlich geringere Energiedichten aufweisen (niedrigere Schüttdichte, niedrigerer Heizwert, siehe Abschnitt 5.2.1), muss der Anlage mehr Brennstoff zugeführt werden. Dadurch könnte es je nach Kessel zu Überlastung des Brennraums kommen, d. h., es befindet sich zu viel Brennstoff auf einmal in der Feuerung [36]. Dies war vermutlich auch in den hier dargestellten Versuchen der Fall. Abhilfe könnte eine gezielte

Einstellung des Kessels auf KUP-Brennstoffe ermöglichen. Ebenso könnte eine Lastabsenkung bei der Nutzung von KUP eine Verbesserung hinsichtlich der CO-Emissionen bewirken.

Auch die Partikelgröße könnte einen Einfluss auf die Vollständigkeit der Verbrennung ausüben. Bei Versuchen im Projekt „OptiChip“ konnten die Emissionen an CO durch Absiebung des Feinanteils verringert werden [44]. Ebenso nahm der Anteil an CO im Abgas bei Zumischung von holzigem Feinanteil mit derselben inhaltsstofflichen Zusammensetzung zu vorher abgesiebten Hackschnitzeln wieder zu. Folglich ist zu vermuten, dass die Partikelgröße selbst einen zusätzlichen Effekt auf die CO-Bildung ausübt. Das wird auch dadurch bestätigt, dass gesiebte KUP-Proben gegenüber ungesiebten in der Regel Vorteile bei der Verbrennung aufwiesen (siehe Abschnitte 5.4.1 und 5.4.2). Inwieweit die inhaltsstoffliche Zusammensetzung des Feinanteils einen zusätzlichen Effekt auf CO-Emissionen hat, konnte dagegen in den durchgeführten Versuchen bisher nicht eindeutig festgestellt werden.

Kritisch zu bewerten ist, dass in keinem Fall bei den Versuchen mit KUP-Hackschnitzeln der Emissionsgrenzwert der 1. BImSchV ($0,4 \text{ g/Nm}^3$ bei 13 % O_2) mit der hier verwendeten Feuerung annähernd eingehalten werden konnte [1]. Dies konnte mit den gewählten Einstellungen, aber auch bei der Verwendung von Hackschnitzeln aus Waldrestholz nicht gewährleistet werden.

5.4.3.2 NO_x-Emissionen

Im Fall von NO_x sind die gemessenen Emissionen direkt auf den Stickstoffgehalt im Brennstoff zurückzuführen (Abbildung 96). Eine Verringerung des Gehalts an N durch Siebung führte dementsprechend auch zu einer Verringerung an NO_x. Analog führt die Absiebung von Nadeln aus Waldrestholzhackschnitzeln (Projekt „qualiS“ [27] [35]) ebenfalls zu einer Reduzierung des Stickstoffgehalts und zu geringeren NO_x-Emissionen bei derselben Feuerung [27] [35].

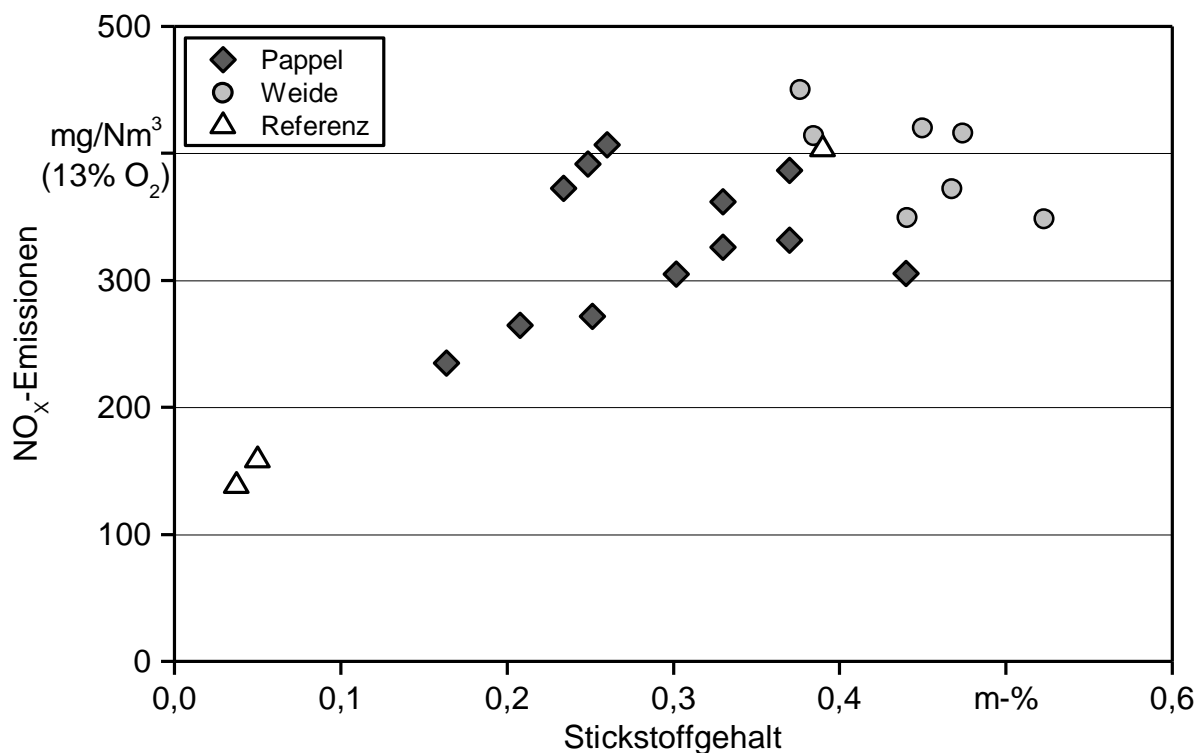


Abbildung 96: NO_x-Emissionen (in mg/Nm³ bei 13% O₂) in Abhängigkeit vom Stickstoffgehalt der Brennstoffe (in m-% auf wasserfreier Bezugsbasis)

NO_x-Emissionen steigen meist linear mit dem Gehalt an Stickstoff im Brennstoff an (Abbildung 96 [27] [35]). Folglich gilt Stickstoff auch als guter Indikator für die zu erwartenden NO_x-Emissionen [42] [46]. Das tatsächliche Niveau ist dabei jedoch abhängig vom eingesetzten Kessel, da durch geschickte Führung der Verbrennungsluft in der Feuerung die Bildung von NO_x, z. B. durch lokale Reduktionszonen, verringert werden kann [32]. Da für Kleinf Feuerungsanlagen bisher keine Grenzwerte für NO_x in der 1. BImSchV festgelegt sind [3], wurden die Kessel bisher auch kaum hinsichtlich dieser Schadstoffkomponente optimiert. Dies kann sich ab der Umsetzung der europäischen Ökodesign-Richtlinie auf nationaler Ebene ändern. Diese sieht NO_x-Grenzwerte für Kleinf Feuerungsanlagen vor [25]. Ebenso werden auch die Anforderungen für Anlagen nach TA-Luft bei der Umsetzung der europäischen MCPD-Richtlinie novelliert [26] [4]. Die Vorgaben der TA-Luft werden für Festbrennstofffeuerungen im Laufe des Jahres 2018 in die 43. BImSchV überführt. Inwieweit es hierbei ebenfalls zu einer Verschärfung der Grenzwerte kommen wird, bleibt abzuwarten.

5.4.3.3 Gesamtstaub

Die Emissionen an Gesamtstaub sind direkt abhängig vom Gehalt an aerosolbildenden Elementen im Brennstoff, von denen das Kalium den Hauptanteil ausmacht (Abbildung 36, Abbildung 97, Tabelle 7). Folglich verringert sich bei der Siebung häufig zusammen mit dem Anteil an aerosolbildenden Elementen auch die Staubemission. Der Gehalt an

aerosolbildenden Elementen lässt sich allerdings nicht anhand des Aschegehalts vorher-sagen [23].

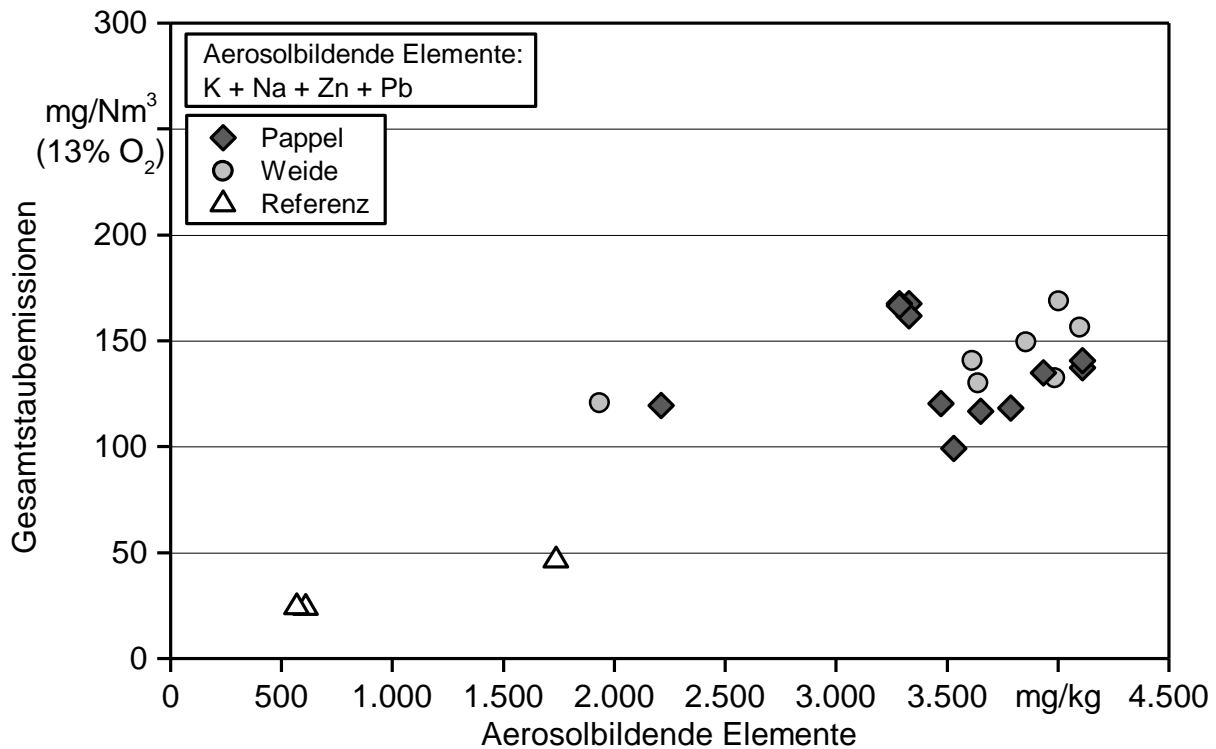


Abbildung 97: Gesamtstaubemissionen (in mg/Nm^3 bei 13 % O_2) in Abhängigkeit vom Gehalt der aerosolbildenden Elemente (in mg/kg auf wasserfreier Bezugsbasis)

Deutlich erhöhte Staubkonzentrationen zeigten sich auch bei den Feuerungsversuchen aus beiden Projekten (vgl. Abschnitte 5.4.1 und 5.4.2). Es zeigte sich, dass die Bildung von Staub abhängig vom Gehalt an aerosolbildenden Elementen im Brennstoff war (Abbildung 97). Die höchsten Gehalte an Aerosolbildnern wurden in diesem Projekt in der fünfjährigen KUP-Pappel gemessen. Dementsprechend lag auch die Staubkonzentration hier am höchsten. Da KUP-Brennstoffe generell höhere Gehalte an aerosolbildenden Elementen aufweisen als Brennstoffe aus Waldrestholz oder Energierundholz (siehe Abschnitt 5.2.2.4), waren diese Ergebnisse zu erwarten gewesen.

Staubkonzentrationen können aber auch aufgrund einer unvollständigen Verbrennung erhöht sein [32]. Dabei bilden sich vornehmlich Rußpartikel. Folglich nahm analog zu den Emissionen an CO auch der Gesamtstaub bei höheren Wassergehalten in der 50-kW-Kipprostfeuerung zu (Abbildung 98, [35]). Den größten Effekt auf die Rußbildung dürfte dabei aber eine zu hohe Brennraumbelastung des Kessels unter Vollast haben [36]. Wie schon beim CO diskutiert könnte es durch eine Überlastung des Kessels aufgrund der geringeren Energiedichte von KUP zu einer unvollständigen Verbrennung gekommen sein. Somit könnte sich auch beim Gesamtstaub eine andere Kesselführung,

aber auch ein Teillastbetrieb positiv auf das Verbrennungsverhalten auswirken (siehe oben).

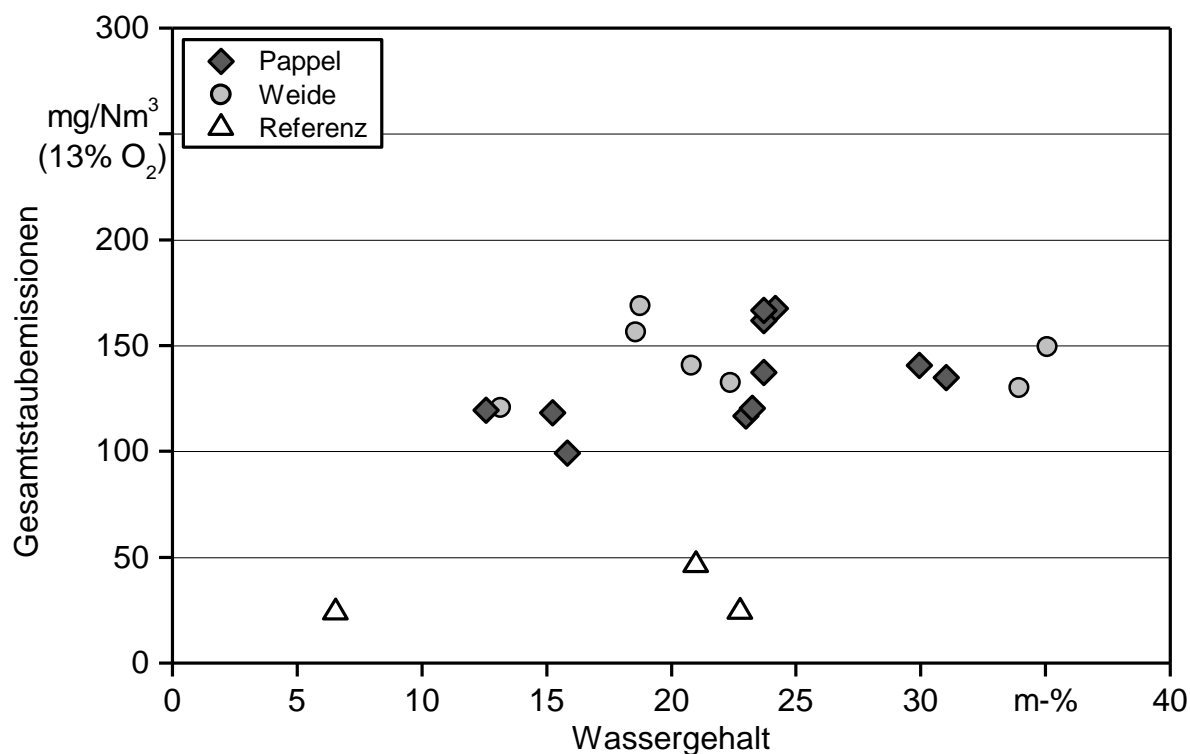


Abbildung 98: Gesamtstaubemissionen (in mg/Nm³ bei 13% O₂) in Abhängigkeit vom Wassergehalt im Brennstoff (in m-%)

Insgesamt lagen die Staubemissionen bei der Verbrennung von KUP deutlich über den Werten der Stufe 2 der 1. BImSchV [3]. In keinem Fall konnte der Grenzwert der 1. BImSchV von 0,02 g/Nm³ (bei 13 % O₂) mit der hier verwendeten Feuerung bei der Verbrennung von KUP-Hackschnitzeln eingehalten werden. Ein Abzug der erweiterten Messunsicherheit nach VDI 4207 Blatt 2 wurde aufgrund der Messung nach der Referenzmethode (VDI 2066) nicht angewendet, hätte aber in keinem Fall zur Einhaltung der Stufe 2 der 1. BImSchV geführt [1] [47] [48]. Die Verwendung modernster Technik, z. B. sekundärer Staubminderungsmaßnahmen oder eines Hackschnitzelkessels mit konsequenter Vorvergasung, wird voraussichtlich erforderlich sein, wenn KUP-Hackschnitzel auch zukünftig in privaten Feuerungen verbrannt werden sollen. Daneben muss der Kessel auf den Brennstoff optimal eingestellt und regelmäßig gereinigt und gewartet werden. Die Brennstoffe wiederum müssen den Anforderungen des Kessels entsprechen (Wassergehalt, Partikelgröße etc.). Schlussendlich könnte ein Betrieb bei reduzierter Last im Fall von KUP ein besseres Emissionsverhalten bewirken. Letzteres ist jedoch eine Hypothese, die erst noch über Versuche verifiziert werden muss.

5.5 Verbrennungsversuche am TFZ-Heizwerk (> 1 MW)

In zwei Versuchsreihen wurde das Verbrennungsverhalten von KUP-Hackschnitzeln als Fallstudie im Heizwerk des TFZ analysiert. Sehr stark schwankende Brennstoffqualitäten, wie der regelmäßige Wechsel von Wald- zu KUP-Hackschnitzeln, verlangen möglicherweise eine ständige Kontrolle und Nachjustierung der Heizanlage und könnten bei Fehlbedienung Störungen oder erhöhte Emissionen verursachen.

5.5.1 Fallstudie 1 – Heizperiode 2014/2015

Die erste Versuchsreihe mit KUP-Hackschnitzeln im Heizwerk des TFZ wurde im März 2015 durchgeführt (Heizperiode 2014/2015). Durch die ersten Vertragsabschlüsse im Jahr 2014 konnte die Ernte einer Teilfläche von 0,25 ha bereits im Februar 2015 stattfinden und die Brennstoffe konnten an das TFZ geliefert werden (siehe Abbildung 99, Abbildung 100).



Abbildung 99: Hackschnitzellieferung aus vertraglich gebundenen Flächen für das Heizwerk des TFZ, welche zusätzlich für die Begleitforschung zur thermischen Verwertung an KUP verwendet werden

Daher wurde bereits Anfang März 2015 mit den Versuchen zur thermischen Verwertung im Heizwerk begonnen. Bei dem ersten Verbrennungsversuch wurde die Anlage mit einer Gasanalyse ausgestattet, welche es per Messung mittels FTIR erlaubt, den CO- und NO_x-Gehalt im Abgas kontinuierlich zu bestimmen. Alle Angaben werden auf einen Bezugssauerstoffgehalt von 11 % nach TA-Luft angegeben. Beschickt wurde die Anlage im Batchverfahren zunächst mit qualitativ hochwertigen, vorgetrockneten Waldhackschnit-

zeln (Wassergehalt ca. 36 m-%), anschließend folgten die frisch geernteten KUP-Hackschnitzel mit einem Wassergehalt von durchschnittlich 54 m-%. Im Anschluss wurde die Anlage erneut mit Waldhackschnitzeln beschickt (Abbildung 101).



Abbildung 100: KUP-Hackschnitzel für die erste Emissionsmesskampagne, zwischengelagert am Betriebshof des TFZ

Da aufgrund der Witterung die Heizanlage nicht mehr durchgehend im vollen Leistungsumfang betrieben werden konnte und die Reinigung der Kessel für diesen Zeitraum vorgesehen war, wurde nur einer der beiden 650-kW-Kessel mit KUP-Hackschnitzeln in Betrieb genommen. Damit wurde sichergestellt, dass die Verbrennung in einem geeigneten Leistungsbereich von 30 bis 90 % Auslastung des Kessels betrieben werden konnte.

Die erste Sichtung der Ergebnisse und die Einschätzung der Betreiber des Heizwerks deuten darauf hin, dass der Betrieb des Heizwerks mit KUP-Hackschnitzeln möglich ist, jedoch Unterschiede zu der Verbrennung von Waldrestholz auftreten. So stiegen die Emissionen von CO und NO_x beim Betrieb mit KUP-Hackschnitzeln deutlich an (siehe Abbildung 101, Abbildung 102). Dies ist voraussichtlich auf den höheren Wassergehalt der KUP-Hackschnitzel, aber auch auf den höheren Stickstoffanteil im Brennstoff zurückzuführen (vgl. Unterkapitel 5.4).

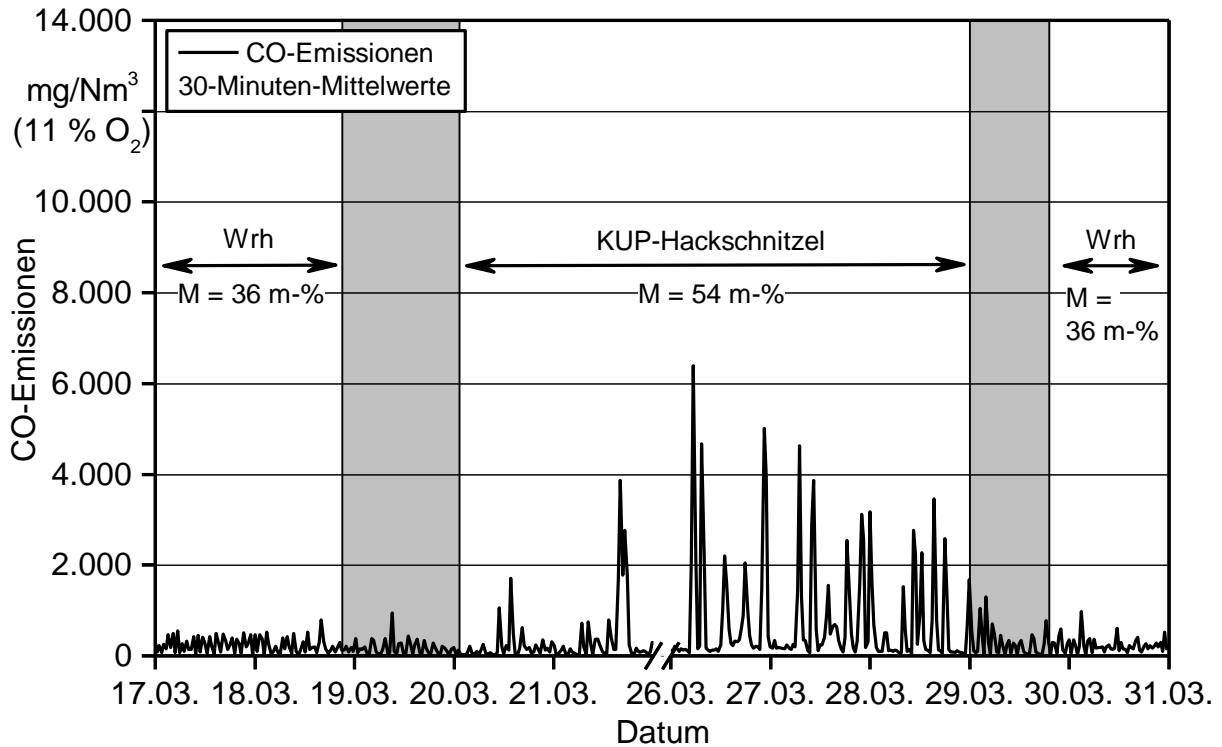


Abbildung 101: CO-Emissionen (30-min-Mittelwerte) des TFZ-Heizwerks, betrieben mit Hackschnitzeln aus Waldrestholz (Wrh) und KUP. Graue Balken geben die Übergänge zwischen den Brennstoffen wieder

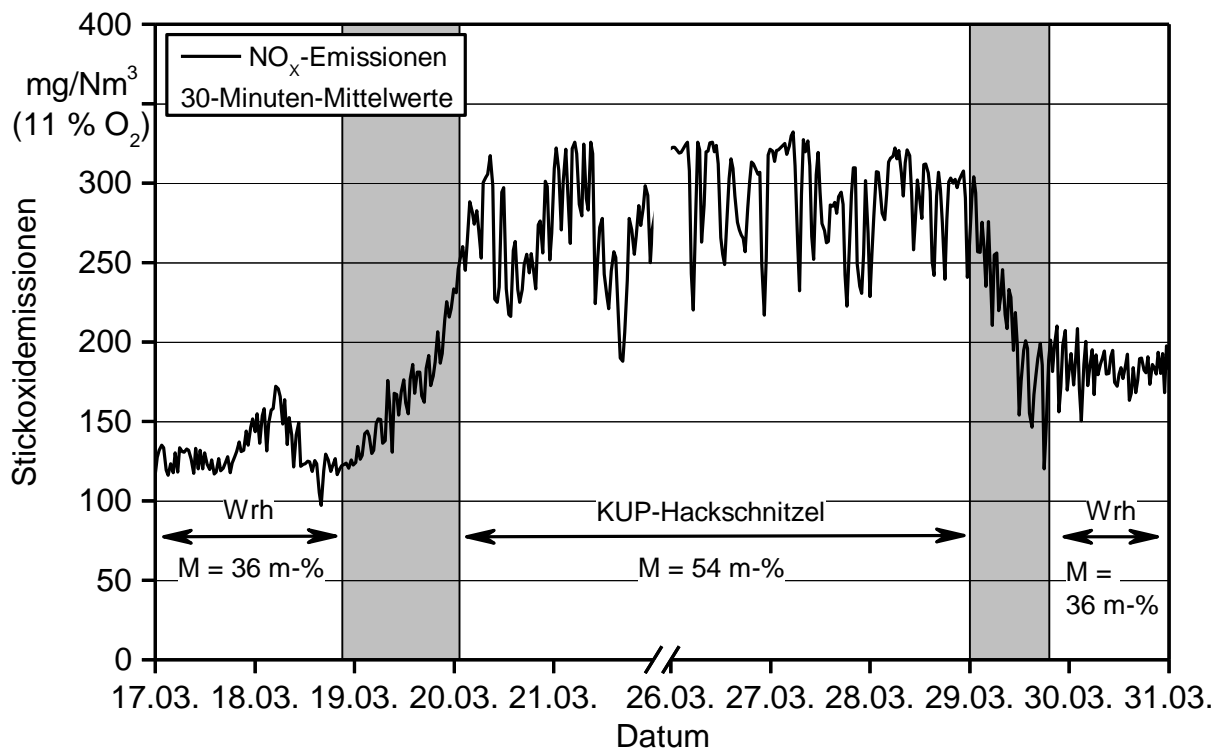


Abbildung 102: NO_x-Emissionen (30-min-Mittelwerte) des TFZ-Heizwerks, betrieben mit Hackschnitzeln aus Waldrestholz (Wrh) und KUP. Graue Balken geben die Übergänge zwischen den Brennstoffen wieder

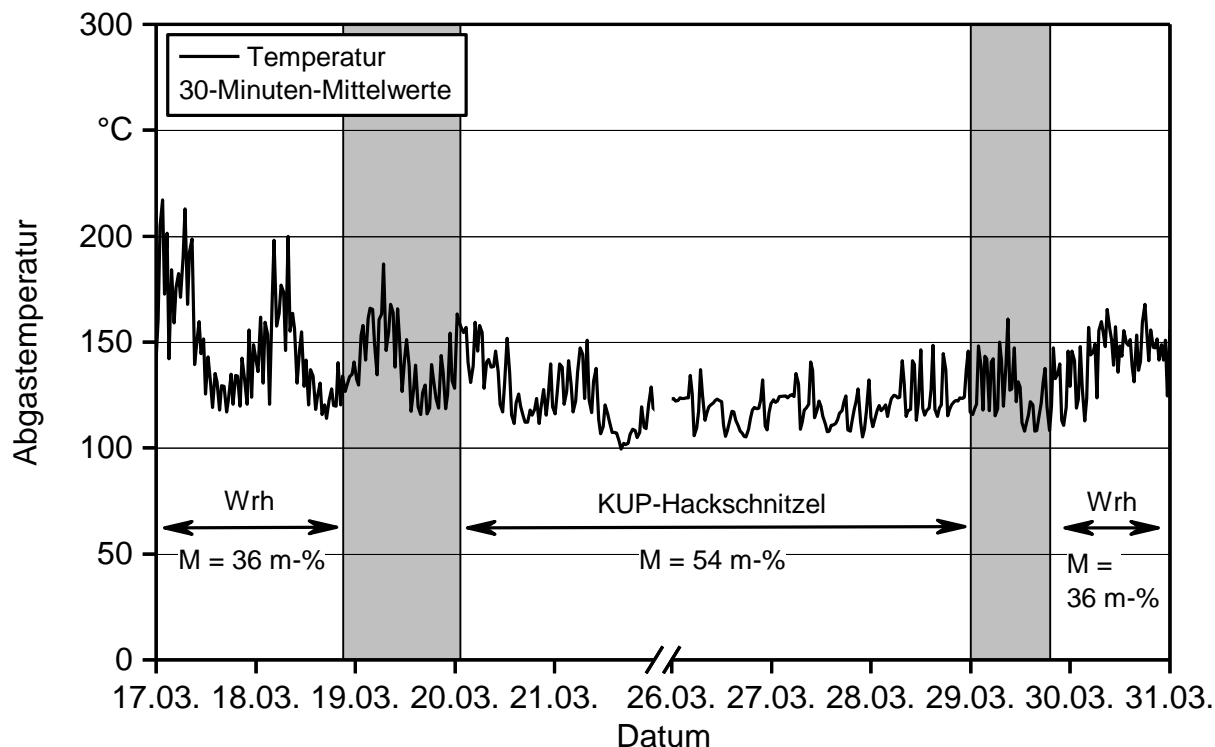


Abbildung 103: Abgastemperatur (30-min-Mittelwerte) des TFZ-Heizwerks, betrieben mit Hackschnitzeln aus Waldrestholz (Wrh) und KUP. Graue Balken geben Übergänge zwischen den Brennstoffen wieder

Bei dem Betrieb mit KUP-Hackschnitzeln nahm auch die Temperatur des Abgases deutlich ab (Abbildung 103). Dies ist ebenfalls auf den hohen Wassergehalt von KUP im Vergleich zu den verwendeten Waldhackschnitzeln zurückzuführen.

Im Mittel lagen die CO-Emissionen des Heizwerks beim Betrieb mit den deutlich feuchteren KUP-Hackschnitzeln in der ersten Versuchsreihe um den Faktor 3,1 (761 zu 241) und die NO_x-Emissionen um den Faktor 1,8 (282 zu 156) höher als beim Betrieb mit dem trockeneren Waldrestholz (Tabelle 13). Die Abgastemperatur lag ca. 25 °C niedriger.

Tabelle 13: Mittlere CO- und NO_x-Emissionen (in mg/Nm³ bei 11 % O₂) und mittlere Abgastemperatur (in °C) bei den Messungen am TFZ-Heizwerk, getrennt nach eingesetztem Brennstoff

Brennstoff	CO	NO _x	Abgastemperatur
Waldrestholz (1. Charge)	245,7	127,2	147,9
KUP	760,9	281,7	121,1
Waldrestholz (2. Charge)	236,6	184,0	144,7

Aufgrund des hohen Wassergehalts wurde im Vorratsbunker viel aufsteigender Wasserdampf festgestellt. Um Kondensation an den Bunkerwänden zu verhindern, wurde die

Befüllungsklappe offengehalten, sodass der Wasserdampf der Hackschnitzel besser entweichen konnte. Weitere Modifikationen gegenüber dem normalen Betrieb des Heizwerks waren nicht notwendig.

Bei der Sichtung der entstehenden Asche wurde eine deutlich erhöhte Schlackebildung im Vergleich zu den trockeneren Waldhackschnitzeln festgestellt (siehe Abbildung 104).

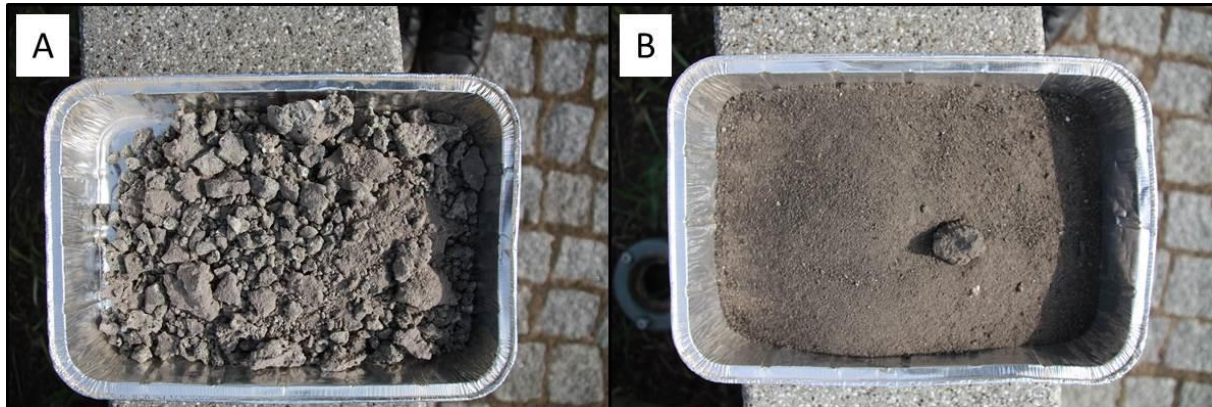


Abbildung 104: Ascheprobe aus dem TFZ-Heizwerk beim Betrieb mit KUP-Hackschnitzeln (A) und beim Betrieb mit Waldhackschnitzeln (B)

5.5.2 Fallstudie 2 – Oktober 2016

Im Oktober 2016 folgte eine zweite Versuchsreihe am Heizwerk des TFZ mit KUP-Hackschnitzeln. Dabei wurde mit dem Schornstiefegermessgerät Wöhler SM 500 gemessen (CO, Staub); damit konnte jedoch keine kontinuierliche Messung durchgeführt werden. Beschickt wurde die Anlage wieder im Batchverfahren zunächst mit qualitativ hochwertigen, jedoch sehr frischen Waldhackschnitzeln (Wassergehalt ca. 50 m-%). Anschließend folgten die über einen Sommer als Ganzbäume gelagerten KUP-Hackschnitzeln mit einem Wassergehalt von durchschnittlich 40 m-%. Danach erfolgte erneut die Beschickung der Anlage mit Waldhackschnitzeln, welche ebenfalls einen hohen Wassergehalt von ca. 49 m-% aufwiesen. Analog zur ersten Messung wurde wieder nur einer der beiden Kessel betrieben, wobei die Kesselauslastung während der Messungen zwischen 89 % und 100 % lag.

Die Ergebnisse der zweiten Messung zeigen ebenfalls einen störungsfreien Betrieb mit KUP-Hackschnitzeln. Es mussten keine Veränderungen an der Kesseleinstellung aufgrund des veränderten Brennstoffs vorgenommen werden.

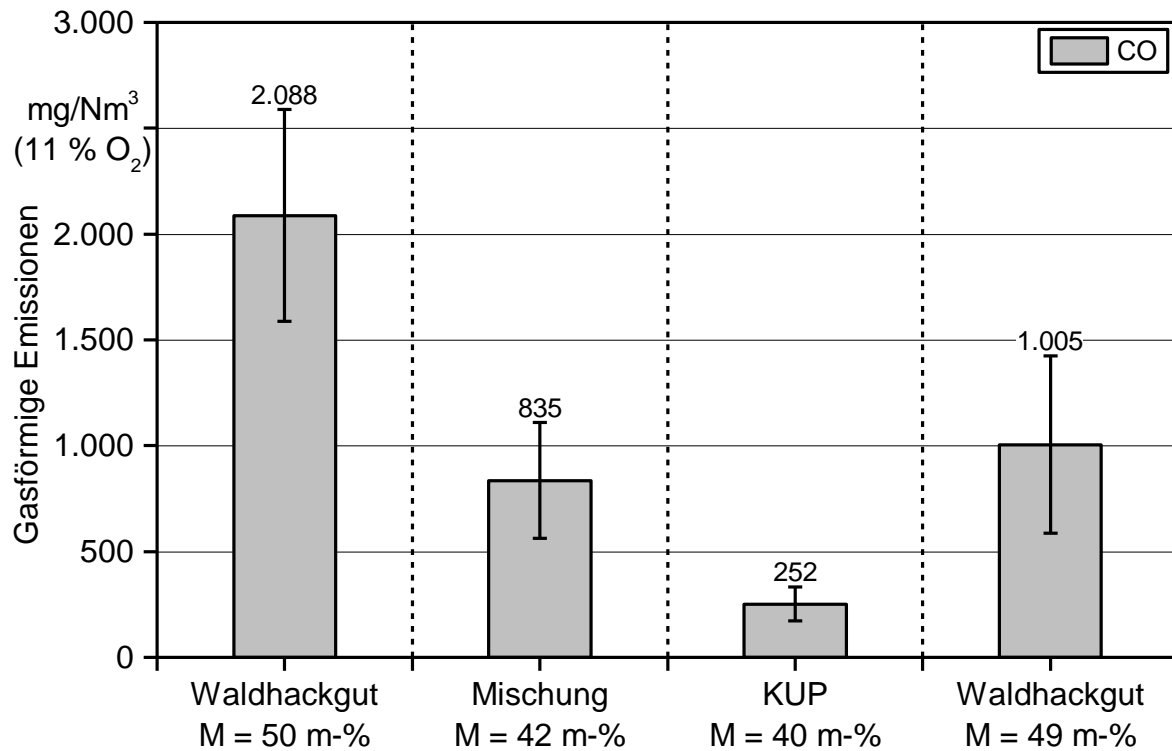


Abbildung 105: CO-Emissionen (drei Messungen über je 30 min pro Charge) des TFZ-Heizwerks, betrieben mit Hackschnitzeln aus Waldrestholz (Wrh), einer Mischung aus Wrh mit KUP (Mischung) und KUP-Pappel

Mit beiden Chargen aus Waldrestholz wurden höhere CO-Emissionen gemessen als beim Einsatz der KUP-Brennstoffe (siehe Abbildung 105). Die Werte der Messung des gemischten Brennstoffs lagen zwischen denen von Waldrestholz und KUP. Somit ist auch ein Verlauf der Emissionen mit der Veränderung des Brennstoffs erkennbar. Die CO-Emissionen der ersten Charge lagen um einen Faktor 8,1 höher als bei KUP, die der zweiten um einen Faktor 4,0.

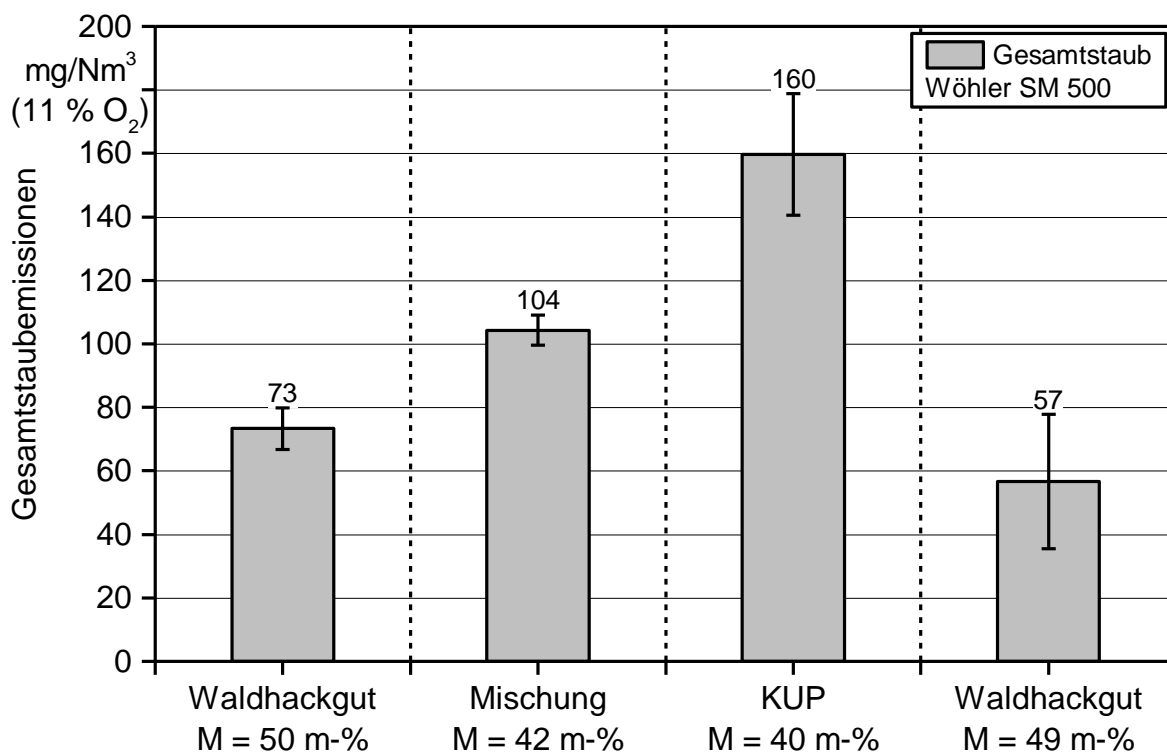


Abbildung 106: Staub-Emissionen (drei Messungen über je 30 min pro Charge) des TFZ-Heizwerks, betrieben mit Hackschnitzeln aus Waldrestholz (Wrh), einer Mischung aus Wrh mit KUP (Mischung) und KUP-Pappel

Die Staubemissionen waren beim Betrieb der Anlage mit KUP-Hackschnitzeln höher als beim Betrieb mit Waldhackschnitzeln (Abbildung 106, Tabelle 14). Beim gemischten Brennstoff lagen die Staubemissionen dazwischen.

Tabelle 14: Mittlere CO- und Staub-Emissionen (in mg/Nm³) und mittlere Abgastemperatur (in °C) bei den Messungen am TFZ-Heizwerk, getrennt nach eingesetztem Brennstoff

Brennstoff	CO	Staub	Abgastemperatur
Waldrestholz (1. Charge)	2.087,7	73,3	168
Mischung (KUP/Wrh)	835,0	104,3	165
KUP	251,7	159,7	183
Waldrestholz (2. Charge)	1.005,3	56,7	179

Insgesamt zeigen sich bei der Verwendung von KUP-Hackschnitzeln im Heizwerk des TFZ sehr ähnliche Tendenzen im Vergleich mit der 50-kW-Kipprostfeuerung am Prüfstand. So erhöhte sich bei beiden Anlagen der CO-Wert bei steigendem Wassergehalt. Ebenso führten hohe Stickstoffgehalte im Brennstoff zu höheren NO_x-Emissionen. Der hohe Wert für Staub bei der zweiten Versuchsreihe ist vornehmlich auf einen höheren

Anteil an aerosolbildenden Elementen im Brennstoff zurückzuführen. Da gleichzeitig die CO-Emissionen im zweiten Versuch abnahmen, ist es wenig wahrscheinlich, dass der Staub-Emissionsanstieg auf eine erhöhte Rußbildung im Heizwerk zurückzuführen ist.

Zusammenfassung

Die Brennstoffqualität von KUP-Hackschnitzeln weist in vielen Punkten (z. B. Aschegehalt, Partikelgrößenverteilung) Ähnlichkeiten mit der von Hackschnitzeln aus Waldrestholz auf. Auffällig ist – neben einem typischerweise für KUP erhöhten Wassergehalt – der hohe Gehalt an verbrennungskritischen Inhaltsstoffen, v. a. an N, Cd, Zn und an aerosolbildenden Elementen. Diese Werte liegen häufig über den Gehalten für Hackschnitzel aus Waldrestholz. Frische Hackschnitzel aus KUP lassen dadurch insgesamt höhere Emissionen an CO, NO_x und Gesamtstaub bei der Verbrennung in kleinen Feuerungen erwarten.

Die mechanische Aufbereitung durch Trocknung und Siebung verringerte zuverlässig den Wassergehalt (Trocknung) und in vielen Fällen auch den Aschegehalt (Siebung). Auch die verbrennungskritischen Inhaltsstoffe konnten durch die Siebung reduziert werden, wobei Gehalte an N oder Cl nur gering, der Gehalt an aerosolbildenden Elementen dagegen deutlicher abnahm.

Die natürliche Trocknung im ungehackten Polter hat nicht in jedem Fall zu der gewünschten Reduzierung des Wassergehalts auf Werte < 30 m-% geführt. Vor allem bei Pappeln aus dem 10-jährigen Umtrieb mit sehr dicken Stämmen kann dies über die beobachtete Trocknungszeit nicht gewährleistet werden. Mit dünnerem Rohmaterial aus dem kürzeren Umtrieb konnten zwar in Einzelfällen auch Wassergehalte um 20 m-% erreicht werden, im Fall von KUP ist aber in der Regel eine technische Trocknung zu empfehlen, um die für die Verbrennung in Kleinanlagen benötigten niedrigen Wassergehalte < 20 m-% sicher zu erreichen.

Zur Analyse der Herkunft der Elemente wurden die Proben nach Vorgabe aus dem EU-Projekt „BioNorm 2“ gewaschen und das Waschwasser wurde abgefiltert. Diese Vorgehensweise ermöglichte es nahezu in allen Fällen, saubere Biomasse, also reines Holz zu erhalten. Die erhaltenen Filterkuchen bestanden jedoch nicht wie beabsichtigt aus reinem Mineralboden, sondern enthielten auch Reste von feinen Holzpartikeln und, in manchen Fällen, auch Reste des zur Schwereretzung verwendeten Zuckers. Die Elementkonzentrationen im Filterkuchen können demnach nicht ausschließlich dem Mineralboden zugeordnet werden. Nichtsdestotrotz zeigen sich in vielen Fällen deutlich höhere Elementkonzentrationen im Filterkuchen, verglichen mit den gewaschenen Hackschnitzeln und der ungewaschenen Probe (z. B. Cd, Cr, Mg, Na, N, Ni, Pb, Si, Zn). Auch der Aschegehalt im Filterkuchen war erhöht. Zur Vermeidung derartiger Störstoffe ist daher sauberes Arbeiten bei der Ernte und Bergung des Brennstoffs geboten. Für die Elemente K und P konnte dagegen kein eindeutiger Unterschied aufgezeigt werden. Diese werden offenbar stärker durch die eigentliche Zusammensetzung der holzigen Biomasse beeinflusst.

Aufgrund der insgesamt geringen Anteile der abgetrennten Filterkuchen am gesamten Brennstoff wurde in den meisten Fällen – trotz hoher Konzentrationen in den ausgewaschenen Fraktionen – der Großteil der Gehalte an Störelementen von der holzigen Biomasse gestellt. In manchen Fällen muss bei der Betrachtung der Fraktionen berücksich-

tigt werden, dass beim Probenwaschen leicht lösliche Elemente mit dem Waschwasser ausgewaschen werden (z. B. K, P). Diese sind nach der Aufbereitung nicht eindeutig dem Holz oder dem Mineralboden zuzuordnen.

Von den aerosolbildenden Elementen ist vor allem K in KUP-Brennstoffen relevant, gefolgt von Na. Beide kommen in den hier analysierten Proben vornehmlich aus dem Holz. Die Gegenüberstellung der K- bzw. Na-Gehalte in Böden mit dem darauf produzierten Brennstoff zeigt, dass hohe Gesamtgehalte im Boden auch zu hohen Gehalten in der austauschbaren, pflanzenverfügbaren Fraktion, zumindest aber bei den hier betrachteten Fallbeispielen dadurch nicht zwangsläufig zu höheren Gehalten im Holz (inklusive Rinde) von KUP-Pflanzen führen. Eine Differenzierung nach Standorten erscheint demnach wenig sinnvoll, wenn die Gehalte an Aerosolbildnern im Brennstoff verringert werden sollen. Vielmehr scheinen andere Managementaspekte, z. B. die saubere Arbeitsweise bei der Ernte, aber auch die Siebung der Brennstoffe, einen höheren Effekt zu bieten. Allerdings beeinflussen hohe Ca- und Mg-Gehalte in der pflanzenverfügbaren Fraktion im Boden die K-Gehalte in den KUP positiv, da sie die K-Aufnahme vermindern.

Die meisten aschebildenden Elemente waren in den Filterkuchen deutlich erhöht. Vor allem ein Eintrag mit Mineralboden kann demnach zu hohen Aschegehalten führen. Als Folge wurde durch die Siebung der Aschegehalt in den meisten Proben deutlich reduziert. Auch wenn in den hier betrachteten Proben der Hauptanteil der Elemente aus dem Holz selbst stammt, treffen für die aschebildenden Elemente dieselben Empfehlungen zu wie für die aerosolbildenden Elemente (saubere Arbeitsweise, Siebung).

Auch der Brennstoffstickstoff kann durch Abtrennung der feinen Fraktion reduziert werden. Offen bleibt, ob dies durch hohe Gehalte im Mineralboden oder durch Abtrennung feiner Rindenpartikel hervorgerufen wird.

Die beiden Schwermetalle Cd und Zn waren vor allem in der Baumart Weide, aber auch in der Pappel gegenüber Waldrestholz und Energierundholz erhöht. Die Transferfaktoren der Elemente zeigen, dass Zn im Vergleich zu anderen Pflanzen verstärkt durch KUP-Kulturen aufgenommen wird. Die Cd-Aufnahme ist dagegen verglichen mit anderen, vornehmlich nicht holzigen Pflanzen geringer. Zn wird somit aus dem pflanzenverfügbaren Angebot im Boden gegenüber Cd bevorzugt aufgenommen, während die Cd-Aufnahme vergleichsweise reduziert ist. Pappel ist gegenüber Weide bei der Aufnahme von Zn selektiver. Insgesamt liegen die Gehalte beider Schwermetalle in Korbweide > Silberweide \geq Pappel, wobei die eigentliche Aufnahmerate der Silberweide am niedrigsten war. Silberweide nimmt Cd und Zn eher passiv auf, d. h., hohe Gesamtgehalte im Boden finden sich, trotz eines vergleichsweise geringen pflanzenverfügbaren Angebots, in der Silberweide wieder. Möglicherweise gilt dies nur für Karbonatstandorte, da dort Cd zusammen mit Ca passiv aufgenommen werden könnte. Um erhöhte Gehalte von Cd und Zn im Brennstoff zu vermeiden, kann Pappel (Max-Klone und Hybrid) gegenüber der Weide bevorzugt werden. Silberweide könnte auf karbonatfreien Standorten eher geeignet sein als Korbweide, dies kann aber aus den Daten nicht abschließend geklärt werden.

Die in einem Vorläuferprojekt erarbeiteten Indizes für die Verschmutzung der Brennstoffe mit Mineralboden erweisen sich als für KUP nur bedingt anwendbar. Während der Al/200-Koeffizient noch sehr gute Ergebnisse liefert, werden die Brennstoffe durch das Fe/Mn-Verhältnis häufig falsch eingeschätzt. Hier ist eine Anpassung aufgrund der niedrigen Mn-Werte in KUP zu empfehlen. Im Gegensatz dazu wurden viele Filterkuchen, die primär aus Mineralboden bestehen sollten, durch den Al/200-Koeffizienten als „Biomasse“ bewertet. Dies lässt sich mithilfe des C/N-Verhältnisses der Proben jedoch leicht auf Rückstände an holzigem Material zurückführen. Ebenso lässt sich ein möglicher Rückstand des zur Schwereretrennung verwendeten Zuckers in den Proben mithilfe des C/N-Verhältnisses und des Al/200-Koeffizienten nachweisen.

Die Erntemethode hat einen eindeutigen Einfluss auf den Si-Anteil (respektive Bodenanteil) in den Hackschnitzeln, der bei der vollmechanisierten Ernte deutlich höher ausfällt als bei der motormanuellen. Dies trifft, wenn auch nicht so deutlich ausgeprägt, ebenfalls auf den Na-Anteil zu. Der K-Gehalt in den Holzhackschnitzeln wird hiervon dagegen offenbar nicht beeinflusst, da dieser primär durch die Gehalte im reinen Holz (gewaschene Biomasse) festgelegt ist. Durch sauberes Arbeiten kann aber, neben dem Si-Gehalt, der für die Verschlackung eine Rolle spielt, der Na-Gehalt reduziert werden. Dies sollte für alle Elemente zutreffen, die erhöhte Werte in den Filterkuchen zeigten. Die Bewertung der Erntemethode macht erneut die Empfehlung einer sauberen Arbeitsweise deutlich. Vollmechanisierte Verfahren sollten demnach nur angewendet werden, wenn der Boden entweder trocken oder gefroren ist. Auch bei der motormanuellen Ernte ist ein Eintrag mit Mineralboden zu vermeiden, z. B. bei der Holzrückung mit Kran oder beim Hacken. Besonders bei zum Trocknen vorgelagerten Poltern sollte darauf geachtet werden, die unterste Schicht des Polters ggf. nicht zu verwenden. Allerdings könnte durch Niederschlag am Polter anhaftender Mineralboden z. T. auch abgewaschen werden.

Ein Einfluss der Umtriebszeit auf die Brennstoffqualität hat sich als nur gering und nicht durchgängig über alle Klone bzw. Standorte herausgestellt. Folglich kann ökonomischen Aspekten bei der Entscheidung über die Umtriebszeit mehr Gewicht eingeräumt werden als einer möglichen Verbesserung der Brennstoffqualität durch Wechsel von 5- auf 10-jährigen Umtrieb.

Die Feuerungsversuche mit der in diesem Projekt verwendeten 50-kW-Kipprostfeuerung (HDG compact 50) zeigten, dass sowohl für Weide als auch für Pappel die Emissionen an CO, NO_x und Staub im Vergleich zur Verbrennung von Hackschnitzeln aus Nadelholz stark erhöht waren. Eine Aufbereitung der Brennstoffe brachte insgesamt Verbesserungen, jedoch waren diese nicht substanziell. Hervorzuheben ist, dass die strengen Emissionsgrenzwerte der Stufe 2 der 1. BImSchV ohne die Verwendung technischer Minderungsmaßnahmen nicht eingehalten wurden. Vor allem bei sehr nassen Brennstoffen stiegen die Emissionen an CO deutlich an. Die Emissionen an NO_x und Staub waren dagegen v. a. von den Inhaltsstoffen, z. B. den Gehalten an N oder an aerosolbildenden Elementen abhängig. Zudem wurden im Fall von CO und Staub eine unvollständige Verbrennung und damit eine erhöhte Rußbildung aufgrund der geringeren Energiedichte von KUP vermutet. Dies sollte sich durch sinnvolle Einstellungen der Verbrennungsführung (z. B. reduzierte Anlagenleistung) teilweise optimieren lassen.

Die Fallstudien zu Verbrennungsversuchen am 1,3-MW-TFZ-Heizwerk zeigten ähnliche Tendenzen wie die Versuche mit der 50-kW-Kleinfeuerungsanlage. Dabei waren Emissionen an NO_x und Gesamtstaub voraussichtlich aufgrund der chemischen Inhaltsstoffe erhöht, die Emissionen an CO vornehmlich abhängig vom Wassergehalt. Auch am Heizwerk bietet sich eine Brennstoffaufbereitung durch Trocknung oder Siebung an.

Insgesamt zeigt sich, dass KUP-Hackschnitzel in Kleinfeuerungsanlagen, aber auch in mittelgroßen Heizwerken bei derzeitigem Entwicklungsstand als besonders anspruchsvoller Brennstoff einzuordnen sind. Aktuelle und sich in Entwicklung befindliche primärseitige Neuerungen (z. B. Hackschnitzelkessel mit konsequenter Vorvergasung) könnten hier möglicherweise Abhilfe schaffen. Eine Trocknung auf den passenden Wassergehalt ist prinzipiell zu empfehlen, aber auch eine gezielte Einstellung des Kessels auf den KUP-Brennstoff. Generell bieten sich KUP-Hackschnitzel wegen ihrer geringen Brennstoffqualität allerdings eher für größere Heizwerke an, wobei hier aber die anstehende Novellierung der Grenzwerte nach TA-Luft zu beachten ist. Unabhängig von der Anlagengröße sollte KUP nur in technisch hochwertigen Feuerungen verbrannt werden, die über primäre oder sekundäre Maßnahmen (z. B. elektrostatische Abscheider) ausreichend niedrige Emissionen gewährleisten können.

Summary

The fuel quality of wood chips from short rotation coppice (SRC) is similar to the quality of wood chips from forest residues (e. g. ash content, particle size distribution). However, SRC chips usually have high moisture contents and are enriched in combustion critical chemical elements such as N, Cd, Zn or aerosol forming elements. These concentrations are usually higher compared to forest residue chips. Therefore, the combustion of fresh wood chips from SRC in small boilers might lead to higher emissions of CO, NO_x or total particle matter (TPM).

Technical conversion of fuels by drying and screening efficiently reduces moisture content (drying) and, in most cases, also ash content (screening). Additionally, critical chemical elements can be reduced by screening. Thereby, the reduction of N and Cl was low while the reduction of aerosol forming elements was more pronounced.

Natural drying in unchipped storage piles at the field sites during the summer did not always lead to a reduction of moisture content < 30 m-% as it is recommended for most small scale boilers < 100 kW. Especially in case of a 10 year old rotation of poplar, natural drying was low due to large stem diameters. Therefore, technical drying might be required for SRC fuels to ensure sufficiently low moisture contents for small boilers.

The origin of chemical elements in SRC was analyzed by washing fuel samples according to the EU project "BioNorm 2". The procedure allowed for the separation of the pure biomass, i. e. the clean wood, from the whole sample, while the washing water was separated by filtering. Filter residues after washing consisted mainly of soil material, but also, in some cases, of small biomass particles and of residues of the sugar that was used for gravimetric particle separation. Thus, elemental composition of filter residues could not be assigned to soil material only. However, in many cases, element concentration in filter residues was higher compared to washed and unwashed wood chip samples (e. g. for Cd, Cr, Mg, Na, N, Ni, Pb, Si, Zn). In addition, ash content of filter residues was high, as well. Thus, contamination of wood chips with mineral soil should generally be avoided. Only for K and P no clear difference could be detected between washed and unwashed samples. For K and P, element concentration in fuel samples might depend on high concentrations in the wood rather than in the mineral soil. However, due to the overall low mass fractions of filter residues to the whole fuel sample, high shares of chemical elements in fuel samples are obviously determined by the biomass species itself. Moreover, some easy soluble chemical elements (e. g. K, P) might be lost during the washing process. These element concentrations lost with the washing water cannot be assigned to either woody biomass or the mineral soil.

K is the most prominent aerosol forming element in SRC chips followed by Na. Both elements derived from woody biomass rather than from mineral soil impurities in the fuel. Concentrations of K and Na in SRC chips were compared to concentrations of K and Na in soils at the respective field sites. Results indicate that high total element contents in soils lead to high contents of easily available element fractions for plants. However, within the investigated case studies this did not necessarily lead to high concentrations in

wood chips (including bark). Thus, differentiation of field sites might not be a suitable management practice to minimize aerosol forming elements in fuels. Other recommendations, e. g. to avoid contamination of samples with mineral soil during logging, or screening of the fuel might be more suitable. However, high Ca and Mg contents in soils lead to low K concentrations in fuels as Ca and Mg in soils might limit K uptake by plants.

Most ash forming elements were enriched in filter residues. Thus, contamination with mineral soils should lead to high ash contents in fuels. As a consequence, screening of wood chips leads to a decrease in ash content, as well. Thus, both screening and to avoid contamination with mineral soil can be recommended for achieving low ash contents.

Similar to ash and aerosol forming elements, fuel nitrogen could be reduced by separation of the fine fraction from the sample. No clear conclusion could be drawn whether this reduction was due to a reduction of biomass, e. g. of small bark particles or due to a reduction of mineral soil.

Both Cd and Zn were enriched in SRC chips compared to wood chips from forest residues or energy roundwood. This was more pronounced for willow than for poplar. Transfer factors of these elements indicate that Zn uptake in SRC is higher compared to other plants species. In contrast, Cd uptake is usually lower compared to most plants (results were not differentiated between woody and non-woody species). At similar soil contents of available elements, Zn uptake was higher compared to Cd, especially in poplar. Overall, Cd and Zn contents were highest in European willow, followed by white willow and poplar. Thus, to avoid high concentrations of Cd and Zn in fuels, cultivation of white willow or poplar (Max clones or hybrids) could be recommended instead of European willow.

The newly developed indices for soil contamination in wood chips cannot be applied for SRC chips unconditionally. Results with the Al/200 coefficient were promising. However, the Fe/Mn ratio often classified fuels wrongly. An adjustment of the index is recommended due to general low Mn concentrations in SRC. In contrast, filter residues were often classified as "biomass" with the Al/200 coefficient. Filter residues should consist of mineral soil. However, the C/N ratio of these samples indicates shares of woody particles within the filter residues. Moreover, residues of the sugar used for gravimetric separation of samples during washing could be detected with both the Al/200 coefficient and the C/N ratio in some samples.

Different harvesting methods of SRC influenced the Si content (i. e. the amount of mineral soil) in wood chips. Si was higher in samples harvested by full mechanization compared to step wise manual harvesting with chain saws. This also applies for Na contents in samples, however on a lower level. For K concentrations, no influence of the harvesting method could be detected as most of the K derives from woody biomass. Thus, especially for Si and Na careful harvesting with low contamination by mineral soil is recommended. This should also apply for other elements that were higher in the filter residues compared to woody biomass. As a consequence, fully mechanized harvesting

should be limited to periods with dry or frozen soils. During manual harvesting, contamination of fuels with soil should be avoided, as well, e. g. by careful crane operations during logging or chipping. This applies especially for natural pre-drying of unchipped wood piles at the field site. However, rainfall during drying of unchipped wood might also lead to an improvement of fuel quality by reducing soil contamination during washing of stems.

Rotation period of SRC crops had no or only small effects on element concentration in fuels. Moreover, the effect differed among elements, clones and field sites. Thus, economic considerations might be more relevant for selecting the length of a rotation period than element concentrations.

Combustions trials with SRC chips were performed using a 50 kW tilting grate boiler (HDG compact 50). Overall, emissions of CO, NO_x and total particulate matter (PM) were largely higher for willow and poplar chips compared to coniferous wood chips from forest residues or energy roundwood. Fuel processing by screening improved emission behavior, but the differences were not substantial. Thereby, emission thresholds for CO and TPM of the first ordinance of the German emission control act (1. BImSchV) could not be met without additional primary or secondary measures. CO emissions increased with fuel moisture content. NO_x and TPM increased with high fuel N or high concentrations of aerosol forming elements, respectively. Soot formation as a consequence of incomplete combustion due to overall low energy densities of SRC was also considered to lead to high emissions of CO and TPM. This might be improved by optimization of combustion settings or the use of SRC in reduced boiler load operation.

Two case studies using SRC chips for the 1.3 MW biomass heat plant at TFZ displayed the same combustion tendencies compared to the 50 kW boiler. Once again, NO_x and TPM were higher compared to combustion of forest residues due to higher concentrations of chemical elements in fuels. Moreover, CO increased with moisture content but was rather independent of fuel type. Thus, fuel quality management is recommended for the use of SRC in larger heat plants, as well.

Overall, fuel quality of SRC chips is more challenging for both small and medium sized furnaces compared to wood chips from forest wood. New developments of primary and secondary boiler techniques (e. g. boiler design with consequent pre-gasification, electrostatic precipitators, etc.) might further support low emission combustion of SRC. Drying of SRC chips and other fuel improvement steps can be recommended but should be done in respect to optimal moisture content level of the respective boiler. Moreover, SRC might be a more suitable fuel for large biomass plants. In these cases, emission thresholds of the MCP directive apply. Nevertheless, SRC should primarily be used in modern boilers that allow for low emissions due to suitable primary and secondary measures.

Abstract

Fuel quality and combustion behavior of wood chips from short rotation coppice (SRC) was measured in two Bavarian research projects. Samples derived from research field sites of the Bavarian State Institute for Forestry (LWF) and the Technology and Support Center in the Center of Excellence for Renewable Resources (TFZ), but also from local farmers and biomass producers. In addition, existing results from former research projects were added to the evaluation. In total, 82 samples could be analyzed.

Fuel quality was assessed according to international standards for solid biofuels and classified according to ISO 17225. Fuel quality of SRC was similar to wood chips from forest residues but displayed higher values for moisture content and for combustion critical chemical elements such as N, Cd, Zn or aerosol forming elements. The origin of chemical elements in SRC was analyzed by washing fuel samples according to the EU project "BioNorm 2". Moreover, fuel quality was related to element contents of the respective soils. Recommendations to improve fuel quality and to minimize critical chemical elements in SRC fuels could be drawn from the results such as avoiding contamination of samples with mineral soil during harvesting (e. g. for low K, Si) or the use of poplar species instead of European willow (e. g. for low Cd, Zn). Furthermore, drying or screening might improve fuel quality of SRC chips.

Combustions trials with SRC chips were performed using a 50 kW tilting grate boiler (HDG compact 50, n = 23) and the 1,3 MW biomass heating plant of TFZ (n = 2). Overall, emissions of CO, NO_x and TPM were higher for willow and poplar chips compared to conifer wood chips from forest residues or energy roundwood. CO emissions increased with fuel moisture content. NO_x and TPM increased with high fuel N or high concentrations of aerosol forming elements, respectively.

Overall, fuel quality of SRC chips is more challenging for both small and medium sized furnaces compared to wood chips from forest wood. Thereby, reasonable fuel quality management, but also new developments of primary and secondary boiler techniques (e. g. wood chip gasification boilers, electrostatic precipitators, etc.) might further support low emission combustion of SRC.

Quellenverzeichnis

- [1] ALLOWAY, B. J.; STEINNES, E. (1999): Anthropogenic addition of cadmium in soils. In: McLAUGHLIN, M. J.; SINGH, B. R. (Hrsg): Cadmium in Soils and Plants. Springer Netherlands, S. 97–123, ISBN 978-0-7923-5843-5
- [2] BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (BGR) (2005). Bodenkundliche Kartieranleitung. BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (BGR); STAATLICHE GEOLOGISCHE DIENSTE; ECKELMANN, W.; AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (HRSG.) 5., verb. u. erw. Aufl. Hannover: Schweizerbart Science Publisher, 438 Seiten, ISBN 978-3510959204
- [3] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMUB) (2010): Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen – 1. BImSchV). Bundesgesetzblatt, Teil I, Nr. 4, vom 01.02.2010, S. 38–56
- [4] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMUB) (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft). Gemeinsames Ministerialblatt, Nr. 25–29, S. 511–607
- [5] CAPRIEL, P. (2010): Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft. Freising-Weihenstephan: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), 41 Seiten, ISSN 1611-4159
- [6] DAUGBJERG-JENSEN, P.; BECH, K. S.; HARTMANN, H.; HINTERREITER, S.; LAZDINS, A.; BARDULE, A. (2010): Methods for determining impurities in solid particulate biofuels. In: WIRKNER, R.; WITT, J.; SEYFERT, U. (Hrsg): BioNorm II – Pre-normative research on solid biofuels for improved European standards, Specific Targeted Research or Innovation Project, Project contract no. 038644, 01.01.2007–31.12.2009, Final Report, 11. January 2010. Leipzig: German Biomass Research Centre (DBFZ), European Commission (EC), S. 27–36
- [7] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2004): DIN EN 304: Heizkessel – Prüfregeln für Heizkessel mit Ölzerstäubungsbrennern. Januar 2004. Berlin: Beuth-Verlag, 49 Seiten
- [8] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2011): DIN EN 14780. Feste Biobrennstoffe – Verfahren zur Probenherstellung. September 2011. Berlin: Beuth-Verlag, 28 Seiten
- [9] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2012): DIN EN 303-5: Heizkessel für feste Brennstoffe, hand- und automatisch beschickte Feuerungen, Nennwärmeleistungen bis 500 kW. Oktober 2012. Berlin: Beuth-Verlag, 30 Seiten
- [10] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2014): DIN EN ISO 17225-1. Biogene Festbrennstoffe – Brennstoffspezifikationen und -klassen – Teil 1: Allgemeine Anforderungen. September 2014. Berlin: Beuth-Verlag, 62 Seiten
- [11] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2014): DIN EN ISO 17225-4. Biogene Festbrennstoffe – Brennstoffspezifikationen und -klassen – Teil 4: Einteilung von Holzhackschnitzeln. September 2014. Berlin: Beuth-Verlag, 11 Seiten

- [12] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2015): DIN EN ISO 16948. Biogene Festbrennstoffe – Bestimmung des Gesamtgehaltes an Kohlenstoff, Wasserstoff und Stickstoff. September 2015. Berlin: Beuth-Verlag, 18 Seiten
- [13] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2015): DIN EN ISO 16968. Biogene Festbrennstoffe – Bestimmung von Spurenelementen. September 2015. Berlin: Beuth-Verlag, 16 Seiten
- [14] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2015): prEN ISO 18125 (Entwurf). Biogene Festbrennstoffe – Bestimmung des Heizwertes. Dezember 2015. Berlin: Beuth-Verlag, 126 Seiten
- [15] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2016): DIN EN ISO 16994. Biogene Festbrennstoffe – Bestimmung des Gesamtgehaltes an Schwefel und Chlor. Dezember 2016. Berlin: Beuth-Verlag, 20 Seiten
- [16] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2016): DIN EN ISO 17827-1. Biogene Festbrennstoffe – Bestimmung der Partikelgrößenverteilung für unkomprimierte Brennstoffe – Teil 1: Horizontales Rüttelsiebverfahren mit Sieben mit einer Lochgröße von 3,15 mm und darüber. Oktober 2016. Berlin: Beuth-Verlag, 14 Seiten
- [17] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2016): DIN EN ISO 17828. Biogene Festbrennstoffe – Bestimmung der Schüttdichte. Mai 2016. Berlin: Beuth-Verlag, 18 Seiten
- [18] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2016): DIN EN ISO 18122. Biogene Festbrennstoffe – Bestimmung des Aschegehaltes. März 2016. Berlin: Beuth-Verlag, 14 Seiten
- [19] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2016): DIN EN ISO 18134-2. Biogene Festbrennstoffe – Bestimmung des Wassergehaltes – Ofentrocknung – Teil 2: Gesamtgehalt an Wasser – Vereinfachtes Verfahren. September 2016. Berlin: Beuth-Verlag, 12 Seiten
- [20] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2016): DIN EN ISO 18134-3. Biogene Festbrennstoffe – Bestimmung des Wassergehaltes – Ofentrocknung – Teil 3: Wassergehalt in allgemeinen Analysenproben. Dezember 2015. Berlin: Beuth-Verlag, 9 Seiten
- [21] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2016): prEN ISO 19743. Biogene Festbrennstoffe – Bestimmung des Gehaltes an schweren Fremdstoffen mit einer Partikelgröße von mehr als 3,15 mm. April 2016. Berlin: Beuth-Verlag, 9 Seiten
- [22] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2016): DIN EN ISO 16967. Biogene Festbrennstoffe – Bestimmung von Hauptelementen – Al, Ca, Fe, Mg, P, K, Si, Na und Ti. Juli 2016. Berlin: Beuth-Verlag, 20 Seiten
- [23] DIETZ, E.; KUPTZ, D.; BLUM, U.; SCHULMEYER, F.; BORCHERT, H.; HARTMANN, H. (2016): Qualität von Holzhackschnitzeln in Bayern. Gehalte ausgewählter Elemente, Heizwert und Aschegehalt. Berichte aus dem TFZ, Nr. 46. Straubing, Freising-Weihenstephan: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), 141 Seiten, ISSN 1614-1008

- [24] DIETZ, E.; KUPTZ, D.; BLUM, U.; SCHULMEYER, F.; BORCHERT, H.; HARTMANN, H. (2016): New indexes for the contamination of wood chips with mineral soil. In: FAAIJ, A.; BAXTER, D.; GRASSI, A.; HELM, P. (Hrsg.): Setting the course for a biobased economy. Proceedings of the 24th European Biomass Conference. Amsterdam Exhibition and Conference Centre, The Netherlands, 6 – 9 June, 2016. Florenz: ETA-Florence Renewable Energies, WIP-Renewable Energies, S. 630–633
- [25] EUROPÄISCHE KOMMISSION (2015): Verordnung (EU) 2015/1189 der Kommission vom 28. April 2015 zur Durchführung der Richtlinie 2009/125/EG des Europäischen Parlaments und des Rates im Hinblick auf die Festlegung von Anforderungen an die umweltgerechte Gestaltung von Festbrennstoffkesseln. Amtsblatt der Europäischen Union, Jg. 58, Nr. L 193 vom 21. Juli 2015, S. 100–114
- [26] EUROPÄISCHES PARLAMENT; RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2015): Richtlinie (EU) 2015/2193 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. November 2015 zur Begrenzung der Emissionen bestimmter Schadstoffe aus mittelgroßen Feuerungsanlagen in die Luft. Amtsblatt der Europäischen Union, Jg. 58, Nr. L 313 vom 28.11.2015, S. 1–19
- [27] GEISEN, B.; GIVERS, F.; KUPTZ, D.; PEETZ, D.; SCHMIDT-BAUM, T.; SCHÖN, C.; SCHREIBER, K.; SCHULMEYER, F.; THUDIUM, T.; ZELINSKI, V.; ZENG, T. (2017): Handbuch zum Qualitätsmanagement von Holzhackschnitzeln. Hintergründe, Bereitstellung, Qualitätssicherung. 1. Aufl. Bonn, Gülzow-Prüzen: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR) und Bundesverband BioEnergie e. V. (BBE), 88 Seiten
- [28] GEUß, U.; HANGEN, E.; MARTIN, W. (2011): Hintergrundwerte von anorganischen und organischen Schadstoffen in Böden Bayerns – Vollzugshilfe für den vorsorgenden Bodenschutz mit Bodenausgangsgesteinskarte von Bayern 1:500.000. Vorsorgender Bodenschutz Umweltspezial. Augsburg: Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), 59 Seiten
- [29] GUTACHTERAUSSCHUSS FORSTLICHE ANALYTIK (2014): Handbuch forstliche Analytik (HFA) – Eine lose Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich. Göttingen: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, 678 Seiten
- [30] HOFMANN, N.; MENDEL, T.; SCHULMEYER, F.; KUPTZ, D.; BORCHERT, H.; HARTMANN, H. (2017): Drying effects and dry matter losses during seasonal storage of spruce wood chips under practical conditions. Biomass & Bioenergy, article in press, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.03.022>
- [31] KABATA-PENDIAS, A. (2011): Trace elements in soils and plants. 4. Aufl. Boca Raton: CRC-Press, 520 Seiten, ISBN 978-1-4200-9368-1
- [32] KALTSCHMITT, M.; HARTMANN, H.; HOFBAUER, H. (2016): Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken und Verfahren. 3. Aufl. Dordrecht, Heidelberg, London, New York: Springer-Verlag, 1867 Seiten, ISBN 978-3-662-47437-2
- [33] KÖLLING, C. (2005): Waldatlas Bayern – Karten, Tabellen und Texte zur forstlichen Wuchsgebietsgliederung. Freising-Weihenstephan: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), 137 Seiten (unveröffentlicht)

- [34] KUPTZ, D.; DIETZ, E.; BLUM, U.; SCHULMEYER, F.; BORCHERT, H.; HARTMANN, H. (2016): Fuel quality of wood chips – chemical elements and fuel indexes. In: FAAIJ, A.; BAXTER, D.; GRASSI, A.; HELM, P. (Hrsg.): Setting the course for a biobased economy. Proceedings of the 24th European Biomass Conference. Amsterdam Exhibition and Conference Centre, The Netherlands, 6 –9 June, 2016. Florenz: ETA-Florence Renewable Energies, WIP-Renewable Energies, S. 573–577
- [35] KUPTZ, D.; MACK, R.; RIST, E.; SCHÖN, C.; HARTMANN, H. (2016): Wirkung der Aufbereitungskette auf das Verbrennungsverhalten in Holzfeuerungen. In: NUSSBAUMER, T. (Hrsg.) (2016): 14. Holzenergie-Symposium: Verwendungsoptionen und neue Entwicklungen. Zürich: Verenum, S. 121–133, ISBN 3-908705-31-2
- [36] KUPTZ, D.; MENDEL, T.; MACK, R.; SCHÖN, C.; HARTMANN, H. (2017) Entwicklung eines Zertifizierungsprogramms für Holzhackschnitzel – Detaillierter Schlussbericht zu Teilvorhaben 2. Straubing: Technologie- und Förderzentrum (TFZ), 137 Seiten
- [37] KUPTZ, D.; SCHULMEYER, F.; HÜTTL, K.; DIETZ, E.; TUROWSKI, P.; ZORMAIER, F.; BORCHERT, H.; HARTMANN, H. (2015): Optimale Bereitstellungsverfahren für Holzhackschnitzel. Berichte aus dem TFZ, Nr. 40. Straubing, Freising-Weihenstephan: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), 316 Seiten, ISSN 1614-1008
- [38] LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NORDRHEIN-WESTFAHLEN (2015): Natrium. Merkblatt der Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen. Münster: Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, 2 Seiten
- [39] MARSCHNER, H. (1998): Mineral nutrition of higher plants. 2. Aufl. London: Academic Press, 889 Seiten, ISBN 0-12-473542-8
- [40] MENGEL, K. (1991): Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. 7. Aufl. Jena: Gustav-Fischer-Verlag, 466 Seiten, ISBN 3-334-00310-8
- [41] MÖLLER, A.; UTTERMANN, J.; HORNBERG, V.; AUSSENDORF, M. (2005): Leitfaden zum Umrechnungsprogramm. Methodenvergleich Gesamtgehalte Haupt- und Spurenelemente. Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden Personenkreis Labormethoden. Hannover: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), 20 Seiten
- [42] OBERNBERGER, I.; BRUNNER, T (2015): Advanced characterisation methods for solid biomass fuels. INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (IEA) (Hrsg.): Report of the IEA Bioenergy Task 32 project. Graz: University of Technology, 64 Seiten, ISBN 978-1-910154-14-4
- [43] SCHACHTSCHABEL, P.; BLUME, K.-P.; HARTGE K.-H.; SCHWERTMANN, U. (1982): Lehrbuch der Bodenkunde; Anorganisches Ausgangsmaterial. 13. Aufl., Stuttgart: Enke, 491 Seiten
- [44] SCHÖN, C.; KUPTZ, D.; MACK, R.; ZELINSKI, V.; LOEWEN, A.; HARTMANN, H. (2017): Influence of wood chip quality on emission behaviour in small-scale wood chip boilers. Biomass Conversion and Biorefinery, published online, DOI 10.1007/s13399-017-0249-7
- [45] SCHUBERT, A.; FALK, W.; STETTER, U. (2015): Waldböden in Bayern – Ergebnisse der BZE II. Forstlicher Forschungsbericht München 213. Freising-Weihenstephan: Zentrum Wald Forst Holz Weihenstephan, 143 Seiten, ISBN 3-933506-44-1

- [46] SOMMERSACHER, P.; BRUNNER, T.; OBERNBERGER, I. (2012): Fuel indexes: A novel method for the evaluation of relevant combustion properties of new biomass fuels. *Energy & Fuels*, Jg. 26, Nr. 1, S. 380–390
- [47] VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE E. V. (VDI) (2006): VDI 2066 Blatt 1: Messen von Partikeln – Staubmessung in strömenden Gasen – Gravimetrische Bestimmung der Staubbeladung. November 2006. Berlin: Beuth-Verlag, 111 Seiten
- [48] VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE E. V. (VDI) (2016): VDI 4207 Blatt 2: Messen von Emissionen an Kleinf Feuerungsanlagen – Messen an Anlagen für feste Brennstoffe. Juli 2016. Berlin: Beuth-Verlag, 86 Seiten
- [49] WALLACE, J. (2001): *Organic field Crop Handbook*. 2. Aufl. Ottawa: Canadian Organic Growers, 291 Seiten, ISBN 0-9695851-3-6
- [50] WEIS, W.; GÖTTLEIN, A. (2012): Nährstoffnachhaltige Biomassenutzung. LWF aktuell, Nr. 90, S. 44–47
- [51] WENDLAND, M.; DIEPOLDER, M.; CAPRIEL, P. (2012): Leitfaden für die Düngung von Acker und Grünland. Gelbes Heft. LFL-Information. 10., unveränd. Aufl. Freising-Weihenstephan: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), 97 Seiten

Anhang

Einzelwerte Brennstoffparameter

Tabelle 15: Aschegehalt (A) und die Gehalte an Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) und Schwefel (S) der bei 40 °C, 60 °C oder 40 °C/150 °C getrockneten Proben in m-% (wasserfreie Bezugsbasis, T = Trocknungstemperatur)

Probencode	Baumart	T (°C)	A	C	N	S
P-SC-Max3-f-05	Pappel	60	3,06	49,52	0,52	0,05
P-SC-Max3-f-10	Pappel	60	2,52	49,41	0,38	0,04
P-SC-Max4-f-05	Pappel	60	2,23	49,40	0,39	0,04
P-SC-Max4-f-10	Pappel	60	2,05	49,29	0,24	0,03
P-SC-MX-t-05	Pappel	60	1,98	49,62	0,26	0,03
P-SC-MX-t-10	Pappel	60	3,96	48,83	0,49	0,06
P-CO-H275-f-05	Pappel	60	1,31	49,21	0,21	0,03
P-CO-H275-f-10	Pappel	60	1,84	48,83	0,21	0,03
P-CO-Max3-f-05	Pappel	60	2,15	49,60	0,45	0,04
P-CO-Max3-f-10	Pappel	60	1,69	49,27	0,21	0,03
P-NH-MX-f-07	Pappel	40	2,56	49,13	0,29	0,04
		40/105	2,29	49,29	0,27	0,04
		60	2,18	49,02	0,27	0,04
P-NH-MX-t-07	Pappel	40	2,60	49,15	0,26	0,04
		40/105	2,48	49,58	0,20	0,04
		60	2,70	49,04	0,21	0,04
W-SC-W08-f-05	Weide	60	2,35	49,28	0,53	0,04
W-SC-W722-f-05	Weide	60	2,64	49,47	0,63	0,06
W-SC-WX-t-05	Weide	60	2,08	48,93	0,49	0,05
W-CO-W085-f-05	Weide	60	1,60	49,03	0,39	0,04
W-CO-W722-f-05	Weide	60	2,03	49,18	0,44	0,05
W-NH-Swei-f-06	Weide	40	2,08	48,51	0,49	0,06
		40/105	2,33	48,48	0,33	0,05
		60	2,07	48,15	0,45	0,06
W-NH-Swei-t-06	Weide	40	6,15	47,37	0,50	0,08
		40/105	5,44	47,54	0,44	0,07
		60	5,46	46,96	0,42	0,07

Tabelle 16: Gehalte an Aluminium (Al), Calcium (Ca), Eisen (Fe), Kalium (K) und Magnesium (Mg) der bei 40 °C, 60 °C oder 40 °C/150 °C getrockneten Proben in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, T = Trocknungstemperatur)

Probencode	Baumart	T	Al	Ca	Fe	K	Mg
P-SC-Max3-f-05	Pappel	60	40	7.896	39	3.835	913
P-SC-Max3-f-10	Pappel	60	29	6.470	30	3.042	876
P-SC-Max4-f-05	Pappel	60	20	5.062	31	3.715	529
P-SC-Max4-f-10	Pappel	60	27	4.953	27	3.226	480
P-SC-MX-t-05	Pappel	60	62	4.916	35	2.765	580
P-SC-MX-t-10	Pappel	60	180	9.628	89	4.322	918
P-CO-H275-f-05	Pappel	60	10	3.168	13	1.969	413
P-CO-H275-f-10	Pappel	60	20	5.146	18	2.372	472
P-CO-Max3-f-05	Pappel	60	20	5.255	22	3.090	664
P-CO-Max3-f-10	Pappel	60	11	3.920	13	3.162	466
P-NH-MX-f-07	Pappel	40	81	6.573	51	3.325	441
		40/105	66	6.426	44	3.361	443
		60	55	6.646	40	3.243	421
P-NH-MX-t-07	Pappel	40	93	7.232	61	2.929	436
		40/105	115	6.743	72	2.818	428
		60	103	7.359	61	2.890	423
W-SC-W08-f-05	Weide	60	26	5.415	25	3.149	676
W-SC-W722-f-05	Weide	60	35	6.392	30	3.538	761
W-SC-WX-t-05	Weide	60	51	4.899	31	2.993	634
W-CO-W085-f-05	Weide	60	16	4.100	25	1.916	467
W-CO-W722-f-05	Weide	60	22	4.815	26	2.759	570
W-NH-Swei-f-06	Weide	40	27	7.434	23	3.054	519
		40/105	21	7.089	18	2.476	489
		60	30	7.490	28	3.081	532
W-NH-Swei-t-06*	Weide	40	1.466	12.080	811	3.605	743
		40/105	1.286	9.808	712	3.185	648
		60	1.572	9.514	931	3.121	664

* Hohe Analysewerte bei Probe W-NH-Swei-t-06 deuten möglicherweise auf Kontamination mit Mineralboden hin.

Tabelle 17: Gehalte an Mangan (Mn), Natrium (Na), Phosphor (P) und Silizium (Si) der bei 40 °C, 60 °C oder 40 °C/150 °C getrockneten Proben in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, T = Trocknungstemperatur)

Probencode	Baumart	T	Mn	Na	P	Si
P-SC-Max3-f-05	Pappel	60	10	15	1.032	202
P-SC-Max3-f-10	Pappel	60	9	32	762	251
P-SC-Max4-f-05	Pappel	60	11	14	928	342
P-SC-Max4-f-10	Pappel	60	10	20	577	215
P-SC-MX-t-05	Pappel	60	9	36	678	195
P-SC-MX-t-10	Pappel	60	15	31	937	2.130
P-CO-H275-f-05	Pappel	60	8	5	461	139
P-CO-H275-f-10	Pappel	60	12	4	361	153
P-CO-Max3-f-05	Pappel	60	5	15	944	240
P-CO-Max3-f-10	Pappel	60	2	13	575	143
P-NH-MX-f-07	Pappel	40	12	34	803	501
		40/105	12	51	837	539
		60	11	33	776	417
P-NH-MX-t-07	Pappel	40	14	24	721	571
		40/105	11	26	718	826
		60	12	25	712	765
W-SC-W08-f-05	Weide	60	5	17	977	219
W-SC-W722-f-05	Weide	60	23	44	1.286	176
W-SC-WX-t-05	Weide	60	33	45	1.102	403
W-CO-W085-f-05	Weide	60	48	25	786	142
W-CO-W722-f-05	Weide	60	38	40	943	249
W-NH-Swei-f-06	Weide	40	5	26	971	402
		40/105	3	26	812	220
		60	5	29	961	267
W-NH-Swei-t-06*	Weide	40	55	149	955	7.629
		40/105	28	128	892	7.092
		60	31	165	878	7.607

* Hohe Analysewerte bei Probe W-NH-Swei-t-06 deuten möglicherweise auf Kontamination mit Mineralboden hin.

Tabelle 18: Gehalte an Arsen (Aa), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu) und Quecksilber (Hg) der bei 40 °C, 60 °C oder 40 °C/150 °C getrockneten Proben in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, T = Trocknungstemperatur)

Probencode	Baumart	T	As	Cd	Cr	Cu	Hg
P-SC-Max3-f-05	Pappel	60	0,02	0,22	0,21	3,56	0,00
P-SC-Max3-f-10	Pappel	60	0,01	0,15	0,32	2,90	0,01
P-SC-Max4-f-05	Pappel	60	0,01	0,10	0,32	2,83	0,00
P-SC-Max4-f-10	Pappel	60	0,02	0,17	0,18	2,13	0,00
P-SC-MX-t-05	Pappel	60	0,02	0,11	0,19	2,97	0,00
P-SC-MX-t-10	Pappel	60	0,04	0,21	0,40	3,54	0,00
P-CO-H275-f-05	Pappel	60	0,02	0,62	0,17	2,21	0,00
P-CO-H275-f-10	Pappel	60	0,02	0,67	0,20	1,54	0,00
P-CO-Max3-f-05	Pappel	60	0,02	0,80	0,15	4,10	0,00
P-CO-Max3-f-10	Pappel	60	0,01	0,57	0,15	2,11	0,00
P-NH-MX-f-07	Pappel	40	0,03	0,21	0,42	2,70	0,12
		40/105	0,03	0,19	0,51	2,58	0,00
		60	0,03	0,21	0,39	2,51	0,00
P-NH-MX-t-07	Pappel	40	0,03	0,17	0,35	2,41	0,00
		40/105	0,05	0,17	0,50	2,24	0,00
		60	0,04	0,18	0,41	2,24	0,00
W-SC-W08-f-05	Weide	60	0,02	0,80	0,12	4,13	0,00
W-SC-W722-f-05	Weide	60	0,02	0,87	0,21	5,82	0,00
W-SC-WX-t-05	Weide	60	0,02	0,51	0,26	4,66	0,00
W-CO-W085-f-05	Weide	60	0,01	1,68	0,13	4,39	0,00
W-CO-W722-f-05	Weide	60	0,02	1,03	0,13	4,21	0,00
W-NH-Swei-f-06	Weide	40	0,01	0,64	0,29	4,67	0,00
		40/105	0,01	0,56	0,18	3,48	0,00
		60	0,01	0,64	0,29	4,55	0,00
W-NH-Swei-t-06*	Weide	40	0,31	0,72	3,13	5,07	0,02
		40/105	0,28	0,63	2,32	4,32	0,01
		60	0,38	0,65	2,65	4,42	0,01

* Hohe Analysewerte bei Probe W-NH-Swei-t-06 deuten möglicherweise auf Kontamination mit Mineralboden hin.

Tabelle 19: Gehalte an Nickel (Ni), Blei (Pb), Vanadium (V) und Zink (Zn) der bei 40 °C, 60 °C oder 40 °C/150 °C getrockneten Proben in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, T = Trocknungstemperatur)

Probencode	Baumart	T	Ni	Pb	V	Zn
P-SC-Max3-f-05	Pappel	60	0,14	0,07	0,05	59,95
P-SC-Max3-f-10	Pappel	60	0,21	0,07	0,04	38,93
P-SC-Max4-f-05	Pappel	60	0,18	0,07	0,04	48,40
P-SC-Max4-f-10	Pappel	60	0,12	0,12	0,04	37,24
P-SC-MX-t-05	Pappel	60	0,14	0,09	0,06	31,34
P-SC-MX-t-10	Pappel	60	0,29	0,20	0,21	56,14
P-CO-H275-f-05	Pappel	60	0,36	0,11	0,01	31,59
P-CO-H275-f-10	Pappel	60	0,34	0,20	0,03	37,19
P-CO-Max3-f-05	Pappel	60	0,32	0,08	0,03	61,01
P-CO-Max3-f-10	Pappel	60	0,11	0,07	0,02	38,54
P-NH-MX-f-07	Pappel	40	0,27	0,20	0,13	42,04
		40/105	0,28	0,18	0,10	43,17
		60	0,22	0,17	0,09	42,87
P-NH-MX-t-07	Pappel	40	0,18	0,20	0,14	49,57
		40/105	0,20	0,24	0,18	46,20
		60	0,20	0,22	0,15	47,37
W-SC-W08-f-05	Weide	60	0,33	0,09	0,03	62,13
W-SC-W722-f-05	Weide	60	0,54	0,07	0,05	101,80
W-SC-WX-t-05	Weide	60	0,34	0,10	0,06	81,79
W-CO-W085-f-05	Weide	60	0,50	0,05	0,02	86,64
W-CO-W722-f-05	Weide	60	0,52	0,07	0,03	90,14
W-NH-Swei-f-06	Weide	40	0,48	0,07	0,04	44,50
		40/105	0,37	0,03	0,03	39,23
		60	0,49	0,06	0,05	44,37
W-NH-Swei-t-06*	Weide	40	1,48	1,11	2,08	62,99
		40/105	1,05	0,94	1,94	54,29
		60	1,24	1,22	2,49	53,62

* Hohe Analysewerte bei Probe W-NH-Swei-t-06 deuten möglicherweise auf Kontamination mit Mineralboden hin.

Tabelle 20: Gehalte an Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Natrium (Na), Phosphor (P) und Silicium (Si) der Proben für die Feuerungsversuche in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, luftgetrocknete Proben)

Probencode	Siebung	Ca	Mg	Na	P	Si
W-SC-WX-t-05	Nein	4.595	621	79	1.022	871
	Ja	4.338	594	60	1.006	232
W-NH-Swei-f-06	Nein	8.202	541	42	872	378
	Ja	6.736	492	34	819	317
W-NH-Swei-t-06	Nein	9.190	625	25	1.017	630
	Ja	7.841	538	17	917	178
P-SC-MX-t-05	Nein	5.809	640	61	672	406
	Ja	4.310	528	47	559	376
P-SC-MX-t-10	Nein	6.725	710	30	702	785
	Ja	5.124	616	26	582	485
P-NH-MX-f-07	Nein	6.388	445	47	792	467
	Ja	5.399	417	39	747	369
P-NH-MX-t-07	Nein	6.436	426	22	615	808
	Ja	4.887	366	15	683	387
Ref-Fi-1	–	761	189	101	–	157
Ref-Fi-2	–	646	141	83	–	80
Ref-Wrh	–	4.387	573	119	–	4.720

Tabelle 21: Gehalte an Arsen (As), Cadmium (Cd), Chrom (Cr) und Kupfer (Cu) der Proben für die Feuerungsversuche in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, luftgetrocknete Proben)

Probencode	Siebung	As	Cd	Cr	Cu
W-SC-WX-t-05	Nein	0,02	0,40	0,32	4,43
	Ja	0,01	0,41	0,23	4,05
W-NH-Swei-f-06	Nein	0,02	0,56	0,60	4,27
	Ja	0,01	0,48	0,56	3,83
W-NH-Swei-t-06	Nein	0,02	0,58	0,22	4,93
	Ja	0,01	0,49	0,11	4,28
P-SC-MX-t-05	Nein	0,02	0,12	0,23	3,06
	Ja	0,01	0,10	0,19	2,54
P-SC-MX-t-10	Nein	0,02	0,15	0,25	2,76
	Ja	0,01	0,13	0,18	2,39
P-NH-MX-f-07	Nein	0,03	0,14	0,30	2,64
	Ja	0,02	0,14	0,31	2,36
P-NH-MX-t-07	Nein	0,04	0,15	0,45	2,36
	Ja	0,02	0,12	0,25	2,05
Ref-Fi-1	–		0,11		
Ref-Fi-2	–		0,15		
Ref-Wrh	–		0,00		

Tabelle 22: Gehalte an Quecksilber (Hg), Nickel (Ni), Blei (Pb) und Zink (Zn) der Proben für die Feuerungsversuche in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, luftgetrocknete Proben)

Probencode	Siebung	Hg	Ni	Pb	Zn
W-SC-WX-t-05	Nein	0,00	0,38	0,09	77,39
	Ja	0,00	0,32	0,07	79,46
W-NH-Swei-f-06	Nein	0,00	0,44	0,09	45,79
	Ja	0,00	0,38	0,06	38,76
W-NH-Swei-t-06	Nein	0,00	0,42	0,10	51,51
	Ja	0,00	0,33	0,05	45,78
P-SC-MX-t-05	Nein	0,01	0,18	0,09	39,00
	Ja	0,00	0,15	0,07	31,22
P-SC-MX-t-10	Nein	0,00	0,19	0,12	43,87
	Ja	0,00	0,16	0,07	35,95
P-NH-MX-f-07	Nein	0,00	0,18	0,23	44,26
	Ja	0,00	0,18	0,23	39,61
P-NH-MX-t-07	Nein	0,00	0,20	0,25	41,41
	Ja	0,00	0,13	0,20	35,71
Ref-Fi-1	–	–	–	0,54	23,00
Ref-Fi-2	–	–	–	0,94	13,88
Ref-Wrh	–	–	–	0,00	60,67

Bodenprofile

Schwarzenau

Profil Parzelle 24 Klon Max 3

Horizonte	Tiefe in cm	Beschreibung
ApAh	10-20	
Sw	30-40	
II Sd 1	50-70	sehr dicht gelagert, kaum grabbar schwach durchwurzelt
III Sd 2	80-90	dicht gelagert, freies Carbonat einzelne Feinwurzeln
IV Cv	100-150	Muschelkalk, graublau bankig gelagert, stark verwittert freies Carbonat

Profil Parzelle 27 Klon Max 4






Horizonte	Tiefe in cm	Beschreibung
ApAh	10-20	
Bv 1	40-50	
Bv 2	60-70	
II SwCv	80-110	markanter Schichtwechsel stark verfestigt, kaum grabbar sehr stark skeletthaltig, stark angewitterte Steine
III SdCv	120-150	markanter Schichtwechsel tonig-schluffig, stark marmoriert, freies Carbonat einzelne Grobwurzeln, zahlreiche Feinwurzeln entlang der Gefügebahnen

Coburg

Profil Parzelle 10, Klon Max 3

Horizonte	Tiefe in cm	Beschreibung
Ah	10-20	stark mit Grob- und Feinwurzeln durchsetzt
BvSw	30-40	zahlreiche Grob- und Feinwurzeln
Sw1	50-60	einzelne Grobwurzeln
Sw1	70-80	
Sw1	90-100	schwach durchwurzelt, einzelne Steine
II Sd	110-120	kiesiges Skelett, freies Carbonat

Legende:

	humoser Oberboden
	verbraunter Horizont
	stauwasserleitender Horizont
	wasserstauender Horizont
	carbonathaltiger Horizont

Neuhof

typisches Profil Parzelle 1, Klon Max 3

Horizonte	Tiefe in cm	Beschreibung
Ah rAp	10-20	
Bv rAp	30-40	
II SwBv1	50-60	schwach staunass
II SwBv2	70-90	schwach staunass
III SwSd	100-150	dicht gelagert schwach wasserstauend

typisches Profil Parzelle 2, Klon Max 3

Horizonte	Tiefe in cm	Beschreibung
Ah rAp	10-20	
Bv rAp	30-40	
II BvCv	50-70	
II SwBv	80-90	teils carbonatisch schwach staunass
III Sd-Cv	100-150	dicht gelagert carbonatisch schwach wasserstauend

Abbildung 107: Bodenprofile der Standorte Schwarzenau, Coburg, und Neuhof

Elementgehalte und pH-Wert-Bodenproben

Tabelle 23: Mittlere Gehalte an Al, As, Pb, Cd, Cr und Fe (in mg/kg) der Bodenproben je Fläche (NH₄NO₃-Extrakt)

Standort	Parzelle	Al	As	Pb	Cd	Cr	Fe
Schwarzenau	24	0,072	0,0011	0,0004	0,0003	0,002	0,037
	27	0,104	0,0027	0,0010	0,0007	0,001	0,048
	24–27	0,083	0,0016	0,0006	0,0004	0,002	0,041
	27–24	0,094	0,0022	0,0008	0,0005	0,001	0,045
Coburg	10	1,052	0,0029	0,0141	0,0037	0,002	0,070
Neuhof	1	6,157	0,0464	0,7918	0,0006	0,010	0,167
	2	0,004	0,0012	0,0003	0,0003	0,002	0,174
Wöllershof	46	22,121	0,0379	0,0200	0,0051	0,003	0,100
	66	23,777	0,0094	0,0222	0,0046	0,003	0,160

Tabelle 24: Mittlere Gehalte an Cu, Mn, Ni, Hg, V und Zn (in mg/kg) der Bodenproben je Fläche (NH₄NO₃-Extrakt)

Standort	Parzelle	Cu	Mn	Ni	Hg	V	Zn
Schwarzenau	24	0,014	0,972	0,006	0,000	0,001	0,013
	27	0,015	0,975	0,008	0,000	0,005	0,036
	24–27	0,014	0,973	0,007	0,000	0,002	0,021
	27–24	0,015	0,974	0,007	0,000	0,004	0,028
Coburg	10	0,007	2,722	0,205	0,000	0,001	0,149
Neuhof	1	0,075	5,420	0,207	0,000	0,001	0,083
	2	0,007	0,576	0,016	0,000	0,001	0,024
Wöllershof	46	0,011	3,828	0,027	0,000	0,002	0,058
	66	0,009	3,536	0,026	0,000	0,001	0,048

Tabelle 25: Mittlere Gehalte an Al, Ca, Fe, K und Mg (in mg/kg) der Bodenproben je Fläche (Königswasserauszug)

Standort	Parzelle	Al	Ca	Fe	K	Mg
Schwarzenau	24	26.318	42.196	30.286	7.917	14.472
	27	16.920	11.699	31.062	5.304	4.843
	24–27	23.185	32.030	30.545	7.046	11.262
	27–24	20.052	21.865	30.803	6.175	8.052
Coburg	10	49.079	13.795	39.547	8.652	10.588
Neuhof	1	33.588	3.429	37.243	2.920	2.651
	2	33.870	97.589	30.746	4.854	4.097
Wöllershof	46	26.604	1.988	25.604	2.786	7.562
	66	23.353	2.524	22.260	2.605	4.104

Tabelle 26: Mittlere Gehalte an Mn, Na, P, S und Zn (in mg/kg) der Bodenproben je Fläche (Königswasserauszug)

Standort	Parzelle	Mn	Na	P	S	Zn
Schwarzenau	24	1.507	250	712	136	34
	27	1.674	168	683	68	44
	24–27	1.563	223	702	113	38
	27–24	1.618	195	693	91	41
Coburg	10	761	332	490	248	62
Neuhof	1	549	131	438	146	54
	2	721	147	590	158	92
Wöllershof	46	489	259	554	81	45
	66	467	295	740	71	43

Tabelle 27: Mittlere Gehalte an P (Phosphor Citronensäureextrakt) sowie an Cd und Zn (HF-Aufschluss, berechnet nach Uttermann) der Bodenproben je Fläche (in mg/kg)

Standort	Parzelle	P	Cd	Zn
Schwarzenau	24	68	0,104	41
	27	147	0,280	52
	24–27	94	0,162	45
	27–24	121	0,221	48
Coburg	10	51	0,135	72
Neuhof	1	94	0,102	61
	2	48	0,991	106
Wöllershof	46	156	–	–
	66	227	–	–

Tabelle 28: Mittlere Gehalte an Ca, K, Mg und Na (in mg/kg) der Bodenproben je Fläche (Austauschkapazität Ake/Akpot)

Standort	Parzelle	Ca	K	Mg	Na
Schwarzenau	24	1.950	222	598	30
	27	1.232	226	296	19
	24–27	1.711	224	497	26
	27–24	1.471	225	396	22
Coburg	10	4.431	339	1.064	132
Neuhof	1	1.780	191	84	9
	2	4.407	203	117	20
Wöllershof	46	828	104	107	12
	66	1.040	118	103	11

Tabelle 29: $pH(H_2O)$ -Wert der Bodenprofile vom Standort Wöllershof 1

Bodenprofil Nr.	2	3
Horizont 1	6,34	6,57
Horizont 2	6,01	6,20
Horizont 3	5,91	6,44
Horizont 4	5,85	–
Horizont 5	5,78	–

Tabelle 30: $pH(H_2O)$ -Wert der Bodenprofile vom Standort Wöllershof 2

Bodenprofil Nr.	1	2	8	9	14	16
Horizont 1	6,90	7,21	6,07	5,94	6,43	6,17
Horizont 2	7,80	7,12	5,92	6,06	6,67	5,56
Horizont 3	8,04	7,27	5,43	5,38	6,56	5,61
Horizont 4	8,39	7,14	5,52	5,78		
Horizont 5	8,59	8,17				

Tabelle 31: $pH(H_2O)$ -Wert der Bodenprofile vom Standort Wöllershof 3

Bodenprofil Nr.	4	5	10	12
Horizont 1	6,86	6,72	6,42	6,65
Horizont 2	6,83	6,86	6,44	6,71
Horizont 3	6,70	6,63	6,64	6,66
Horizont 4	6,17	–	5,88	
Horizont 5	–	–		

Tabelle 32: $pH(H_2O)$ -Wert der Bodenprofile vom Standort Schwarzenau

Bodenprofil Nr.	1 (Parzelle 24)	2 (Parzelle 27)
Horizont 1	6,41	5,89
Horizont 2	6,54	6,03
Horizont 3	6,29	5,95
Horizont 4	7,20	5,86
Horizont 5	8,28	6,14

Tabelle 33: $pH(H_2O)$ -Wert der Bodenprofile vom Standort Coburg

Bodenprofil Nr.	1
Horizont 1	6,36
Horizont 2	6,17
Horizont 3	5,95
Horizont 4	5,86
Horizont 5	5,82

Tabelle 34: $pH(H_2O)$ -Wert der Bodenprofile vom Standort Neuhof 1

Bodenprofil Nr.	1	2	3
Horizont 1	6,92	7,11	7,13
Horizont 2	7,24	7,38	7,15
Horizont 3	7,34	7,42	7,38
Horizont 4	7,05	5,18	6,19
Horizont 5	5,18	5,18	5,2

Tabelle 35: $pH(H_2O)$ -Wert der Bodenprofile vom Standort Neuhof 2

Bodenprofil Nr.	4	5	6	7	8
Horizont 1	6,89	7,32	7,51	7,81	7,74
Horizont 2	7,17	7,33	7,69	8,04	7,91
Horizont 3	8,23	8,22	8,28	8,06	8,13
Horizont 4	8,39	8,23	8,22	8,27	8,23
Horizont 5	8,26	8,46	8,36	8,5	8,34

Auswertungen der Bodengehalte am Standort Wöllershof

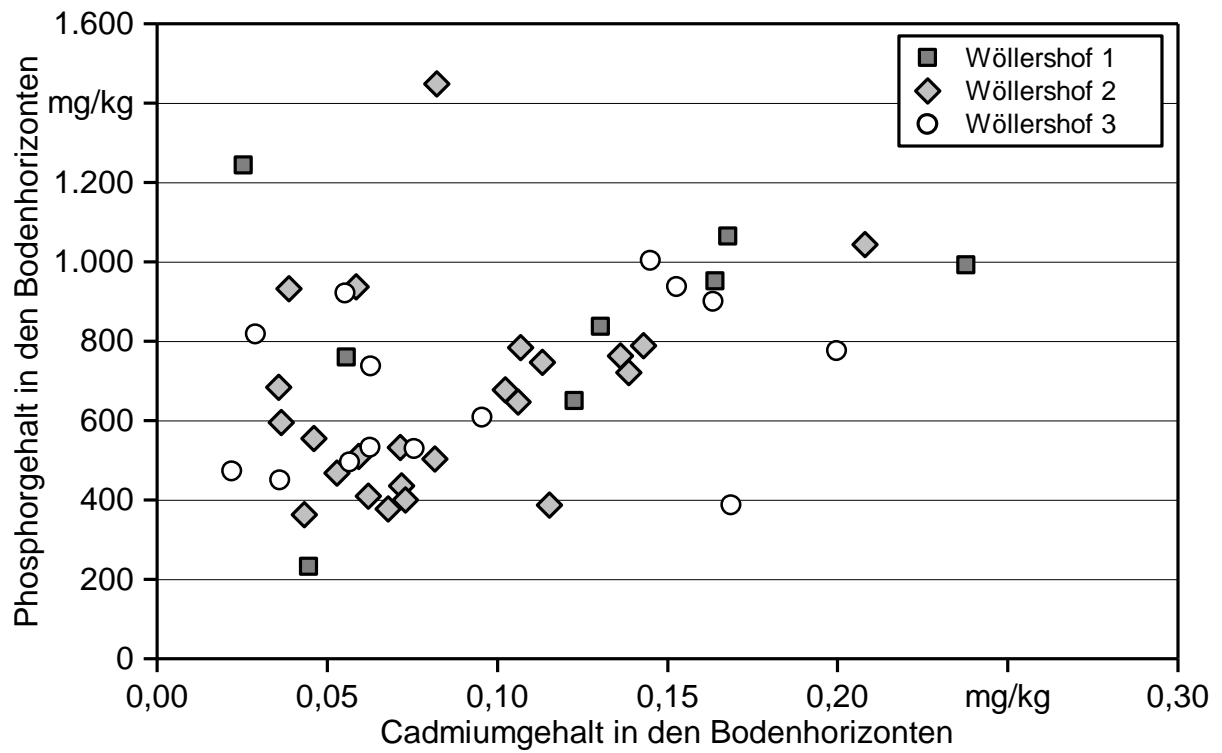


Abbildung 108: Phosphor- zu Cadmiumgehalten in den Bodenhorizonten (Königswasserauszug) am Standort Wöllershof

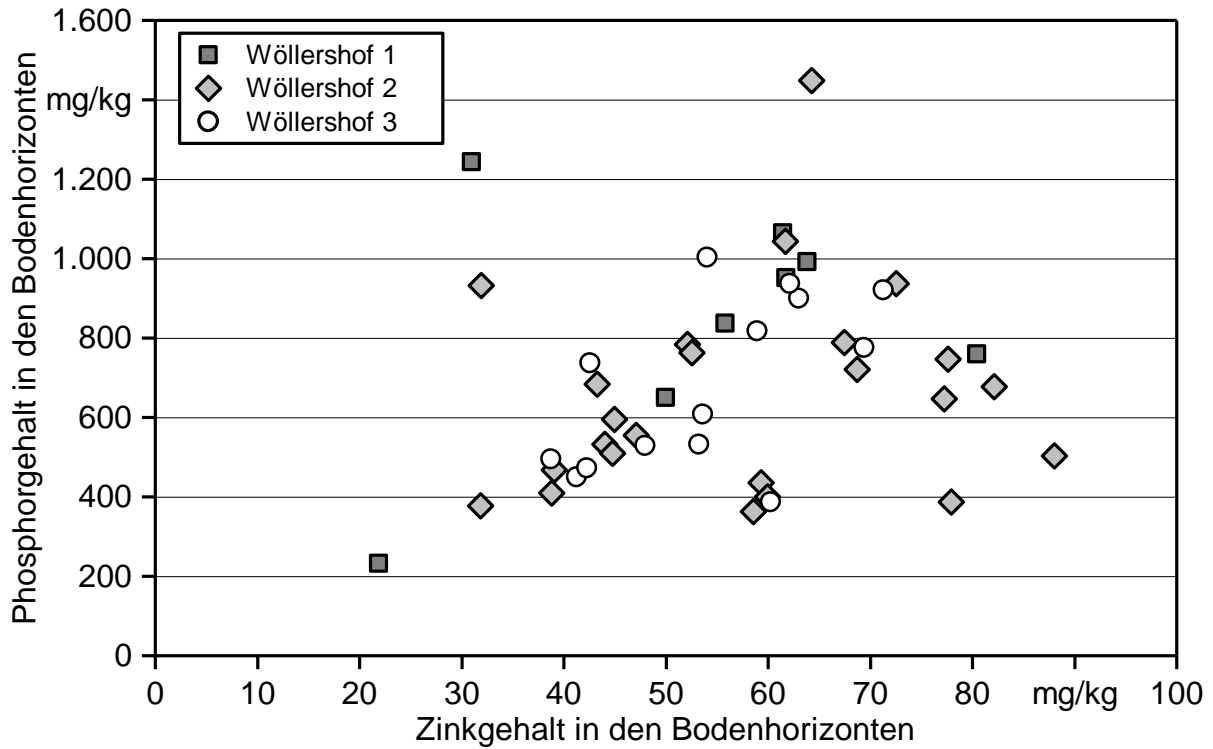


Abbildung 109: Phosphor- zu Zinkgehalten in den Bodenhorizonten (Königswasserauszug) am Standort Wöllershof

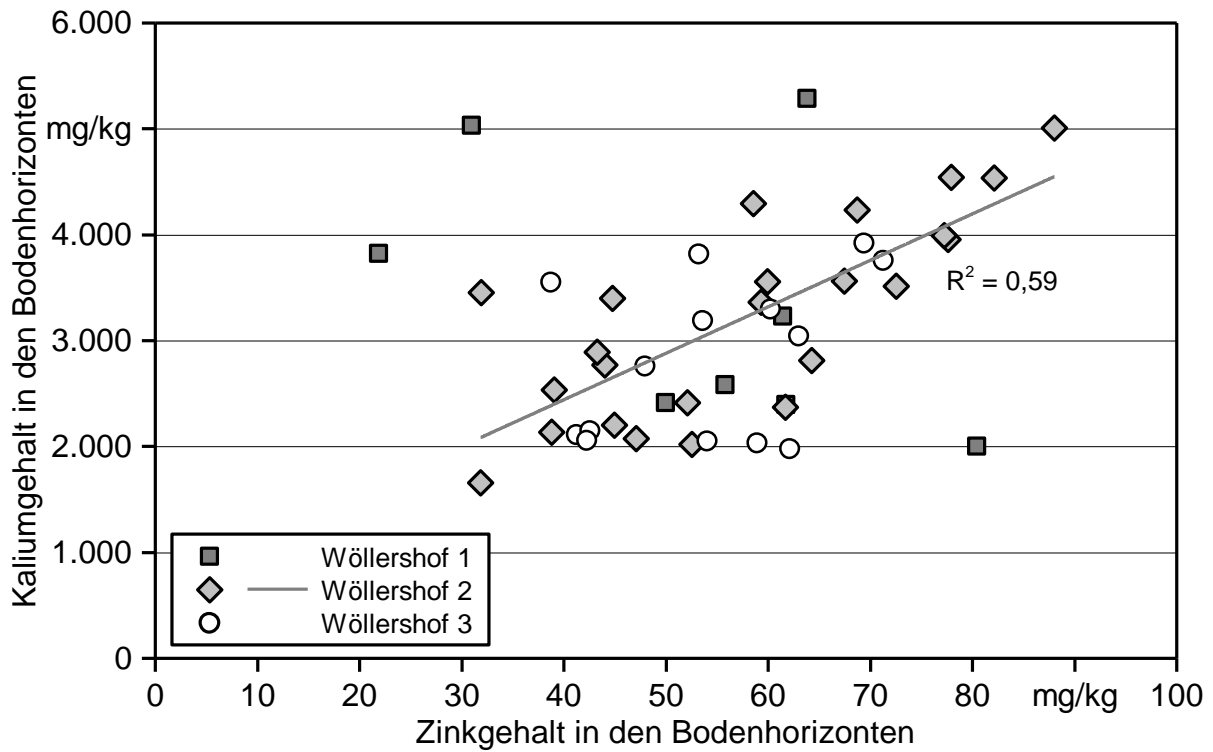


Abbildung 110: Kalium- zu Zinkgehalten in den Bodenhorizonten (Königswasserauszug) am Standort Wöllershof

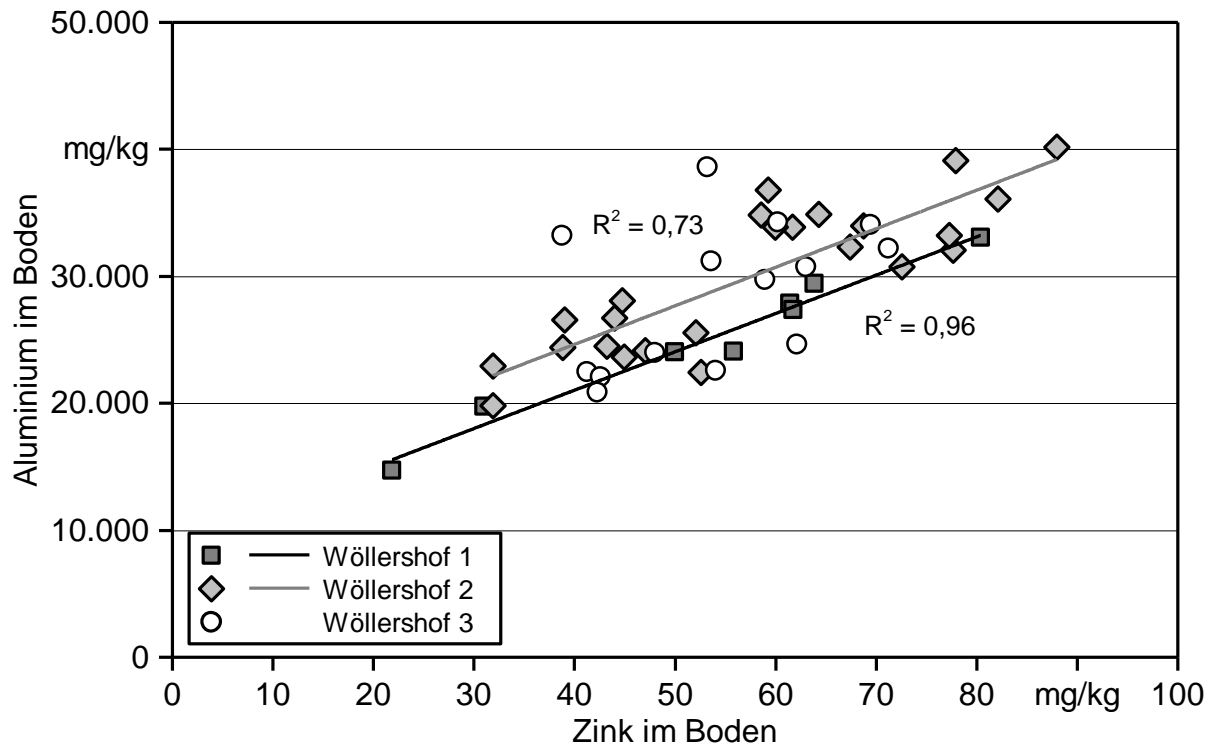


Abbildung 111: Aluminium- zu Zinkgehalten im Boden (Königswasserauszug) am Standort Wöllershof

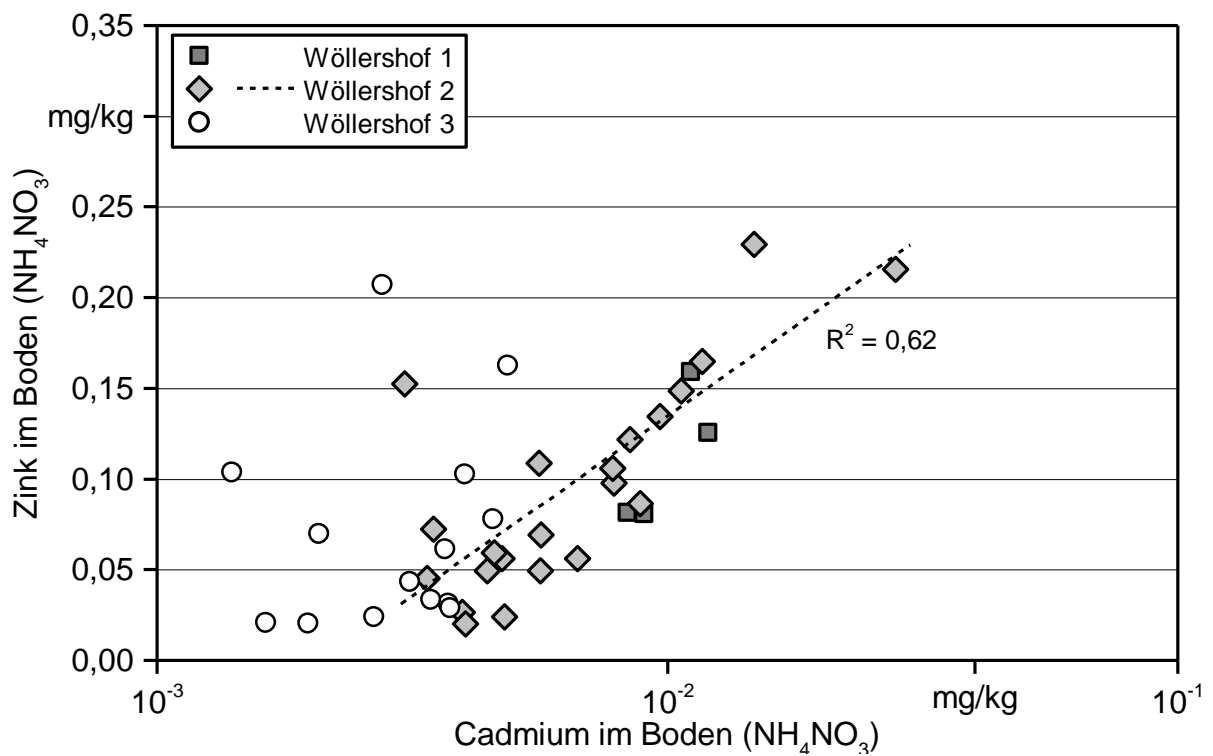


Abbildung 112: Zinkgehalten im Boden in Abhängigkeit des Cadmiumgehalts im Boden (jeweils NH_4NO_3 -Extrakt) für den Standort Wöllershof

Berichte aus dem TFZ

Bisher erschienene Ausgaben der Schriftenreihe des Technologie- und Förderzentrums:

1	Qualitätssicherung bei der dezentralen Pflanzenölerzeugung für den Nicht-Nahrungsbereich Projektphase 1: Erhebung der Ölqualität und Umfrage in der Praxis
2	Erprobung der Brennwerttechnik bei häuslichen Holzhackschnitzelheizungen mit Sekundärwärmetauscher
3	Daten und Fakten zur dezentralen Ölgewinnung in Deutschland
4	Untersuchungen zum Feinstaubausstoß von Holzzentralheizungsanlagen kleiner Leistung
5	Qualität von kaltgepresstem Rapsöl als Speiseöl und Festlegung eines Qualitätsstandards
6	Entwicklung einer Prüfmethode zur Bestimmung der Cetanzahl von Rapsölkraftstoff
7	Untersuchung der Wechselwirkungen zwischen Rapsöl als Kraftstoff und dem Motorenöl in pflanzenöлтаuglichen Motoren
8	Wärmegewinnung aus Biomasse – Begleitmaterialien zur Informationsveranstaltung
9	Maize as Energy Crop for Combustion – Agricultural Optimisation of Fuel Supply
10	Staubemissionen aus Holzfeuerungen – Einflussfaktoren und Bestimmungsmethoden
11	Rationelle Scheitholzbereitstellungsverfahren
12	Qualitätssicherung bei der dezentralen Pflanzenölerzeugung für den Nicht-Nahrungsbereich Technologische Untersuchungen und Erarbeitung von Qualitätssicherungsmaßnahmen
13	Getreidekörner als Brennstoff für Kleinfeuerungen – Technische Möglichkeiten und Umwelteffekte
14	Mutagenität der Partikelemissionen eines mit Rapsöl- und Dieselmotoren betriebenen Traktors

15	Befragung von Betreibern dezentraler Ölsaatenverarbeitungsanlagen
16	Schnellbestimmung des Wassergehaltes im Holzsplit
17	Untersuchungen zum Einsatz rapsölbetriebener Traktoren beim Lehr-, Versuchs- und Fachzentrum für Ökologischen Landbau und Tierhaltung Kringell
18	Miscanthus als nachwachsender Rohstoff – Ergebnisse aus bayerischen Forschungsarbeiten
19	Miscanthus: Anbau und Nutzung – Informationen für die Praxis
20	Prüfung der Eignung von Verfahren zur Reduktion ablagerungs- und aschebildender Elemente in Rapsölkraftstoff bei der dezentralen Erzeugung
21	Kleine Biomassefeuerungen – Marktbeobachtungen, Betriebsdaten, Kosten und Wirtschaftlichkeit
22	Partikelemissionen aus Kleinfeuerungen für Holz und Ansätze für Minderungsmaßnahmen
23	Bewertung kostengünstiger Staubabscheider für Einzelfeuerstätten und Zentralheizungskessel
24	Charakterisierung von Holzbriketts
25	Additivierung von Rapsölkraftstoff – Auswahl der Additive und Überprüfung der Wirksamkeit
26	Status quo der dezentralen Ölgewinnung – bundesweite Befragung
27	Entwicklung einer Siloabdeckung aus nachwachsenden Rohstoffen
28	Sorghumhirse als nachwachsender Rohstoff – Sortenscreening und Anbauszenarien
29	Sorghum als Energiepflanze – Optimierung der Produktionstechnik
30	Ethanol aus Zuckerhirse – Gesamtkonzept zur nachhaltigen Nutzung von Zuckerhirse als Rohstoff für die Ethanolherstellung
31	Langzeiterfahrungen zum Einsatz von Rapsölkraftstoff in Traktoren der Abgasstufen I und II
32	Pflanzenöltaugliche Traktoren der Abgasstufe IIIA – Prüfstandsuntersuchungen und Feldeinsatz auf Betrieben der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft

33	Betriebs- und Emissionsverhalten eines pflanzenöлтаuglichen Traktors mit Rapsöl, Sojaöl und Sonnenblumenöl
34	Dezentrale Ölsaatenverarbeitung 2012/2013 – eine bundesweite Befragung
35	Additivierung von Rapsölkraftstoff – Projektphase 2: Langzeit- und Prüfstandsuntersuchungen
36	Nutzer- und Brennstoffeinflüsse auf Feinstaubemissionen aus Kleinfeuerungsanlagen
37	Screening und Selektion von Amarantsorten und -linien als spurenelementreiches Biogassubstrat
38	Untersuchung der Praxistauglichkeit eines Elektrofilters für Kleinfeuerungsanlagen
39	Eignung von Buchweizen und Quinoa als späte Zweitfrüchte für die Biogasnutzung
40	Optimale Bereitstellungsverfahren für Holzhackschnitzel
41	Qualitätssicherung bei der dezentralen Herstellung von Rapsölkraftstoff nach DIN 51605
42	Weiterentwicklung einer Siloabdeckung auf Basis nachwachsender Rohstoffe
43	Brennstoffqualität von Holzpellets
44	Herstellung und Demonstration der Praxistauglichkeit von Traktoren mit Motoren der Abgasstufe IV im Betrieb mit Pflanzenöl
45	ExpResBio – Methoden
46	Qualität von Holzhackschnitzeln in Bayern
47	Pflanzenöлтаugliche Traktoren der Abgasstufen I bis IIIB
48	Sorghum als Biogassubstrat – Präzisierung der Anbauempfehlungen für bayेरische Anbaubedingungen
49	Zünd- und Verbrennungsverhalten alternativer Kraftstoffe
50	Rapsölkraftstoffproduktion in Bayern – Analyse und Bewertung ökologischer und ökonomischer Wirkungen nach der ExpResBio-Methode
51	Emissions- und Betriebsverhalten eines Biomethantraktors mit Zündstrahlmotor

52	Schnellbestimmung des Wassergehalts von Holzhackschnitzeln
53	Bioenergieträger mit Blühaspekt: Leguminosen-Getreide-Gemenge
54	Dauerkulturen – Aufzeigen der bayernweiten Anbaueignung
55	Lagerung von Holzhackschnitzeln



ISSN 1614-1008