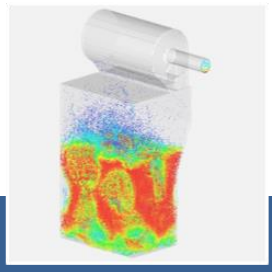


Projektabschlussbericht

BioWasteStirling – Verstromung von biogenen Reststoffen in einem wirbelschichtgefeuerten Stirlingmotor

Förderkennzeichen 03KB122A, 03KB122B und 03KB122C

Laufzeit 09/2017-12/2020 bzw. 03/2021

Tanja Schneider, Dominik Müller, Jürgen Karl
Lehrstuhl für Energieverfahrenstechnik, FAU Erlangen-Nürnberg

Alexander Göhl, Thomas Ködel, Marco Krasser
SWW Wunsiedel

Paul Roßmann, Hans Hartmann
Technologie- und Förderzentrum Straubing

Gefördert durch:

Bundesministerium
für Wirtschaft
und Energie

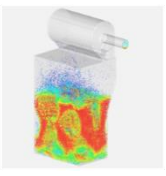
aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Projektträger Jülich
Forschungszentrum Jülich

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für *Wirtschaft und Energie* unter den Förderkennzeichen 03KB122A, 03KB122B und 03KB122C gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Energieverfahrenstechnische Schriften
Lehrstuhl für Energieverfahrenstechnik der
Friedrich-Alexander-Universität Erlangen Nürnberg

Juli 2021



© Copyright Lehrstuhl für Energieverfahrenstechnik
Friedrich-Alexander-Universität Erlangen/Nürnberg,
Fürther Straße 244f, 90429 Nürnberg

www.evt.tf.fau.de

INHALT

A Abbildungsverzeichnis 7

B Tabellenverzeichnis 12

1. Hintergrund 14

2. Kurzdarstellung 15

2.1 Aufgabenstellung und Zielsetzung 15

2.2 Planung und Ablauf des Vorhabens 16

2.3 Wissenschaftlicher und technischer Stand zu Projektbeginn 17

2.4 Voraussetzungen, unter denen das Projekt durchgeführt wurde 20

2.5 Zusammenarbeit mit anderen Stellen 23

3. Eingehende Darstellung - Verwendung der Zuwendung und erzielte Ergebnisse 25

3.1 Aufbau und Inbetriebnahme einer 5 kW_{el}-KWK-Anlage für einen Feldtest 25

3.1.1 Auslegung und Aufbau der Feldtestanlage 25

3.1.2 Inbetriebnahme, Leistung- und Emissionsmessungen in Laborumgebung 30

3.2 Feldtest in einem Heizkraftwerk mit verschiedenen Brennstoffen 38

3.2.1 Vorbereitung und Installation des Containers am Feldteststandort 38

3.2.2 Inbetriebnahme der Feldtestanlage in Containerumgebung 39

3.2.3 Dauertests mit holzartigen Brennstoffen 40

3.2.4 Dauertests mit biogenen Reststoffen 51

3.3 Untersuchung der Partikelabscheidung von Horizontalzyklonen 59

3.3.1 Simulationsbasierte Untersuchung des Abtrennverhaltens von Horizontalkzyklonen 59

3.3.2 Experimentelle Untersuchung der Feinstaubemissionen 66

3.4 Lebensdauernachweis des In-Bett-Wärmeübertragers 89

3.4.1 Auswahl der Werkstoffe und Umrüstung des Erosionsprüfstandes 89

3.4.2 Langzeit-Erosionstest und Auswertung der Erosionsmechanismen 90

3.5 Wirtschaftlichkeitsbetrachtung und Evaluierung des Marktpotentials 94

3.5.1 Last- und einsatzabhängige Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen 94

3.5.2 Bewertung des Nutzungs- und Marktpotentials und genehmigungsrechtliche Betrachtungen verschiedener Brennstoffe 99

3.5.3 Ökologische und ökonomische Bewertung im Zuge einer effizienten und nachhaltigen Bioenergiebereitstellung 103

3.6 Zusammenfassung und Ausblick 106

C Anhang 107
C.1 Zahlenmäßiger Nachweis 107
C.2 Veröffentlichungen Lehrstuhl für Energieverfahrenstechnik 107
C.2.1 Artikel in wissenschaftlichen Fachzeitschriften 107
C.2.2 Konferenzbeiträge 107
C.2.3 Artikel in Konferenzbänden 108
C.2.4 Bachelor- und Masterarbeiten 108
C.3 Veröffentlichungen Technologie- und Förderzentrum Straubing 108
C.4 Weitere projektpartnerübergreifende Veröffentlichungen 109
C.4.1 Artikel in weiteren thematischen Fachzeitschriften 109
C.5 Literaturverweise 110

A ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Energieflussdiagramme für die KWK mit Stirlingmotoren auf Basis herkömmlicher und der im Rahmen dieses Projekts vorgeschlagenen, gekühlten Feuerungen. 15

Abbildung 2 Exemplarische Simulation der Partikelströmung im designten Reaktorkonzept mit der Software Barracuda VR 26

Abbildung 3 Erhitzerkopf des Stirlingmotors im Reaktor (links) und montiert an der Aufstellungsplatte (rechts) 26

Abbildung 4 Aufbau der Pilotanlage (ohne Isolierung und Instrumentierung dargestellt) 27

Abbildung 5 R&I-Fließbild des Anlagenaufbaus am Feldteststandort 28

Abbildung 6 Benutzeroberfläche der programmierten B&R Steuerung der Pilotanlage 29

Abbildung 7 Aufbau der Laborumgebung am EVT mit Einzelkomponenten 29

Abbildung 8 Leistungen und Betttemperatur bei der Inbetriebnahme der Pilotanlage am EVT 31

Abbildung 9 Elektrische Leistung in Abhängigkeit der Wirbelschichttemperatur und Fluidisierung (links) sowie der Wirbelschicht- und Kühlwassertemperatur (rechts) 31

Abbildung 10 Quantifizierung der Leistungsänderung durch die Einflussfaktoren 32

Abbildung 11 CO-Emissionen in Abhängigkeit von der Luftzahl λ und der Feuerungswärmeleistung (links) bzw. Wirbelschichttemperatur (rechts) für Holzpellets 33

Abbildung 12 Feinstaub- und CO-Emissionen in Abhängigkeit der Feuerungswärmeleistung 34

Abbildung 13 Temperatur- und Leistungsverlauf während des 72 h-Dauerlaufversuchs 36

Abbildung 14 Elektrischer Wirkungsgrad η_{el} und Brennstoffausnutzungsgrad η_{ges} in Abhängigkeit von der Feuerungswärmeleistung 37

Abbildung 15 Aufstellungsplan des Containers für die Feldtestversuche 38

Abbildung 16 Ausgebauter Container mit Betriebsraum (links), Leitwarte (rechts unten) und Außenansicht (rechts oben) am Feldteststandort 39

Abbildung 17 CO-Emissionen (13 % Bezugssauerstoff) in Abhängigkeit von der Wirbelschichttemperatur und dem Luftüberschuss (links) sowie der Zyklonaustrittstemperatur und dem Primärluftvolumenstrom (rechts) für Holzpellets (Langzeitversuch 2) 42

Abbildung 18 CO-Emissionen (13 % Bezugssauerstoff) in Abhängigkeit von der Betriebsstundenzahl für Holzpellets (Langzeitversuch 1) 43

Abbildung 19 REM-Aufnahmen von frischem (links) und gebrauchtem Quarzsand nach 90 h, 160 h und 370 h Betriebszeit mit Holzpellets - Querschnittsschliffe (oben und unten rechts und Mitte rechts) und Oberfläche (unten links und Mitte links) 43

Abbildung 20 Partikelgrößenverteilung Q_3 des Bettmaterials und Dichteverteilung q_3 des abgeschiedenen Materials im Auffangbehälter in Abhängigkeit von der Betriebsstundenzahl 44

Abbildung 21 Elektrischer und Gesamtwirkungsgrad in Abhängigkeit der Feuerungswärmeleistung im Feldtestbetrieb für Holzpellets 47

Abbildung 22 CO-Emissionen (13 % Bezugssauerstoff) in Abhängigkeit von der Wirbelschichttemperatur und Luftüberschuss (links) sowie von der Zyklonaustrittstemperatur und dem Primärluftvolumenstrom (rechts) für Altholzpellets 47

Abbildung 23 NO_x-Emissionen (13 % Bezugssauerstoff) in Abhängigkeit von der Zyklonaustrittstemperatur und dem Primärluftvolumenstrom für Altholzpellets 48

Abbildung 24 Elektrischer und Gesamtwirkungsgrad in Abhängigkeit der Feuerungswärmeleistung im Feldtestbetrieb für Altholzpellets 49

Abbildung 25 CO-Emissionen (13 % Bezugssauerstoff) in Abhängigkeit von der Wirbelschichttemperatur und dem Luftüberschuss (links) sowie der Zyklonaustrittstemperatur und dem Primärluftvolumenstrom (rechts) für NaWaRo-Pellets 50

Abbildung 26 Bilder der genutzten pelletierten Reststoffbrennstoffe: Klärschlammpellets (links), Strohpellets (Mitte), Miscanthuspellets (rechts) 51

Abbildung 27 CO-Emissionen in Abhängigkeit der Wirbelschichttemperatur und Luftüberschuss für Klärschlammpellets 52

Abbildung 28 Revisionsbilder nach dem Betrieb mit ca. 100 kg Klärschlammpellets: a) Material im Ascheauffangbehälter, b) Ansicht vom Ascheauslass in den offenen Zyklon, c) Ansicht vom Rauchgaswärmeübertrager zurück in Richtung Zyklon und d) Ansicht von oben in den Rauchgaswärmeübertrager 53

Abbildung 29 Elektrischer und Gesamtwirkungsgrad ($\eta_{el,ist}$ und $\eta_{ges,ist}$)in Abhängigkeit der Feuerungswärmeleistung im Feldtestbetrieb für Klärschlammpellets 54

Abbildung 30 Revisionsbilder nach dem Betrieb mit ca. 100 kg Strohpellets a) Ansicht vom Ascheauslass in den offenen Zyklon, b) Ansicht vom Zyklon in den vorderen Rückfallschacht und c) Ansicht vom Zyklon in den Einlassschacht vom Freeboard in den Zyklon 55

Abbildung 31 Elektrischer und Gesamtwirkungsgrad ($\eta_{el,ist}$ und $\eta_{ges,ist}$)in Abhängigkeit der Feuerungswärmeleistung im Feldtestbetrieb für Strohpellets 56

Abbildung 32 Verlauf des Druckverlusts der Wirbelschicht, des Unterdrucks am Brennstoffstutzen und der Wirbelschichttemperatur beim Betrieb mit Miscanthuspellets 57

Abbildung 33 Parametrisierte Geometrie im ANSYS DesignModeler (a), Rechengitter des Horizontalzyklons mit Inlet (grün) und Outlet (rot) im ANSYS Meshing-Tool (b) und Übersicht über die Zyklongeometrie mit simulierten "particle tracks" (c) 59

Abbildung 34 Simulation der Axial- und Tangentialgeschwindigkeit für den Horizontalzyklon der Feldtestanlage (800°C, 50 Nm³/h) 60

Abbildung 35 Simulierter Fraktionsabscheidegrad für den Kalt- und Realzyklon in Abhängigkeit des Eingangsvolumenstroms und der Temperatur 60

Abbildung 36 Konstruktion des Kaltzyklonprüfstands und Anordnung der Auffangbehälter (links) und Aufbau des Kaltzyklonprüfstandes im Labor (rechts) 62

Abbildung 37 Partikeldichteverteilung und kumulative Partikelgrößenverteilung der separierten Partikelfraktionen im Kaltversuchsstand (Kronolith 80, 20 °C, 50 Nm³/h) 62

Abbildung 38 Vergleich des resultierenden Partikelabscheidegrads aus Experiment und Simulation (20°C, 50 Nm³/h) 63

Abbildung 39 Simulationsergebnisse des Fraktionsabscheidegrads von Geometrien mit l/d=1,5 mit (rechts) und ohne (links) proportionaler Anpassung der gekoppelten Geometrien 64

Abbildung 40 Simulierter Fraktionsabscheidegrad und Aufteilung der Fraktionen auf den Deflektoraustritt, den vorderen und hinteren Fallschacht für die Geometrien Realzyklon gekürzt (links) und Realzyklon dicker (rechts) (800 °C, 40 Nm³/h) 65

Abbildung 41 Kennfelder des erreichbaren Trennkorndurchmessers und Auslegungshilfe für Horizontalzyklone in Abhängigkeit der Feuerungswärmeleistung 66

Abbildung 42 Gefertigter alternativer In-Bett-Wärmeübertrager für die Laboranlage 67

Abbildung 43 Adaptierte Laboranlage für Feinstaubemissionsmessungen am TFZ 67

Abbildung 44 Installation der Versuchsanlage am Feuerungsprüfstand des TFZ in Straubing 68

Abbildung 45 Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus am TFZ mit Luftführung und Messstellen 69

Abbildung 46 Modifikationen an der Versuchsanlage am Feuerungsprüfstand des TFZ in Straubing 70

Abbildung 47 Eingesetzte Holzpellets (links) und Heupellets (rechts) für die Emissionsmessungen am TFZ 71

Abbildung 48 Original verbautes Abwurfrohr (links) und Abwurfrohr mit vergrößertem Durchmesser der Versuchsanlage (rechts) 71

Abbildung 49 Feinanteil der zur Kalibrierung der Austragung geförderten Zuckerrübenmelassepellets: Originalprobe (links), Probe am Ende der Kalibrierung der Austragsschnecke (rechts) 72

Abbildung 50 Feinanteil am Boden des Austragsbehälters bei der Förderung von Klärschlammpellets 73

Abbildung 51 CO-Emissionen in Abhängigkeit von der Wirbelschichttemperatur und Luftüberschuss für Holzpellets mit frischem Bettmaterial in der Wirbelschicht 76

Abbildung 52 Staubemissionen in Abhängigkeit von der Wirbelschichttemperatur und Luftüberschuss für Holzpellets mit frischem Bettmaterial in der Wirbelschicht 76

Abbildung 53 Partikeldichteverteilung bei einer Wirbelschichttemperatur von durchschnittlich 865 °C und verschiedenen Luftzahlen gemessen mit dem ELPI für Holzpellets mit frischem Bettmaterial 77

Abbildung 54 CO- und Staubemissionen in Abhängigkeit vom Luftüberschuss für Holzpellets mit gebrauchtem Bettmaterial in der Wirbelschicht bei einer Betttemperatur von ca. 800 °C 78

Abbildung 55 Partikeldichteverteilung bei einer Wirbelschichttemperatur von durchschnittlich 800 °C und verschiedenen Luftzahlen gemessen mit dem ELPI für Holzpellets mit gebrauchtem Bettmaterial 79

Abbildung 56 CO-Emissionen in Abhängigkeit von der Wirbelschichttemperatur und Luftüberschuss für Heupellets mit frischem Bettmaterial in der Wirbelschicht 81

Abbildung 57 Staubemissionen in Abhängigkeit von Wirbelschichttemperatur und Luftüberschuss für Heupellets mit frischem Bettmaterial in der Wirbelschicht 81

Abbildung 58 NO_x-Emissionen in Abhängigkeit von der Wirbelschichttemperatur und Luftüberschuss für Heupellets mit frischem Bettmaterial in der Wirbelschicht 82

Abbildung 59 Partikeldichteverteilung bei einer Wirbelschichttemperatur von durchschnittlich 800 °C und verschiedenen Luftzahlen gemessen mit dem ELPI für Heupellets mit frischem Bettmaterial 82

Abbildung 60 CO- und Staubemissionen in Abhängigkeit von der Wirbelschichttemperatur für Heupellets mit gebrauchtem Bettmaterial in der Wirbelschicht 83

Abbildung 61 NO_x-Emissionen in Abhängigkeit vom Luftüberschuss für Heupellets mit gebrauchtem Bettmaterial in der Wirbelschicht 84

Abbildung 62 CO-Emissionen und Staubemissionen in Abhängigkeit vom Luftüberschuss für Zuckerrübenmelassepellets mit frischem Bettmaterial und einer Wirbelschichttemperatur von ca. 800 °C 85

Abbildung 63 NO_x-Emissionen in Abhängigkeit vom Luftüberschuss für Zuckerrübenmelassepellets mit frischem Bettmaterial in der Wirbelschicht 85

Abbildung 64 Partikeldichteverteilung bei einer Wirbelschichttemperatur von durchschnittlich 800 °C und verschiedenen Luftzahlen gemessen mit dem ELPI für Zuckerrübenmelassepellets mit frischem Bettmaterial 86

Abbildung 65 CO-Emissionen und Staubemissionen in Abhängigkeit vom Luftüberschuss für Klärschlammpellets mit frischem Bettmaterial in der Wirbelschicht bei einer Wirbelschichttemperatur von ca. 800 °C 88

Abbildung 66 NO_x-Emissionen in Abhängigkeit vom Luftüberschuss für Klärschlammpellets mit frischem Bettmaterial in der Wirbelschicht 88

Abbildung 67 Aufbau des Erosionsprüfstandes (links, Mitte) und Probenmontage (rechts) 90

Abbildung 68 Entwicklung der Probendicke über 3000 h Versuchszeit 91

Abbildung 69 Entwicklung der Probenoberfläche pro Versuchsintervall 92

Abbildung 70 Probenoberfläche nach 3000 h Versuchszeit 93

Abbildung 71 Jährliche Kosten und Stromgestehungskosten für eine Wirbelschichtfeuerung mit Stirlingmotor in Abhängigkeit der Jahresvollaststunden (links) im Vergleich zu eine Pelletkessel mit Stirling (η_{el}=15%) und Holzgas-BHKW (η_{el}=22%) (je 10 kW_{el}, 5000 h/a) (rechts) 96

Abbildung 72 Stromgestehungskosten in Abhängigkeit der Brennstoffkosten und der Jahresvolllaststunden 97

Abbildung 73 Wärmegestehungskosten in Abhängigkeit der Brennstoffkosten und der Jahresvolllaststunden 98

Abbildung 74 Entsorgungswege für Klärschlamm (Trockenmasse) im Jahr 2017 in Anlehnung an [83] 101

B TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1 Zusammenfassung der Aktivitäten im Bereich biomassegefeuerte Stirlingmotoren (vgl. [9]) 19

Tabelle 2 Einzelkomponenten des Aufbaus in Laborumgebung am EVT 30

Tabelle 3 Randbedingungen und Ergebnisse der Staubmessung nach VDI 2066 durchgeführt vom TFZ im Vergleich zum testo 330 – Staubemissionen bezogen auf 13% O_2 35

Tabelle 4 Ausgewählte Eigenschaften der holzartigen Brennstoffe 41

Tabelle 5 Eigenschaften der biogenen Reststoffpellets 51

Tabelle 6 Verwendete Zyklonmaße für die durchgeführten Simulationen im Zuge der Parametervariation 63

Tabelle 7 Geplante Versuchsbedingungen für die Emissionsmessungen am TFZ 69

Tabelle 8 Versuchsbedingungen für die Emissionsmessungen am TFZ 70

Tabelle 9 Ausgewählte Eigenschaften der verwendeten Brennstoffe am TFZ (TS – Trockensubstanz) 73

Tabelle 10 Eingestellte Betriebsparameter und Messergebnisse für die Versuche mit Holzpellets mit frischem Bettmaterial 75

Tabelle 11 Eingestellte Betriebsparameter und Messergebnisse für die Versuche mit Holzpellets mit gebrauchtem Bettmaterial 78

Tabelle 12 Eingestellte Betriebsparameter und Messergebnisse für die Versuche mit Heupellets mit frischem Bettmaterial 80

Tabelle 13 Eingestellte Betriebsparameter und Messergebnisse für die Versuche mit Heupellets mit gebrauchtem Bettmaterial 83

Tabelle 14 Eingestellte Betriebsparameter und Messergebnisse für die Versuche mit Zuckerrübenmelassepellets (ZRM) mit frischem Bettmaterial 84

Tabelle 15 Eingestellte Betriebsparameter und Messergebnisse für die Versuche mit Klärschlammpellets mit frischem Bettmaterial 87

Tabelle 16 Änderung der Probendicke pro Versuchsintervall 91

Tabelle 17 Verwendete Brennstoffpreise für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung 95

Tabelle 18 Angenommene Parameter für die Berechnung der CO_2-Vermeidungskosten 104

Tabelle 19 Ungenutzte Biomassepotentiale in Deutschland 2020 nach [96] 105

1. HINTERGRUND

Das Projekt „BioWasteStirling - Verstromung von biogenen Reststoffen in einem wirbelschichtgefeuerten Stirlingmotor“ wurde im Rahmen des 6. Energieforschungsprogramm der deutschen Bundesregierung im Förderschwerpunkt „Energetische Biomassenutzung“ durchgeführt. Das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) fördert dabei Vorhaben zur Weiterentwicklung der energetischen Biomassenutzung für die effiziente Erzeugung von Bioenergie mit dem Schwerpunkt einer kurz- bis mittelfristigen industriellen Umsetzbarkeit zur Stärkung des Standorts Deutschlands. Das vorgestellte Projekt ist dabei in den Bereich der zukunftsweisenden, effizienten und kostengünstigen Technologien zur Strom- und Wärmeerzeugung einzuordnen und fokussiert sich auf Verfahrens- und Prozessoptimierungen im Pilotanlagenmaßstab. Im Hinblick auf die förderpolitischen Ziele des Programms, adressiert das Projektvorhaben die Schwerpunkte „III. Erschließung kostengünstiger Biomasserest- und Abfallstoffe außerhalb der Forst- und Landwirtschaft für die energetische Nutzung im Wärme- und Strombereich“ sowie „IV. Entwicklung und Demonstration neuer und fortschrittlicher Technologien zur effizienten Nutzung von Biomasse in Kraft-Wärme-Kopplungs-Anlagen“.

Die Projektlaufzeit erstreckte sich vom 01.09.2017 bis zum 31.12.2020 bzw. 31.03.2021. Ansprechpartner für Administration und fachliche Fragen war über die gesamte Laufzeit der Projektträger Jülich (PtJ).

Im Fördervorhaben „BioWasteStirling“ arbeiten der Lehrstuhl für Energieverfahrenstechnik (EVT, FAU Erlangen-Nürnberg, Koordinator des Vorhabens), die Stadtwerke Wunsiedel (SWW), das Technologie- und Förderzentrum Straubing (TFZ) und Frauscher Thermal Motors (FTM) als Projektpartner zusammen an der Entwicklung und Feldtesterprobung eines hocheffizienten, brennstoffflexiblen und skalierbaren KWK-Systems, bestehend aus einer Wirbelschichtfeuerung und einem Stirlingmotor. Die entwickelte Mikro-KWK-Anlage wird dafür in einer realitätsnahen autarken Containerlösung installiert und betrieben. Dabei steht vor allem der Einsatz von biogenen Reststoffen und das Langzeitbetriebsverhalten im Fokus der Feldtesterprobung.

2. KURZDARSTELLUNG

2.1 Aufgabenstellung und Zielsetzung

Das Ziel des durchgeführten Projekts war es, ein hocheffizientes und brennstoffflexibles Mini-KWK-System, bestehend aus einer Wirbelschichtfeuerung und einem Stirlingmotor zu entwickeln und dieses im Pilot-Leistungsbereich von 5 kW_{el} in einem Feldtest zu erproben. Der innovative Ansatz dabei ist, dass der Wärmeübertrager des Stirlingmotors direkt in der Wirbelschicht platziert ist, wodurch die Bildung von Anbackungen und Verschlackungen am Erhitzerkopf des Stirlingmotors, welche für das Scheitern bisheriger Konzepte verantwortlich waren, zuverlässig verhindert wird. Zudem soll der große Vorteil von Wirbelschichtfeuerungen – nämlich deren Brennstoffflexibilität – erstmals auch im Leistungsbereich von Kleinfeuerungsanlagen mit biogenen Festbrennstoffen im Feldtest demonstriert werden. Aufgrund der einfachen Skalierbarkeit von Wirbelschichtfeuerungen an den jeweiligen Leistungsbedarf des Stirlingmotors wird es mit diesem Konzept im Anschluss möglich sein, Anlagengrößen von 3-50 kW_{el} zu realisieren.

Die Motivation für die Entwicklung dieser Technologie ist die hohe Verfügbarkeit von bisher ungenutzten biogenen Festbrennstoffen, die aufgrund der für eine effiziente Stromerzeugung notwendigen hohen Verbrennungstemperaturen in den momentan verfügbaren Rostfeuerungen große Probleme bereiten. Der Ansatz, kleinste Wirbelschichtfeuerungen für die Mini-KWK zu nutzen, erlaubt eine besonders effiziente Kühlung der Feuerung mittels eines Stirlingmotors und dadurch den Betrieb mit hohen Feuerungswirkungsgraden aufgrund eines geringen Luftüberschusses ohne unzulässige Überschreitung von Ascheschmelztemperaturen bei gleichzeitiger Brennstoffflexibilität (Abbildung 1).

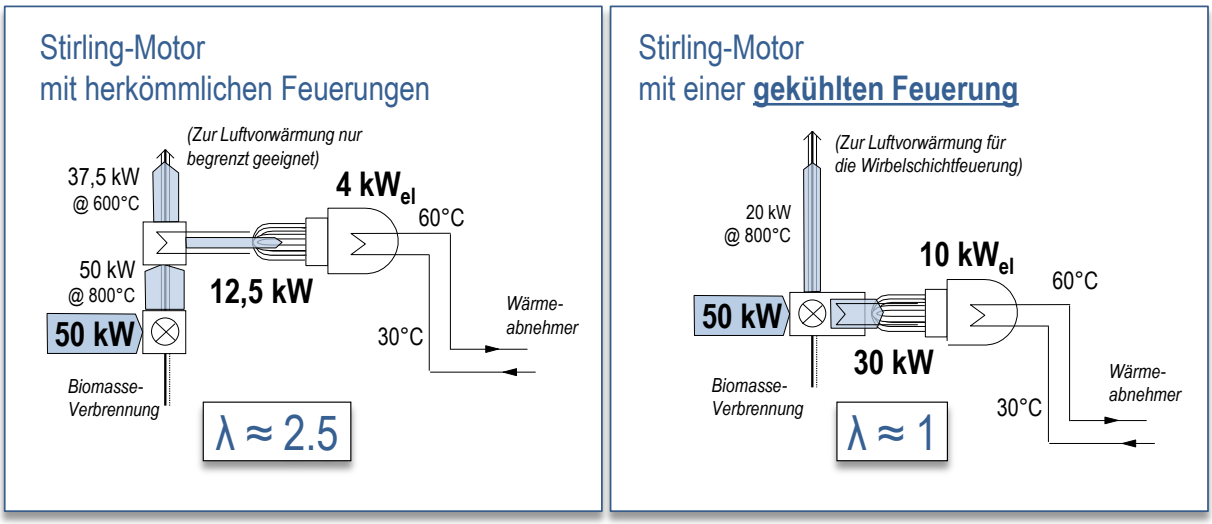


Abbildung 1: Energieflussdiagramme für die KWK mit Stirlingmotoren auf Basis herkömmlicher und der im Rahmen dieses Projekts vorgeschlagenen, gekühlten Feuerungen.

Am Lehrstuhl für Energieverfahrenstechnik wurde das Potential dieses Systems bereits im Labor demonstriert und es zeigt sich, dass für eine derartige Mikro-Wirbelschichtfeuerung die Anforderungen sowohl an den Bauraum als auch an die Kohlenmonoxidemissionen problemlos

erfüllt werden können. Allerdings können mit Kurztests in einer Laborumgebung die dringend benötigten Langzeiterfahrungen bezüglich der weiter zu entwickelnden Subkomponenten nicht gewonnen werden.

Im Rahmen des Projekts „BioWasteStirling" sollte daher im ersten Schritt

- eine dauerlauffähige Mini-KWK-Pilotanlage mit einer elektrischen Leistung von 5 kW_{el} aufgebaut und in Betrieb genommen werden,

um diese im zweiten Schritt

- in einer relevanten Umgebung eines Biomasseheizkraftwerks mit verschiedenen biogenen Brennstoffen (Restkohlenstoff aus Vergasungsanlagen, Gärreste, Heu etc.) im Rahmen eines Feldtests mit einem 5 kW_{el} Stirlingmotor der Firma Frauscher Thermal Motors zu erproben.

Projektbegleitend fand neben der genehmigungsrechtlichen Betrachtung dieses Anlagenkonzepts hinsichtlich verschiedener Einsatzszenarien auch eine numerische und experimentelle Weiterentwicklung der Partikelabscheidung in Hinblick auf die Feinstaubemissionen statt.

2.2 Planung und Ablauf des Vorhabens

Das Projekt umfasst zum einen den eher technischen Teil mit der Auslegung und Erprobung einer Feldtestanlage basierend auf den bisherigen Erfahrungen des Lehrstuhls für Energieverfahrenstechnik, andererseits den wissenschaftlicheren Teil zur Auslegung von Horizontalzyklonen und dem Erosionsverhalten von Tauchheizflächen in kleinskaligen Wirbelschichten. Den Abschluss bildet eine Wirtschaftlichkeits- und Marktbetrachtung. Die Untergliederung des Vorhabens erfolgte daher in fünf Arbeitspakete:

AP 1: Aufbau und Inbetriebnahme einer 5 kW_{el}-KWK-Anlage für einen Feldtest

AP 2: Feldtest in einem Heizkraftwerk mit verschiedenen Brennstoffen

AP 3: Untersuchung der Partikelabscheidung von Horizontalzyklonen

AP 4: Werkstoffauswahl und Lebensdauernachweis der Tauchheizflächen

AP 5: Wirtschaftlichkeitsbetrachtung und Evaluierung des Marktpotentials

In Arbeitspaket 1 wurde, basierend auf dem vorgestellten und im Labormaßstab erprobten Anlagenkonzept, eine neue Wirbelschichtfeuerung mit einer Leistung von ca. 45 kW_{th} ausgelegt. Gleichzeitig wurde in enger Zusammenarbeit mit FTM das Erhitzerkopfdesign für den 5 kW_{el} Stirlingmotor (Modell A600) entwickelt und an die Rahmenbedingungen hinsichtlich Strömungs- und Wärmeübertragung in der Wirbelschichtfeuerung angepasst. Die Steuerungs- und Leittechnik wurde im Hinblick auf einen unbeaufsichtigten Betrieb konzipiert und die wichtigsten Signale gemäß

der Risikobewertung in einer speziellen Safety-Steuerung zusammengefasst. Die Inbetriebnahme erfolgte planmäßig in den Laboren des EVT.

Die Vorbereitungen der Feldtestumgebung aus Arbeitspaket 2, genauer die Konzeptionierung und der Aufbau einer autarken flexiblen Containerumgebung, konnten teilweise parallel zu den Arbeiten im Labor durchgeführt werden. Die entwickelte Pilotanlage wurde daraufhin am Feldteststandort integriert und in Betrieb genommen. Zunächst wurde das System mit bekannten Holzpellets eingefahren und umfassend vermessen. Um die Brennstoffflexibilität der Wirbelschichtfeuerung zu zeigen, schlossen sich daraufhin weitere Langzeitversuche mit Altholzpellets (A1), NaWaro-Pellets, Klärschlamm-, Stroh- und Miscanthuspellets an.

Teilweise parallel verläuft das Arbeitspaket 3 zur Untersuchung des Abscheideverhaltens von Horizontalzyklonen. Das zweigeteilte Arbeitspaket sah zum einen eine Simulation des Abtrennverhalten in Ansys Fluent vor, deren Ergebnisse in einem Horizontalzyklon-Kaltversuchsstand am EVT experimentell validiert werden sollten. Zum anderen wurde die bereits bestehende Versuchsanlage im Labormaßstab am TFZ Straubing installiert und die Feinstaubemissionen beim Betrieb mit verschiedenen Brennstoffen untersucht.

Das Arbeitspaket 4 hingegen fokussierte sich auf das Erosionsverhalten in kleinskaligen Wirbelschichtfeuerungen. Dafür wurde im Labor des EVT ein Erosionsprüfstand errichtet und die für den Erhitzerkopf und Wirbelschichtreaktor verwendeten Werkstoffe darin auf verschiedenen Höhen montiert. Durch den Heißbetrieb über 3000h mit Revisionen alle 500h konnten Rückschlüsse auf die Bildung von Oxidschichten und die Abhängigkeiten der Erosion von Blasenwachstum und Fluidisierungsgeschwindigkeiten gezogen werden.

Abschließend greift Arbeitspaket 5 die Ergebnisse aus Arbeitspaket 2 wieder auf und fasste die Leistungs- und Wirkungsgradmessungen in einer Wirtschaftlichkeitsbetrachtung zusammen. Daraus wurden zudem mögliche Einsatzgebiete und das Marktpotenzial für die entwickelte Mikro-KWK-Lösung definiert. Eine Betrachtung der aktuellen genehmigungsrechtlichen Situation zeigt zudem herrschende Markthemmnisse und notwendige Handlungsschritte zur erfolgreichen Umsetzung auf. Die Einordnung des Projekts in den Kontext einer effizienten und nachhaltigen Bioenergiebereitstellung schließt das Kapitel ab.

Projektbeginn war der 01.09.2017 und die Projektpartner SWW und TFZ beendeten das Projekt nach 40 Monaten im Dezember 2020, während der Projektkoordinator bis zum Projektende im Ende März 2021 noch abschließende Arbeiten finalisierte.

2.3 Wissenschaftlicher und technischer Stand zu Projektbeginn

Bei der Verstromung von Festbrennstoffen muss zwischen der direkten Beheizung von Wärmekraftmaschinen mit dem Rauchgas einer Verbrennung (z.B. konventionelles Dampfkraftwerk oder ORC-Prozesse) und Anlagen mit vorgeschalteter Brennstoffvergasung (z.B. Kombiprozesse mit

integrierter Vergasung oder Holzvergaser mit Gasmotoren) unterschieden werden. Während bei den Konzepten auf Basis der Verbrennung die potentiell nutzbaren Maschinen hinsichtlich der Möglichkeit zur äußeren Beheizung eingeschränkt sind, können mit den Synthesegasen aus dem Vergasungsschritt nahezu alle bekannten Wärmekraftmaschinen genutzt werden.

Die Nutzung von Holz- bzw. Synthesegasen aus der biogenen Festbrennstoffvergasung in herkömmlichen Otto- und Dieselmotoren wird in der Realität allerdings häufig durch die enthaltenen Teere im Holzgas eingeschränkt. Im Leistungsbereich <100 kW gelten die Firmen Hargassner und Fröling als etablierte Hersteller für Holzgas-BHKW-Lösungen [1]. Diese Anlagen sind trotz großer Erfahrung jedoch nur mit holzartigen Brennstoffen mit hohen Brennstoffqualitäten zuverlässig zu betreiben. Problematisch sind zudem die Rückstände der thermischen Vergasung, die je nach Vergaserbauart noch einen stark unterschiedlichen Kohlenstoffgehalt haben. Die Entsorgung dieser Rückstände ist aufgrund der PAK-Beladung problematisch [2].

Im Hinblick auf eine äußere Beheizung einer Wärmekraftmaschine durch das Rauchgas sind die Möglichkeiten im kleinskaligen Bereich (<100 kW) stark eingeschränkt. Der typische Wasserdampfkreislauf ist aufgrund des geringen inneren Wirkungsgrads von kleinskaligen Dampfturbinen und der trotzdem hohen Installationskosten nicht geeignet. Das Prinzip des Dampfkraftprozesses lässt sich jedoch im sogenannten Organic-Rankine-Cycle (ORC) auch auf geringerem Temperaturniveau mit organischen Arbeitsmedien nutzen. Die ORC-Technik ist mit standardisierten Modulen vor allem in der Biomasseverstromung im Bereich kleiner als 1 MW etabliert, aber wegen der Adaption der Temperaturniveaus auch für die Geothermie oder Niedertemperatursolaranwendung attraktiv [3,4]. Allerdings sind hierfür wegen der Gefahr der Zersetzung von ORC-Fluiden in der Regel zunächst Thermoölkreisläufe notwendig, um die Wärme aus der Feuerung auszukoppeln und dem ORC zur Verfügung zu stellen. Dies bringt weitere Exergieverluste mit sich.

Der Ansatz Stirlingmotoren mit Biomassefeuerungen zu koppeln, wurde erstmals 1990 von der Technische Universität Dänemark verfolgt. 2002 wurde dann von den ersten Langzeittests einer 35 kW_{el} Stirlingmaschine mit elektrischen Wirkungsgraden von 10 % berichtet. Hierfür wurde eine Feuerung adaptiert, um den Stirlingmotor horizontal in der Ausbrandkammer einer Rostfeuerung zu positionieren [5]. Auch wurde damals schon die Notwendigkeit einer automatischen Abreinigung des Erhitzerkopfs kommuniziert, da die manuellen Wartungsintervalle alle 4-5 Wochen notwendig waren [6]. Aufgrund der Verschlackungsproblematik wurde ebenfalls an einer Kopplung eines Gegenstromvergasers mit dem Stirlingmotor gearbeitet [7], mit diesem Konzept waren dann durch höhere Verbrennungstemperaturen auch Wirkungsgrade von 18 % bei deutlich geringerem Wartungsaufwand erreichbar [8]. Wegen der noch nicht ausgereiften Technik folgte im Jahr 2013 allerdings die Insolvenz von Stirling DK. Weitere bedeutende Arbeiten in den darauffolgenden Jahren werden in Tabelle 1 zusammengefasst. Häufig scheiterten die Konzepte allerdings vor einer Kommerzialisierung aufgrund von Verschlackungsproblemen, kurzen Wartungsintervallen oder niedrigen elektrischen Wirkungsgraden [9].

Tabelle 1 Zusammenfassung der Aktivitäten im Bereich biomassegefeuerte Stirlingmotoren (vgl. [9])

Hersteller	Jahr	Nennleistung	Thermochemischer Prozess	Brennstoff	Entwicklungsstand	Quelle
DTU / Mawera/ BIOS	1990-2003	10-75 kW	Gasbrenner, Rostfeuerung, Gegenstromvergaser	Erdgas, Holzhackschnitzel	Demoanlage	[10–13]
Stirling DK/ Mawera / BIOS	seit 2004	35 kW modular	Verbrennung, Gegenstromvergasung	feste, flüssige und gasförmige biogene Brennstoffe	Kommerzielles Produkt	[8,14,15]
Qalovis / Stirling Biopower Inc.	seit 2008	35 kW	Gleichstromvergaser	Holzhackschnitzel, Holzpellets	Demoanlage	[16–19]
Hoval AG/ Dr. Kammerich	2001 - 2008	1 kW	Gleichstromvergaser	Scheitholz, Holzpellets	Kommerzielles Produkt	[20–22]
SPM/ KWB	seit 2003	1 kW	Rostfeuerung	Holzpellets	Feldtest	[23–25]
Microgen/ Qnergy/ ÖkoFEN	seit 2012	1-5 kW	Rostfeuerung	Holzpellets	Kommerzielles Produkt	[26–28]
Sunmachine	seit 2005	3 kW	Gestufte Verbrennung	Holzpellets	Kommerzielles Produkt	[29,30]
Enerlyt/ Guntamatic	seit 2004	1 kW	Gasbrenner, gestufte Verbrennung	Erdgas, Holzpellets	Feldtest	[26,31–33]
Bioenergy 2020+/ FTM	2013	5 kW	Rostfeuerung	Holzpellets	Labor	[34]
KTH/ Genoastirling	2004	1,1 kW	gestufte Verbrennung	Holzpellets	Labor	[35,36]
Bosch	2010	1 kW	gestufte Verbrennung	Holzpellets	Labor	[37]
CUTEC Institute	seit 2011	bis 9 kW	Rostfeuerung	Holzhackschnitzel	Labor	
Meisei Univ./ MomoseMD	seit 2009	200 W	Rostfeuerung	Holzpellets	Labor	[38–40]

Aufgrund dessen verfolgt dieses Projekt das Ziel der Kopplung eines Stirlingmotors mit einer kleinskaligen Wirbelschichtfeuerung. Dabei bieten Wirbelschichten viele Vorteile, welche die Kombination in einem KWK-Konzept attraktiv machen [41–43]:

- Die homogene Temperaturverteilung durch eine turbulente Mischung im Wirbelbett.
- Die große Austauschfläche zwischen Brennstoff und Verbrennungsluft.
- Hohe Wärmeübergangskoeffizienten durch Partikelkonvektion und
- stabile Temperaturverhältnisse durch die hohe Wärmekapazität des Bettmaterials.
- Keine beweglichen Komponenten im Bereich der Feuerung

Dadurch weisen Wirbelschichten eine Reihe von Vorteilen gegenüber anderen Feuerungsarten auf. So treten zumindest im Bereich des mit 700-900 °C vergleichsweise kühlen Wirbelbetts keine Temperaturspitzen mit der Gefahr von Verschlackungen auf. Niedrige Kohlenmonoxid- und NO_x-Emissionen können durch gestufte Verbrennungsführung mit Sekundärluftzugabe und Nachverbrennung erzielt und dadurch Grenzwerte eingehalten werden. Der größte Vorteil von Wirbelschichtfeuerungen liegt aber in deren großer Flexibilität in Bezug auf den Brennstoff und dessen Eigenschaften. Das Brennstoffband einer Wirbelschichtfeuerung hinsichtlich alternativer, insbesondere feuchter und aschereicher Brennstoffe sowie deren Stückigkeit ist wesentlich breiter als das vergleichbarer Rost- oder gar Staubfeuerungen. Die außerordentliche Flexibilität in der Brennstoffwahl wird durch zahlreiche Veröffentlichungen und Untersuchungen bestätigt. So berichtet u.a. Topal et al. [44] von der Verbrennung von Olivenpressrückständen, Madhiyanon et al. [45,46] nutzte Reishüllen und Palmenfruchtrückstände in der Co-Verbrennung, während in weiteren Studien von der Nutzung von fasrigen Brennstoffen wie Stroh [47] bis hin zu Slurrys [48] berichtet wird.

Dem gegenüber stehen ein erhöhter apparativer Aufwand für Wirbelschichtfeuerungen, sowie das Handling des verunreinigten genutzten Bettmaterials aus der Feuerung. Zusätzlich besteht bei eingebrachten Tauchheizflächen in die Wirbelschicht, je nach Partikelgrößenverteilung und Geschwindigkeiten, die Gefahr von Erosionserscheinungen, welche durch die korrosive Wirkung bei der Verbrennung von problematischeren Brennstoffen noch verstärkt werden kann. Daher werden Wirbelschichtfeuerungen nach dem Stand der Technik zumeist als (Heiz-)Kraftwerke mit thermischer Leistung von 50-500 MW eingesetzt, da Herausforderungen wie Austausch des Bettmaterials und die aufwändigere Betriebsführung, verbunden mit höherem Eigenenergiebedarf, hier weniger ins Gewicht fallen und die oben vorgestellten Vorteile vollumfänglich zum Tragen kommen.

Das im Projekt verfolgte Konzept fokussiert sich hingegen auf eine kleinskalige KWK-Lösung mit Tauchheizflächen, was erstmals in einem US-Patent [49] publiziert wurde. Es folgten erste Laborversuche im Rahmen einer Diplomarbeit an der TU München [50] sowie weiterführende Arbeiten am Istituto di Recherche sulla Combustione seit dem Jahr 2013 [51–53]. Allerdings erreichte keine der bekannten Arbeiten die Entwicklung einer marktreifen Kraft-Wärme-Kopplungsanlage oder Untersuchungen im Pilotanlagenmaßstab. Am Lehrstuhl für Energieverfahrenstechnik wurde hingegen eine, speziell nach dem vorgestellten Konzept ausgelegte, KWK-Lösung mit wirbelschichtgefeuertem Stirlingmotor im Laboranlagenmaßstab entwickelt (s. auch Kapitel 2.4). Der tageweise Betrieb in Laborversuchen zeigte bereits vielversprechende Ergebnisse [54]. Basierend darauf, soll das Konzept im vorgestellten Projekt in praxisrelevanten Dauerlaufversuchen weiterentwickelt werden.

2.4 Voraussetzungen, unter denen das Projekt durchgeführt wurde

Alle Projektpartner zeichnen sich durch langjährige Erfahrung und fundiertes Wissen im Bereich der energetischen Biomassenutzung aus, wobei sich in der Zusammenarbeit die einzelnen Fachexpertisen für eine erfolgreiche Projektdurchführung ergänzen.

Der Verbundkoordinator Prof. Dr.-Ing. Jürgen Karl, Inhaber des im Jahr 2011 neu gegründeten Lehrstuhls für Energieverfahrenstechnik der Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg, beschäftigte sich bereits in den Jahren zuvor als Privatdozent an der TU München und als Inhaber des Lehrstuhls für Wärmetechnik an der TU Graz überwiegend mit der Verbrennung, thermischen Vergasung und der katalytischen Methanisierung von Biomasse und Kohle. In diesem Zusammenhang leitete er verschiedene EU-Projekte (u.a. „BioHPR", „CO2freeSNG2.0" oder „i3upgrade") und eine Vielzahl nationaler Projekte, auch im Rahmen des Programms „Energetische Biomassenutzung" (u.a. „Ash-to-Gas, „FlexSOFC", „Power-to-Biogas"). Dazu zählt auch das am Lehrstuhl des Verbundkoordinators bereits 2015 abgeschlossene Projekt „FuelBand" zur Vorhersage der Verschlackungsneigung in Biomassefeuerungen, wobei die Arbeiten mit dem Fokus auf die Digitalisierung in der Anlagenprozesstechnik im Nachfolgeprojekt „FuelBand2" fortgesetzt werden. Im Bereich der KWK wird aktuell am Lehrstuhl des Koordinators das EU-Projekt „SolBioRev" bearbeitet, welches auf eine Feldtesterprobung einer Kombination aus konventionellem Holzpelletkessel und ORC-Anlagen abzielt. Zu dem KWK-Konzept aus Stirlingmotor und Wirbelschichtfeuerung wurden im Jahr 2013 zum ersten Mal experimentelle Ergebnisse publiziert [55][55]. Dafür wurde eine bestehende 100 kW Wirbelschichtfeuerung mit einem 3 kW_{el}-Stirlingmotor der Firma Sunmachine ausgerüstet. Bereits dabei hat sich gezeigt, dass die Nennleistung des Stirlingmotors bei einer Betttemperatur von 800 °C stationär erreicht werden kann. Anschließend wurde eine eigens für den Stirlingmotor dimensionierte Wirbelschichtfeuerung mit einer Feuerungsleistung von 25 kW ausgelegt, konstruiert und aufgebaut. Bereits mit dieser einfachen Laboranlage konnten die Emissionsgrenzwerte der 1. BImSchV eingehalten werden. Bei der Verstromung von Holzpellets sind elektrische Wirkungsgrade von 10 % möglich. Zudem kann eine Lastflexibilisierung von etwa 20 % durch die Änderung der Betttemperatur erreicht und damit ein Teillastbetrieb realisiert werden [56,57].

Der assoziierte Projektpartner Frauscher Thermal Motors ist ein Forschungsunternehmen der Frauscher Unternehmensgruppe unter dem Dach der Josef Frauscher Privatstiftung. Nach Start den ersten Aktivitäten im Jahre 2001 entstand in 20 Jahren Forschung und Entwicklung umfangreiches Wissen zur Stirlingmotorentechnik. Das Ergebnis ist ein seriennahes Stirlingmodul im Leistungsbereich bis 7,5 kW_{el} mit einem Motorenwirkungsgrad von ca. 38% (mechanischer Leistung bezogen auf die am Erhitzer eingetragene Wärmeenergie). Die Integration der Maschine in ein eigens entwickeltes Schwachgas-BHKW-Modul zeigt bereits zufriedenstellende Ergebnisse in Laufzeittest. Die Kopplung des Motors mit einem herkömmlichen Pelletkessel wurde bereits zuvor in einem österreichischen Projekt untersucht. Dort konnte in Dauerversuchen je nach Verschmutzungsgrad durch die Flugasche ein elektrischer Wirkungsgrad von bis 15 % erreicht werden, allerdings waren dort noch Herausforderungen bezüglich der automatischen Abreinigung zu lösen.

Die SWW Wunsiedel GmbH ist ein kommunales Energieversorgungsunternehmen. Die Geschäftsführung verfolgt seit einigen Jahren zielstrebig den Ausbau der erneuerbaren Energien im Versorgungsgebiet. Der sogenannte „WUNsiedler Weg Energie" hat hierfür den Stadtwerke Award

2016 erhalten und der Region Wunsiedel zu einer Pionierrolle bei der Umsetzung der Energiewende verholfen.

Die Tochter WUN Bioenergie GmbH kann auf umfangreiche Betriebserfahrung von mehreren Biomasse-Heizkraftwerken auf Basis von Holzvergasern zurückgreifen. Zum Versorgungsbereich zählen außerdem Solar- und Windparks, sowie ein Klär- und ein Pelletwerk. Gerade im Bereich der Restkohlenstoff- und biogenen Reststoffverwertung sucht die WUNBioenergie GmbH nach innovativen Lösungen. Seitens der WUN Bioenergie GmbH besteht eine Vielzahl an Kontakten im Bereich der energetischen Biomassenutzung, darunter vor allem zu Anlagenbauern und Herstellern von Pelletierungs- und Brikettierungsanlagen für feste Biobrennstoffe. Eine Verdreifachung der Kapazitäten des Pelletwerks steigert den regionalen Einflussradius noch weiter. Aktuell entsteht zudem eine vertiefte Zusammenarbeit mit der Burkhardt Energie- und Gebäudetechnik zur Energiebereitstellung für eine Klärschlammtrocknung.

Das Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ) ist eine dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten unmittelbar nachgeordnete Behörde mit Sitz in Straubing. Das TFZ hat die Aufgabe, vor allem für den ländlichen Raum, die Bereitstellung und Nutzung von Energieträgern und Rohstoffen aus Erntegütern und Reststoffen aus der Land- und Forstwirtschaft voranzubringen. Angewandte wissenschaftliche Forschung, staatliche Förderung derartiger Projekte sowie Technologie- und Wissenstransfer bilden dabei die Basis der Arbeit am TFZ.

Das TFZ forscht für Länder- und Bundesministerien, für die EU sowie für verschiedenste Organisationen, Verbände und Unternehmen. Dabei finden Kooperationen mit zahlreichen Hochschulinstitutionen, Forschungsanstalten und Unternehmen im In- und Ausland statt. Die Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler sind in Gremien auf nationaler und internationaler Ebene an Entscheidungsprozessen beteiligt. Durch einen zielgerichteten Wissenstransfer mit Beratungsunterlagen, Internetinformationen, Seminaren, Ausstellungen und Messeauftritten profitieren land- und forstwirtschaftliche Praxis, ländlicher Raum, Handwerk, Industrie und Politik gleichermaßen von der Forschungsarbeit am TFZ.

Projektpartner in diesem Projekt ist die Abteilung „Biogene Festbrennstoffe“ des TFZ. Die Kernaufgaben von Abteilung B sind Optimierung und Bewertung von Ernte, Aufbereitung und Lagerung von Brennstoffen, Forschung zur Verbesserung und Sicherung der Brennstoffqualität, Prüfung der Zusammenhänge zwischen Brennstoffqualität und Schadstoffemissionen, Verbesserung des Wirkungs- und Nutzungsgrades bei der thermischen Nutzung von Brennstoffen.

Als Rohstoffe stehen viele Brennstoffarten wie Holzscheite, Hackschnitzel, Pellets oder Briketts aus Holz oder Halmgut zur Verfügung. Zu deren Bereitstellung sind effiziente Versorgungsketten gefragt. Sie sollen die gegebenen Anforderungen für eine saubere und verlustarme thermische Verwertung erfüllen. In der Abteilung „Biogene Festbrennstoffe“ werden daher alle technologischen Prozesse von der Pflanze bis zur Schornsteinmündung betrachtet und Optimierungsmaßnahmen entwickelt. Dazu entwickelt, optimiert und bewertet das TFZ Brennstoffbereitstellungsketten und ihre

Verfahrenselemente, wie Ernte, Aufbereitung, Lagerung und Umschlag der Brennstoffe. Dabei werden auch die Auswirkungen auf die Brennstoffeigenschaften und die Potenziale einzelner Energieträger betrachtet. Wirtschaftlichkeit, Energieeffizienz, technische Kriterien und arbeitswirtschaftliche Aspekte sind ebenfalls Teil der Untersuchungen.

Viele Forschungsaufgaben betreffen auch die Qualitätsaspekte von Biomasse-Festbrennstoffen. Insbesondere arbeitet das TFZ an der Entwicklung und Verbesserung von Prüfmethoden für physikalisch-mechanische Brennstoffeigenschaften, z. B. durch Begleitforschung zur internationalen Normung. Einen besonderen Schwerpunkt bilden häusliche Zentralheizungen und Einzelraumfeuerungen für Festbrennstoffe. Auf den Feuerungsprüfständen für Anlagen bis 100 Kilowatt Leistung werden die Zusammenhänge zwischen der Brennstoffqualität und der Anlagenfunktion bzw. den Schadstoffemissionen untersucht. Dabei werden der technische Entwicklungsstand aber auch das Betriebsverhalten und vielfältige Benutzereinflüsse bewertet. Ein weiteres Augenmerk liegt dabei auch auf dem Wirkungs- und Nutzungsgrad. Brennstoffveränderungen durch physikalische und chemische Aufbereitungsschritte können so quantitativ bewertet werden.

Die Erkenntnisse werden gezielt zur Weiterentwicklung von Brennstoffen und Feuerungsanlagen aber auch für die Festlegung gesetzlicher oder normungstechnischer Anforderungen genutzt. Mit modernster Emissionsmesstechnik werden wesentliche Abgaskomponenten bestimmt und emittierte Partikel erfasst und charakterisiert. Minderungsmaßnahmen für Feinstaubemissionen stehen dabei im Vordergrund.

2.5 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Die Zusammenarbeit und der Wissensaustausch im Projekt „BioWasteStirling“ erfolgte einerseits durch jährlich stattfindende Projekttreffen mit allen Projektpartnern. Andererseits wurden zusätzlich entsprechend des Arbeitsplans Arbeitstreffen im jeweils kleineren Konsortium durchgeführt, um aktuelle Problemstellungen zielgerichtet zu klären.

Wissenschaftlicher Austausch des Lehrstuhls für Energieverfahrenstechnik bestand über das Forschungsprogramm „Energetische Biomassenutzung“ durch die Teilnahme an zwei Statuskonferenzen 2017 und 2019. Hierbei konnte einerseits Kontakt zu weiteren Projekten im Bereich KWK, allerdings auch interdisziplinär beispielsweise im Bereich Materialforschung, hergestellt und Erfahrungen ausgetauscht werden. Einem internationalen Publikum aus dem breiten Bereich der Bioenergie und Erneuerbaren Energieforschung konnte das Projekt auf der *European Biomass Conference (EUBCE 2018)*, der *Biomass to Power and Heat* (2018) und der *Europäischen Pelletskonferenz* (2019) vorgestellt werden. Weitere Beiträge bei nationalen Konferenzen wie das jährlich stattfindende *Doktorandenkolloquium Bioenergie* (2018 und 2019) oder das *11. Österreichische IEA-Wirbelschichttreffen* (2019) sicherten einen wissenschaftlichen Wissenstransfer im deutschsprachigen Raum.

Zusätzlich dazu wurden Artikel zum erfolgreichen Abschluss der Laborversuche und dem Beginn der Langzeit-Feldtesterprobung in den Fachzeitschriften *VDI nachrichten*, dem *Holz-Zentralblatt*, *BWK*, *Energie aus Pflanzen* und *Neue Energie* veröffentlicht und erreichten somit auch eine breite Masse an Anwendern und Stakeholdern aus dem Bioenergiebereich.

Die Öffentlichkeitsarbeit der Stadtwerke Wunsiedel zeigte sich vor allem in der regionalen Presse und Kommunikation, wobei das BMWi-Projekt als innovative kleinskalige KWK-Lösung für die Nutzung biogener Reststofffraktionen auf breites Interesse stieß. In Begleitung von Personal der WUNBioenergie waren sogar Besichtigungen der Feldtestanlage vor Ort für Interessenten möglich.

Gleichermaßen stand das TFZ in engem Austausch mit den regionalen Unternehmen und stieß mit dem Projektvorhaben auf breites öffentliches Interesse [58]. Der wissenschaftliche Austausch wurde vor allem intern als Erfahrungsaustausch von und mit parallellaufenden Projekten realisiert, sowie extern durch die Teilnahme auf verschiedenen Tagungen im Bereich Bionenergie.

3. Eingehende Darstellung - Verwendung der Zuwendung und erzielte Ergebnisse

Im Folgenden sollen die Vorgehensweisen und wesentlichen Ergebnisse und Erkenntnisse umfassend dargestellt und diskutiert werden. Die thematische Gliederung erfolgt durch die einzelnen Arbeitspakete, wobei die beschriebenen Arbeiten dem jeweiligen Projektpartner zuordenbar sind.

3.1 Aufbau und Inbetriebnahme einer 5 kW_{el}-KWK-Anlage für einen Feldtest

Das Arbeitspaket 1 hat die Auslegung, Aufbau und Inbetriebnahme einer neuen kleinskaligen KWK-Anlage im Pilotanlagenmaßstab zum Ziel. Dies geschah in enger Abstimmung mit dem assoziierten Projektpartner FTM sowie SWW, um die zukünftigen Gegebenheiten am Feldteststandort mit zu berücksichtigen.

3.1.1 Auslegung und Aufbau der Feldtestanlage

(AP1.1-AP1.3 – EVT, FTM)

Auslegung, Konstruktion und Fertigung der Feldtestanlage

Die Grundkonzeptionierung der neuen Pilotanlage basiert auf der bereits vorhandenen Laboranlage des EVT mit einer thermischen Feuerungswärmeleistung von rund 30 kW_{th} und einem 3 kW_{el} Stirlingmotor der Firma Sunmachine. In das Upscale sollten darüber hinaus auch verfahrenstechnische Optimierungen aus der bisherigen Betriebserfahrung einfließen. Zusammenfassend ergaben sich darauf die folgenden Rahmenbedingungen für das neue Design:

- Ausreichende Querschnittsfläche und Wirbelbetthöhe, um eine thermische Leistung von 40-50 kW_{th} zu realisieren
- Maximierung der Wärmefreisetzung in der Wirbelschicht
- Adaption des Wirbelschichtdesigns an das Design des neuen Erhitzerkopfs des Stirlingmotors von Frauscher Thermal Motors (FTM)
- Erhöhte Anzahl von Betriebsstunden für den Feldtest-Langzeitbetrieb im Vergleich zu dem in der Regel stundenweisen Betrieb der Laboranlage
- Anpassung an die örtlichen Gegebenheiten in der Feldtestumgebung (Aufstellung in einem mobilen und autarken Container)

Um einen optimalen Wärmeübergang auf die Tauchheizflächen des Stirlingmotors zu ermöglichen, wurde simultan eine Anpassung des bisherigen Erhitzerkopfdesigns aus Gasfeuerungen an die Bedingungen in der Wirbelschichtfeuerung durch FTM durchgeführt. Dies geschah unter Beachtung der Zielkonflikte:

- Maximierung der Oberfläche zur Wärmeübertragung
- Leistungsmaximierung durch Anpassungen des Gasvolumens im Erhitzerkopf um Wärmetransport zwischen den Kolben zu maximieren
- Möglichst große und gefächerte Querschnittsfläche um eine großflächige Durchdringung des Wirbelschichtquerschnitts zu erreichen
- Gutes Umströmungsverhalten bei entsprechenden Fluidiserungszuständen in der stationären kleinskaligen Wirbelschicht

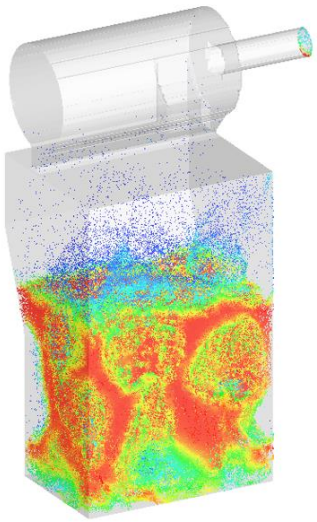


Abbildung 2 Exemplarische Simulation der Partikelströmung im designten Reaktorkonzept mit der Software Barracuda VR

Letzteres wurde für die ausgearbeiteten Designvorschläge vom EVT mit Hilfe der CPFD-Software Barracuda VR verifiziert (s. Abbildung 2). Neben der Umströmung der Rohre konnte aus der Simulation ebenfalls eine erste Abschätzung zu Erosionserscheinungen gezogen werden und somit entsprechend gefährdete Bereiche bereits vorab identifiziert und abgeändert werden. Dies ist vor allem in Bereichen der Fall, wo enge Zwischenräume zwischen Wand und Erhitzerkopf bzw. zwischen einzelnen Rohren des Wärmeübertragers zu hohen Gas- und Partikelgeschwindigkeiten führen. Das finale Design der Wärmeübertragerflächen des Stirlingmotors wir in Abbildung 3 dargestellt.

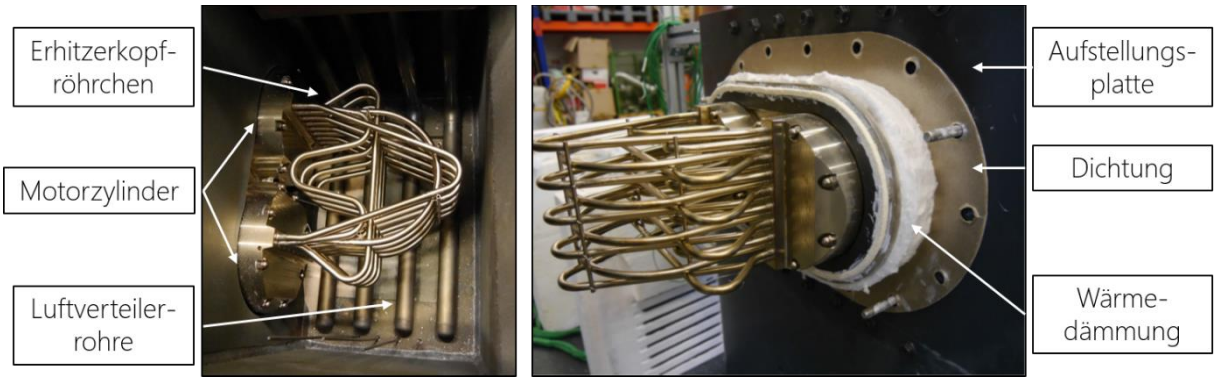


Abbildung 3 Erhitzerkopf des Stirlingmotors im Reaktor (links) und montiert an der Aufstellungsplatte (rechts)

Daraufhin wurde der Wirbelschichtreaktor, angepasst an die weiteren genannten Rahmenbedingungen, mit einer Querschnittsbelastung von 442 kW/m² für eine Brennstoffleistung

von ca. 45 kW_{th} ausgelegt. Dem Bereich der stationären Wirbelschicht schließt sich eine asymmetrische Freeboarderweiterung an, um die Rauchgasgeschwindigkeiten zu reduzieren und damit die Wärmerückstrahlung auf die Wirbelschicht zu erhöhen. Neben dem Wirbelschichtreaktor selbst, umfasst die Gesamtanlage noch ein System zur Primärluftverteilung und Fluidisierung der Wirbelschicht. Dieses ist gekoppelt an den liegenden Horizontalzyklon zur Partikelabscheidung, welcher doppelwandig ausgeführt ist und somit zur Luftvorwärmung genutzt werden kann [59]. Der Reaktor sowie der Motor sind an einer gemeinsamen Aufstellungsplatte befestigt. Hierbei wurde vor allem auf gute Zugänglichkeit in allen Bereichen hinsichtlich Wartungs- und Reparaturarbeiten geachtet. Abbildung 4 zeigt die montierte Pilotanlage noch ohne Isolierung und Instrumentierung.

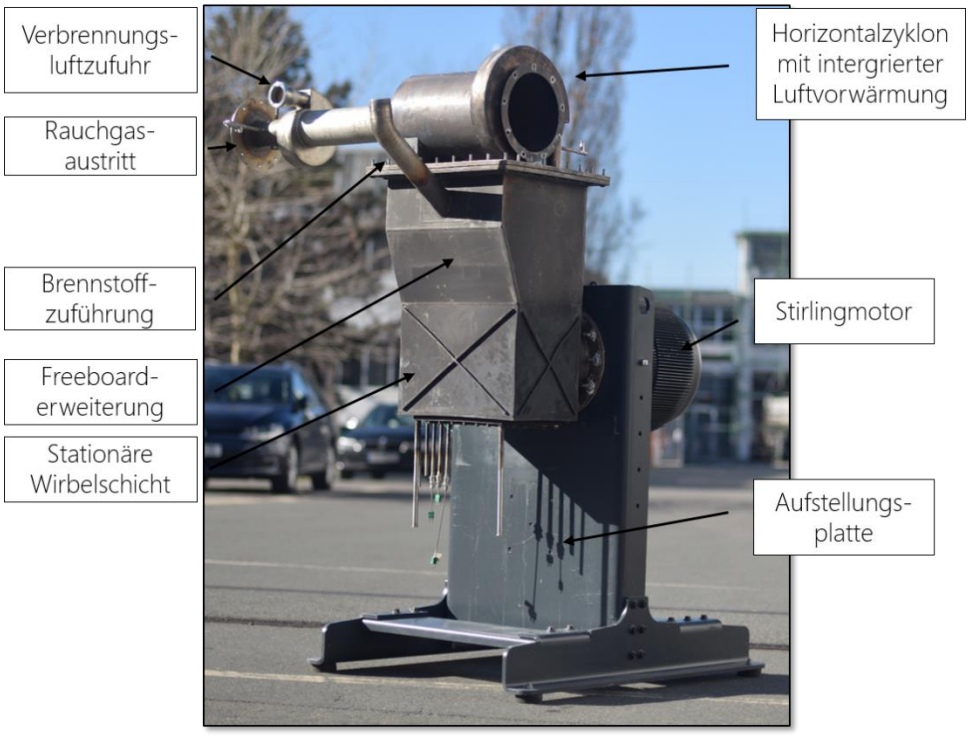


Abbildung 4 Aufbau der Pilotanlage (ohne Isolierung und Instrumentierung dargestellt)

Realisierung der Leittechnik, Instrumentierung und Aufbau in Laborumgebung

Um im Feldtestbetrieb einen unbeaufsichtigten Betrieb der Anlage zu gewährleisten, war es notwendig, eine umfangreiche Sicherheitsbetrachtung durchzuführen, bevor mit dem Aufbau und der Instrumentierung der Pilotanlage begonnen werden konnte. Dazu wurde eine HAZOP-Studie durchgeführt, welche vor allem die verfahrenstechnischen Gefährdungen betrachtet. Basierend darauf wurde eine SIL-Einstufung nach DIN EN 61511 der notwendigen Mess- und Regelungstechnik durchgeführt und die Anlage mit den sich ergebenden notwendigen Sicherheitsmaßnahmen und -sensorik ausgestattet.

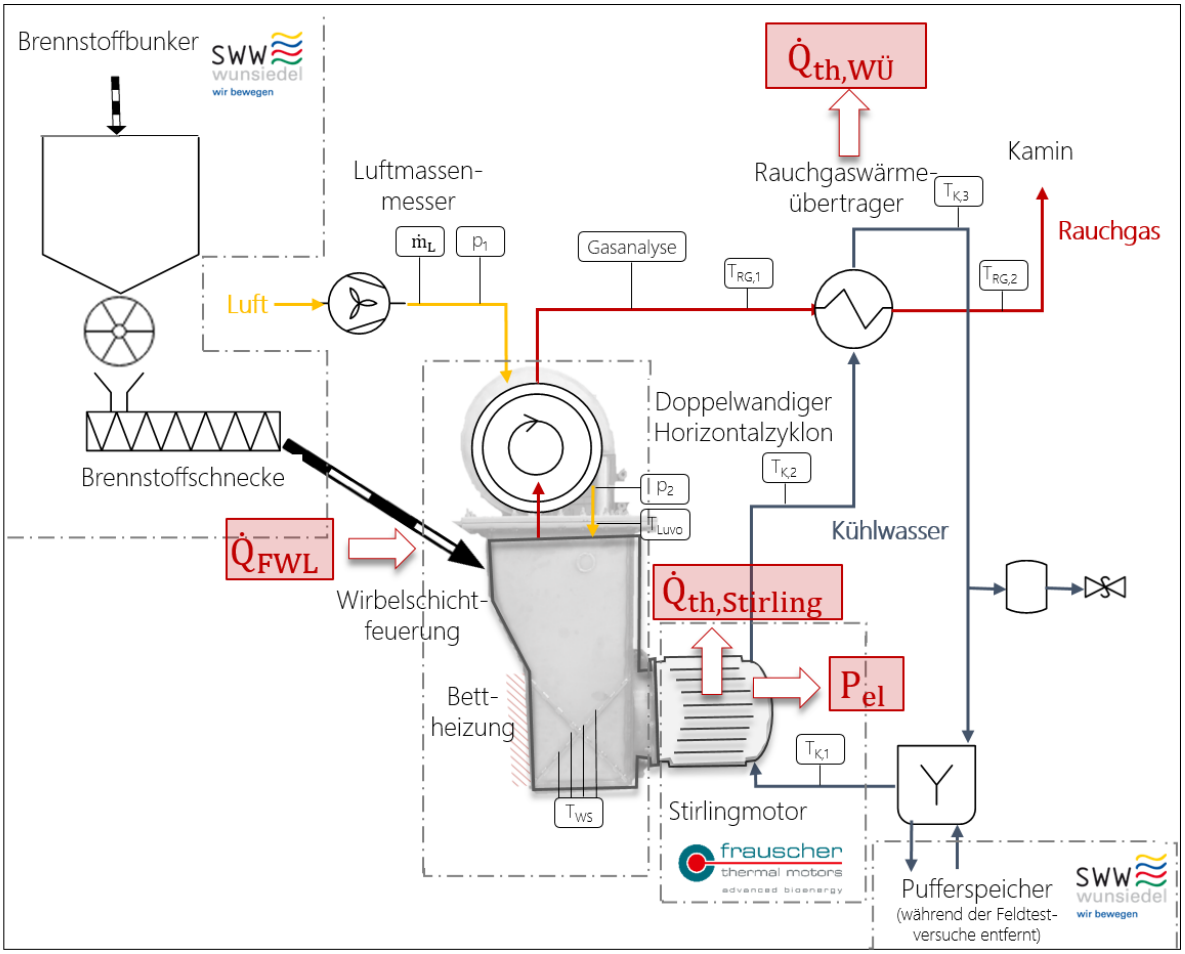


Abbildung 5 R&I-Fließbild des Anlagenaufbaus am Feldteststandort

Für die Automatisierung und Steuerung der Pilotanlage wurde basierend auf den Sicherheitsbetrachtungen neben einer B&R SPS-Steuerung eine B&R Safety-SPS-Steuerung implementiert und programmiert, welche sicherheitsrelevante Signale verarbeitet und u.a. den Anlagen-Not-Aus steuert. Hinsichtlich des Langzeitbetriebs wurde zudem die Messdatenaufzeichnung erweitert. Die Aufzeichnung der Daten erfolgte über eine OPC UA-Schnittstelle gleichzeitig in eine PostgreSQL-Datenbank. Zusätzlich zur Benutzeroberfläche der Anlagensteuerung (s. Abbildung 6), konnten die Daten somit über die Freeware „Grafana" visualisiert und live ausgewertet werden.

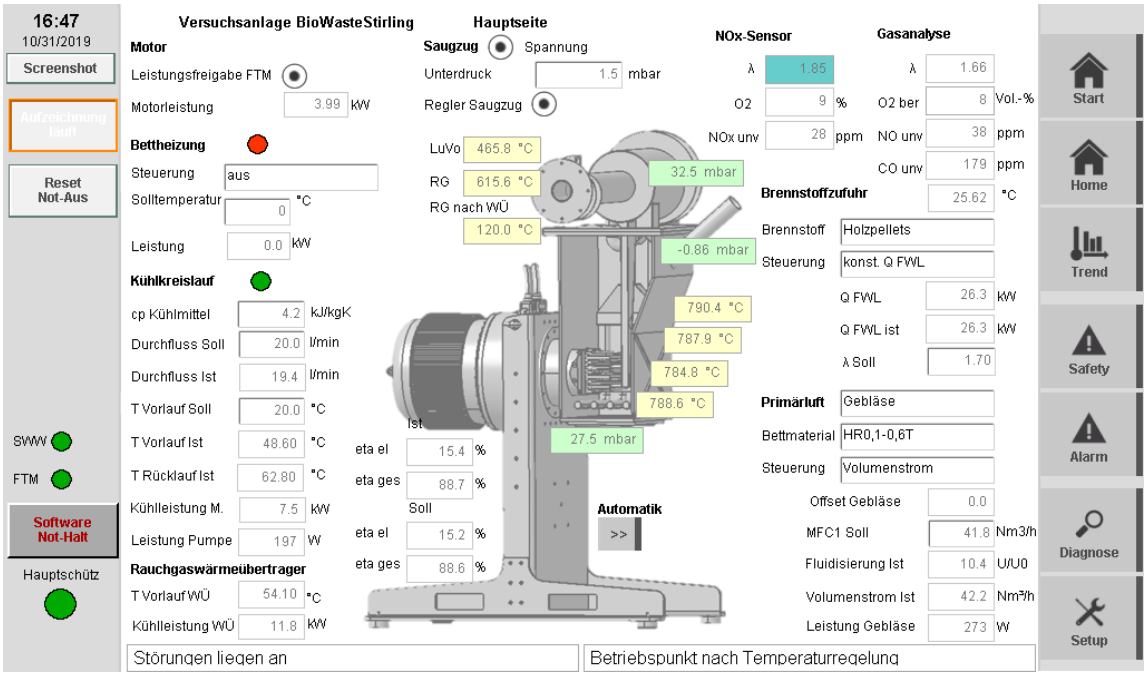


Abbildung 6 Benutzeroberfläche der programmierten B&R Steuerung der Pilotanlage

Nach Abschluss der Sicherheitsbetrachtungen und Instrumentierungsarbeiten wurde die Anlage im Labor des EVT erstmals zusammen mit dem neuen FTM Stirlingmotor aufgebaut und einem Funktionstest unterzogen, wobei vor allem die Schnittstellenkommunikation der beiden Steuerungen im Fokus stand. Um das Gesamtkonzept der KWK-Anlage noch zu vervollständigen war zudem die Integration eines Rauchgaswärmeübertragers zur weiteren Auskopplung von Nutzwärme aus dem Rauchgas notwendig (s. Abbildung 7).

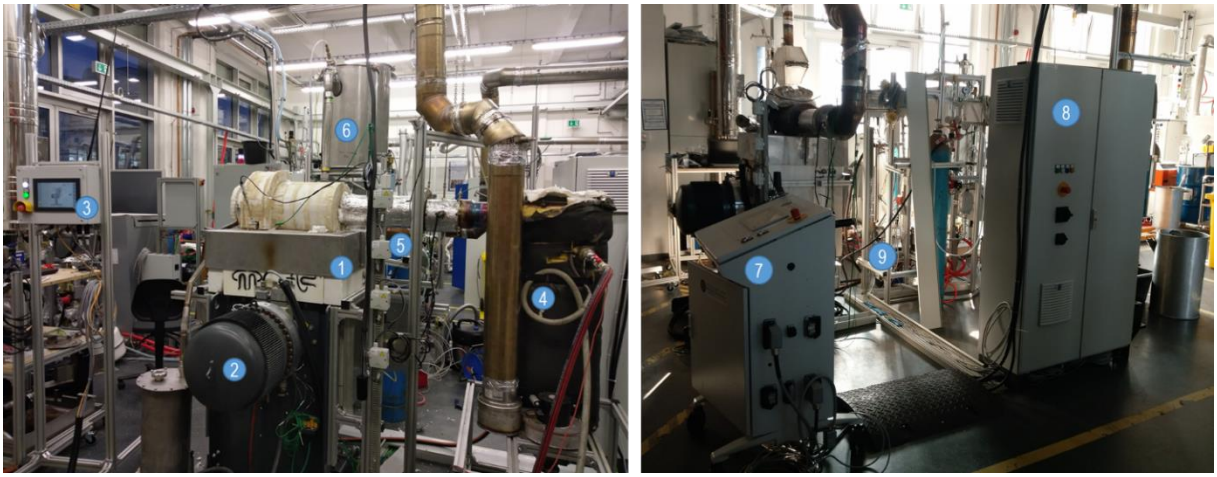


Abbildung 7 Aufbau der Laborumgebung am EVT mit Einzelkomponenten

Tabelle 2 Einzelkomponenten des Aufbaus in Laborumgebung am EVT

Pos.	Beschreibung	Pos.	Beschreibung
1	Wirbelschichtfeuerung mit Bettheizung	6	Brennstoffbehälter
2	Stirlingmotor	7	Schaltpult Stirlingmotor
3	Bedienpanel	8	Hauptschaltschrank Wirbelschichtfeuerung
4	Rauchgaswärmeübertrager	9	Kühlkreislauf
5	Heliumflasche und -anschluss		

3.1.2 Inbetriebnahme, Leistung- und Emissionsmessungen in Laborumgebung

(AP1.4 – EVT, FTM, TFZ)

Bevor die Pilotanlage in der autarken Containerumgebung betrieben wurde, erfolgte eine Inbetriebnahme des neu entworfenen Systems in der Laborumgebung des EVT. Darüber hinaus waren umfassende Charakterisierungsversuche und ein Langzeittest über 72 Stunden die Grundlage für das Betriebskennfeld der Anlage und die Entwicklung einer Regelungsstrategie für einen unbeaufsichtigten Betrieb in Feldtestumgebung.

Inbetriebnahme (EVT, FTM)

Die Inbetriebnahme der Pilotanlage erfolgte, ebenso wie der Aufbau, in einzelnen Teilschritten. Zunächst wurde die neu konzeptionierte Wirbelschichtfeuerung ohne den Stirlingmotor an der Aufstellungsplatte montiert und alleinstehend in Betrieb genommen. Durch die fehlende Wärmesenke im Wirbelbett, war nur eine zeitweise Brennstoffzugabe möglich, um die Feuerungstemperaturen nicht zu sehr ansteigen zu lassen. In diesem ersten Versuch mit Holzpellets zeigte sich bereits, dass der Druckverlust der Gesamtanlage in dem erwarteten Bereich von 30 - 40 mbar liegt. Trotz des instationären Betriebs lagen die CO-Emissionen bereits unter dem Grenzwert der 1. BImSchV von ca. 320 ppm, wobei noch eine weitere Verringerung bei späterem Erreichen von stationären Betriebspunkten zu erwarten war.

Darauf folgte die erste Inbetriebnahme der Gesamtanlage mit Feuerung und integriertem Stirlingmotor, allerdings noch ohne nachgeschalteten Rauchgaswärmeübertrager (s. Abbildung 8). In dieser ersten Inbetriebnahme zeigte sich bereits, dass die Nennleistung des Stirlingmotors von 5 kW_{el} in Kombination mit der Wirbelschichtfeuerung erreicht werden kann. Bei Wirbelschichttemperaturen von ca. 813 °C, Kühlmitteltemperaturen von ca. 15 °C und einer Feuerungswärmeleistung von ca. 42 kW (geregelt nach der Luftzahl λ) konnte eine elektrische Leistung von 5,2 kW_{el} realisiert werden, was einem elektrischen Wirkungsgrad von ca. 12,4 % entspricht. Bereits hier wird der starke Einfluss des Heliumprozessdrucks p_{Pr} sowie der Kühlmitteltemperatur $T_{K,1}$ auf die Motorleistung ersichtlich. An dieser Stelle bestätigen die erfolgreiche Inbetriebnahme sowie der Betrieb bei Nennleistung das im Projekt entwickelte Design

und die Anlagenauslegung. Die Ergebnisse des wirbelschichtgefeuerten Stirlingmotors sind demnach vergleichbar mit der gasbefeuerten Lösung von Frauscher Thermal Motors.

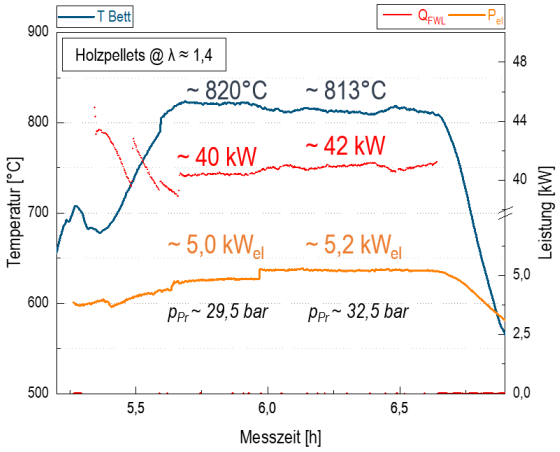


Abbildung 8 Leistungen und Betttemperatur bei der Inbetriebnahme der Pilotanlage am EVT

Charakterisierung der Stirlingmotorleistung (EVT, FTM)

Um neben dem Prozessdruck die weiteren Einflussfaktoren auf die Leistung des Stirlingmotors zu charakterisieren, wurden im Folgenden im Labor Versuche zur Variation der Wirbelschichttemperatur, Fluidisierung und Kühlwassertemperatur durchgeführt. Diese wurden gezielt im mittleren Leistungsbereich des Motors realisiert, um Limitierungen durch Leistungsgrenzen auszuschließen.

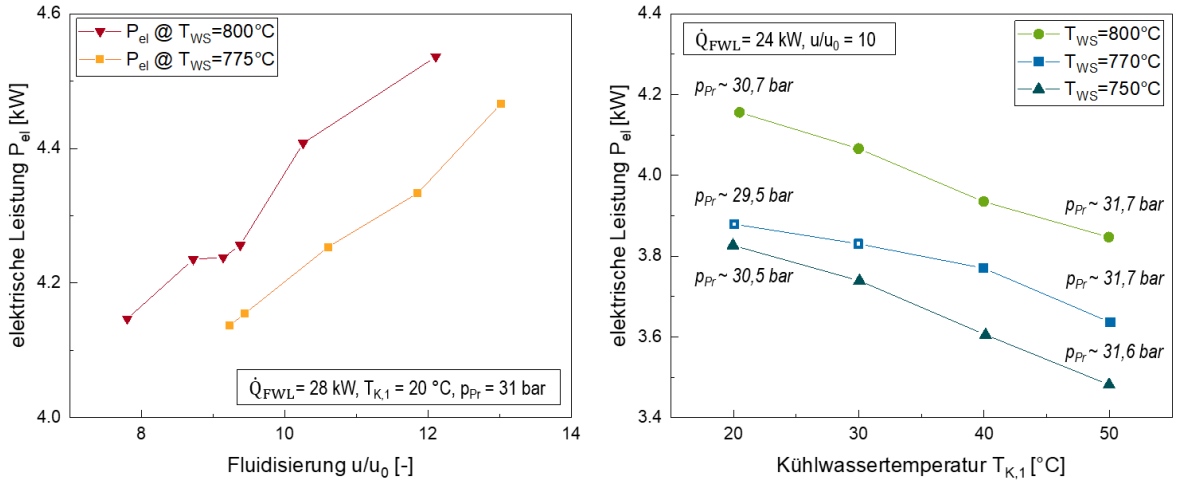


Abbildung 9 Elektrische Leistung in Abhängigkeit der Wirbelschichttemperatur und Fluidisierung (links) sowie der Wirbelschicht- und Kühlwassertemperatur (rechts)

Die Ergebnisse dieser Charakterisierungsversuche sind zusammenfassend in Abbildung 9 dargestellt. Dabei zeigt sich die Leistungsabhängigkeit des Motors von der Wirbelschichttemperatur T_{WS} in

beiden Diagrammen durch die Verschiebung der jeweiligen Messreihe zu niedrigeren Leistungen P_{el} für niedrigere Wirbelschichttemperaturen. Diese beeinflussen direkt das Temperaturniveau auf der heißen Seite des Stirlingprozesses und verringern damit die entkoppelbare Wärmemenge aus der Wirbelschicht. Analog verringert die Erhöhung des Temperaturniveaus $T_{K,1}$ auf der kalten Seite des Stirlingprozesses die Leistung des Motors (s. Abbildung 9 rechts). Allerdings heben höhere Kühlwassertemperaturen $T_{K,1}$ gleichzeitig das mittlere Temperaturniveau des Arbeitsgases im Stirlingmotor und bewirken somit eine Prozessdruckerhöhung. So zeigt das Diagramm rechts bei Kühlwassertemperaturen von 50 °C stets ca. 1 bar höhere Prozessdrücke als bei 20 °C Kühlwassertemperatur. Wie bereits in Abbildung 8 dargestellt wirkt diese Druckerhöhung leistungssteigernd.

Zuletzt hat sich gezeigt, dass die Fluidisierungsgeschwindigkeit u/u_0 einen entscheidenden Einfluss auf die Motorleistung hat (s. Abbildung 9 links). Dies hängt vor allem mit der Vergrößerung der effektiv genutzten Wärmeübertragerfläche bei höheren Turbulenzen im Wirbelbett und besserer Umströmung der Tauchheizflächen zusammen.

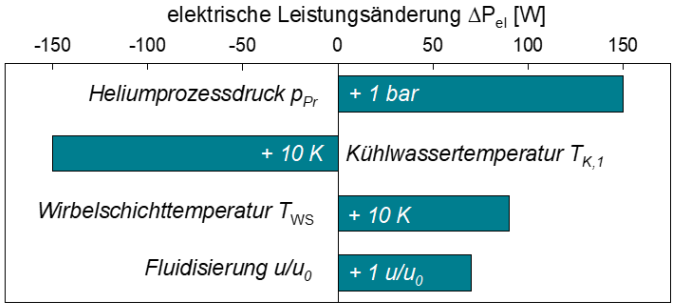


Abbildung 10 Quantifizierung der Leistungsänderung durch die Einflussfaktoren

Insgesamt folgt der thermische Wirkungsgrad des Stirlingmotors (ca. 37-42 %) dem Carnotwirkungsgrad. Eine Maximierung der elektrischen Leistung kann somit durch einen höheren Wärmeeintrag über die Tauchheizflächen erfolgen. Abbildung 10 fasst den Einfluss der Betriebsparameter der Mikro-KWK-Anlage nochmals quantitativ zusammen.

Charakterisierung der Emissionen (EVT, TFZ)

Neben der Stirlingmotorleistung wurde die Wirbelschichtfeuerung umfangreich anhand der Emissionen charakterisiert. Die CO-Emissionen sind dabei der Indikator für eine vollständige Umsetzung des Brennstoffs und damit vollständiger Verbrennung. Sie werden vor allem durch die drei Faktoren Verweilzeit, Verbrennungstemperatur und Turbulenz bzw. Vermischung im Bereich der Verbrennungszone bestimmt. Die Temperatur wird vor allem durch die Wirbelschichttemperatur sowie die Temperatur in der Nachverbrennungszone im Zyklon bestimmt. Darauf haben wiederum die Wärmeauskopplung für die Luftvorwärmung der Primärluft als auch die Verweilzeiten im Wirbelschichtreaktor selbst einen Einfluss. Die Verweilzeit im Wirbelschichtreaktor und auch Zyklon wiederum wird vornehmlich durch den Primärluftmassenstrom bestimmt. Durch die bauliche

Erweiterung des Freeboards konnten die Strömungsgeschwindigkeiten über der Wirbelschicht bereits reduziert werden. Dennoch muss zuletzt immer der Trade-Off zwischen langen Verweilzeiten und ausreichend Turbulenz für einen möglichst vollständigen Abbrand gefunden werden. Dieser Zusammenhang spiegelt sich auch in den Messergebnissen wider (s. Abbildung 11).

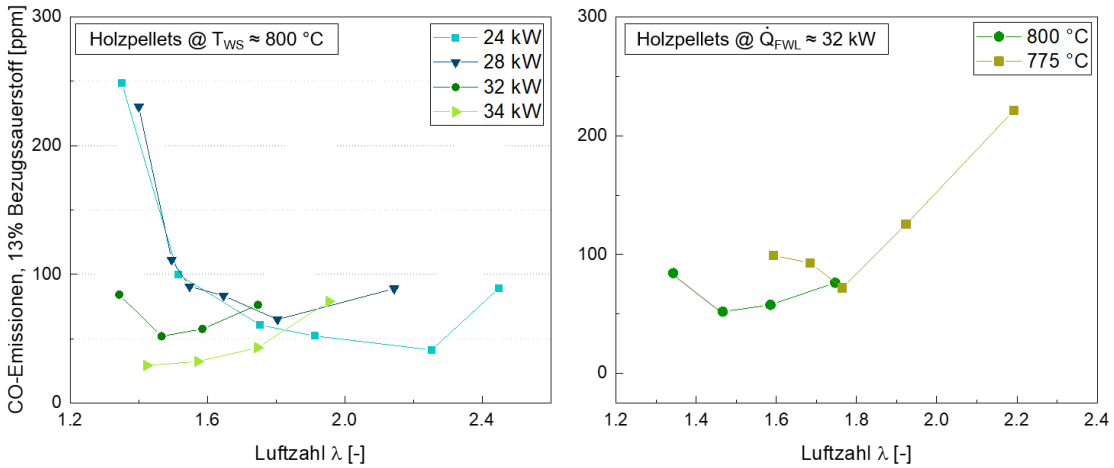


Abbildung 11 CO-Emissionen in Abhängigkeit von der Luftzahl λ und der Feuerungswärmeleistung (links) bzw. Wirbelschichttemperatur (rechts) für Holzpellets

Grundsätzlich zeigen die Ergebnisse in Abbildung 11 unter Verwendung von Holzpellets, dass sich abhängig von der Feuerungswärmeleistung ein lokales CO-Minimum (20-50 ppm) ausbildet, welches sich für höhere Leistungen zu niedrigeren Luftzahlen verschiebt. Dies lässt sich bei gleichbleibenden Wirbelschichttemperaturen von 800 °C (Abbildung 11, links) auf die Strömungsverhältnisse zurückführen. Vergleicht man die notwendigen Primärluftvolumenströme im jeweiligen CO-Minimum, liegen diese immer im Bereich zwischen 40-45 Nm^3/h. Für die Pilotanlage bilden sich dann optimale Strömungsverhältnisse hinsichtlich Verweilzeit und Turbulenz aus, wobei dieser Effekt für einen steigenden Luftüberschuss abgeschwächt wird. Gleichermaßen ist eine Abhängigkeit der CO-Emissionen von der Wirbelschichttemperatur T_{WS} erkennbar. Niedrigere Temperaturen resultieren in höheren Emissionswerten, wobei sich das neue lokale CO-Minimum zu höheren Primärluftmassenströmen verschiebt, um die geringeren Temperaturen zu kompensieren. Zusammenfassend kann jedoch festgestellt werden, dass alle Messwerte unabhängig vom Betriebspunkt unter den Grenzwerten der 1. BImSchV von ca. 320 ppm (entspricht 400 Nm^3/h) liegen und somit ein flexibler Betrieb mit Holzpellets gewährleistet werden kann. Die baulichen Optimierungen an der Pilotanlage im Zuge des Projekts bringen damit eine weitere Verbesserung gegenüber der bisherigen Laboranlage von Müller [59].

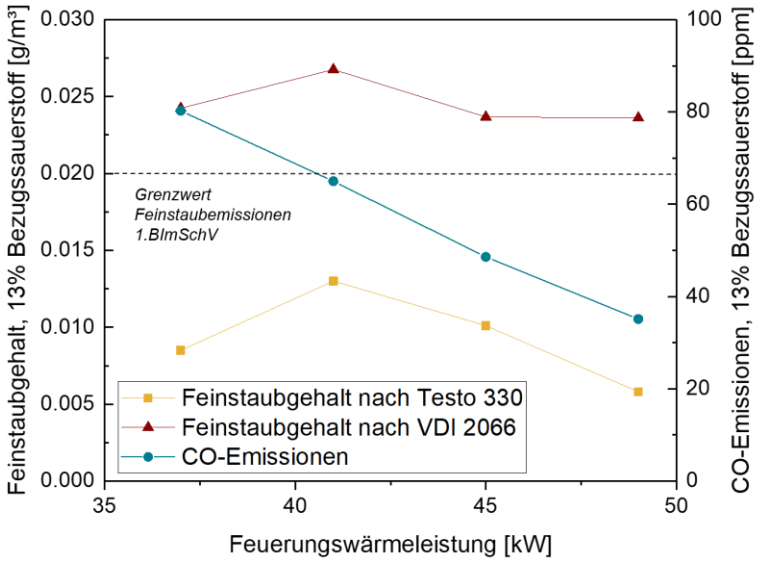


Abbildung 12 Feinstaub- und CO-Emissionen in Abhängigkeit der Feuerungswärmeleistung

Die Feinstaubemissionen im Labor des EVT wurden in Zusammenarbeit mit dem TFZ ermittelt. Hierzu wurden Vergleichsmessungen mit einem testo 330 (Kaminkehrermessgerät) und einer Paul-Gothe-Messsonde des TFZ nach VDI 2066 durchgeführt. Beide Methoden unterscheiden sich jedoch. Zum einen erfolgt bei der VDI Methode eine isokinetische Absaugung mit einer Absaugdüse von 18 mm Durchmesser und einer Absauggeschwindigkeit von 2,0 bis 2,5 m/s auf einen Quarzplanfilter, welcher vor und nach der Messung im Labor gewogen wurde, während bei testo 330 ein konstanter Volumenstrom von 0,6 l/min abgesaugt wird. Weiterhin unterscheidet sich die Düsenorientierung: bei testo 330 erfolgt eine Absaugung in 90° Ausrichtung, bei der VDI-Messstelle wird entgegengesetzt der Abgasrichtung (180°) beprobt. Ein weiterer wesentlicher Unterschied ist die Beheizung der Probenahmeleitungen, welche bei der VDI-Messstelle auf 160 °C eingestellt ist und beim testo 330 standardmäßig die Probenahmeleitung auf 120 °C beheizt, aber der Rotationsverdünner bei 80 °C betrieben wird. Während an der VDI-Messstelle über 30 Minuten beprobt wurde, konnte mit dem testo 330 lediglich eine Messdauer von 15 Minuten erreicht werden. Die Randbedingungen der Messung sind nochmal in Tabelle 3 zusammengefasst. Das angezeigte Rohergebnis des testo 330 (s. Abbildung 12) wird nach der Messung zusätzlich automatisch mit einer angenommenen Messunsicherheit von 40 % gemäß einer Abnahmemessung nach VDI 4207-2 korrigiert. Es zeigt sich allerdings, dass die Messergebnisse nach VDI 2066 die der Kaminkehrer-Abnahmemessung auch ohne Korrektur mit der Messunsicherheit übersteigen und damit auch leicht über dem Grenzwert von 20 mg/Nm³ der 1. BImSchV liegen. Im Rahmen der Messunsicherheit kann innerhalb einer Messreihe allerdings keine Abhängigkeit von der Feuerungswärmeleistung bzw. Primärluftmassenstrom festgestellt werden.

Tabelle 3 Randbedingungen und Ergebnisse der Staubmessung nach VDI 2066 durchgeführt vom TFZ im Vergleich zum testo 330 – Staubemissionen bezogen auf 13% O_2

Nr	Brennstoff-massen-strom [kg/h]	Primärluft-volumen-strom [Nm³/h]	Rauchgas-temperatur [°C]	Abgasge-schwindigkeit [m/s]	Restsauer-stoffgehalt [Vol.-%, tr.]	Staub-emissionen VDI 2066 [mg/Nm³]	Staub-emissionen testo 330 [mg/Nm³]
1	7,7	50,4	303,3	2,0	8,1	24,2	8,5
2	8,5	53,4	314,6	2,2	8,5	26,8	13,0
3	9,3	55,8	329,4	2,3	8,1	23,7	10,1
5	10,1	60,2	349,8	2,5	7,5	23,6	5,8

Da die Versuche im Labor mit Holzpellets durchgeführt wurden, zeigten sich in den NO_x-Emissionen keine betriebspunktabhängigen Schwankungen. Bezogen auf 13 % Restsauerstoffgehalt lagen sie zwischen 40-60 ppm. Erhöhte NO_x-Werte waren erst für stickstoffhaltige Brennstoffe im Feldtest zu erwarten.

Dauerlauffähigkeit und Wirkungsgradbetrachtung (EVT)

Zuletzt wurde in Vorbereitung auf den unbeaufsichtigten Betrieb noch ein Langzeitversuch über 72 Stunden im Labor durchgeführt. Dieser diente zum einen zur Bestimmung von stationären Betriebspunkten für den Betrieb ohne eine zusätzliche Unterstützung der Bettheizung sowie zur Untersuchung des Regelungsverhaltens der Pilotanlage als Grundlage für die Entwicklung einer automatischen Betriebspunktregelung.

Da im Labor des EVT nur ein Vorlagebehälter für ca. 40 kg Brennstoff ohne automatische Nachfüllvorrichtung installiert ist, musste dies händisch alle 3-4 Stunden erledigt werden. Daraus resultieren kurze Einbrüche in der Brennstoffleistung (s. Abbildung 13 unten). Diese spiegeln sich allerdings nur begrenzt in Schwankungen der Wirbelschichttemperatur und Emissionen wider, was die Flexibilität und hohe Wärmepufferwirkung des Wirbelbetts der kleinskaligen Anlage bestätigt. Weiters beeinflusst der aktuelle Primärluftvolumenstrom die Luftvorwärmtemperatur T_{LuVo}, welche zwischen 380-470 °C liegt. Die Rauchgastemperaturen nach dem Brennwertwärmeübertrager der Firma ÖkoFEN bewegen sich hingegen zwischen 65-90 °C. Entsprechend schwankt die thermische entkoppelte Leistung aus dem Rauchgas durch den Rauchgaswärmeübertrager $\dot{Q}_{th,WÜ}$ zwischen 8-11 kW, während die entkoppelte thermische Stirlingleistung $\dot{Q}_{th,Stirling}$ zwischen 10-11 kW weniger Veränderung aufzeigt. Dies lässt sich vor allem darauf zurückführen, dass höhere Brennstoffleistungen vor allem zu einer Erhöhung des Wärmeinhalts des Rauchgasmassenstroms führen und somit überproportional durch den Rauchgaswärmeübertrager genutzt werden können.

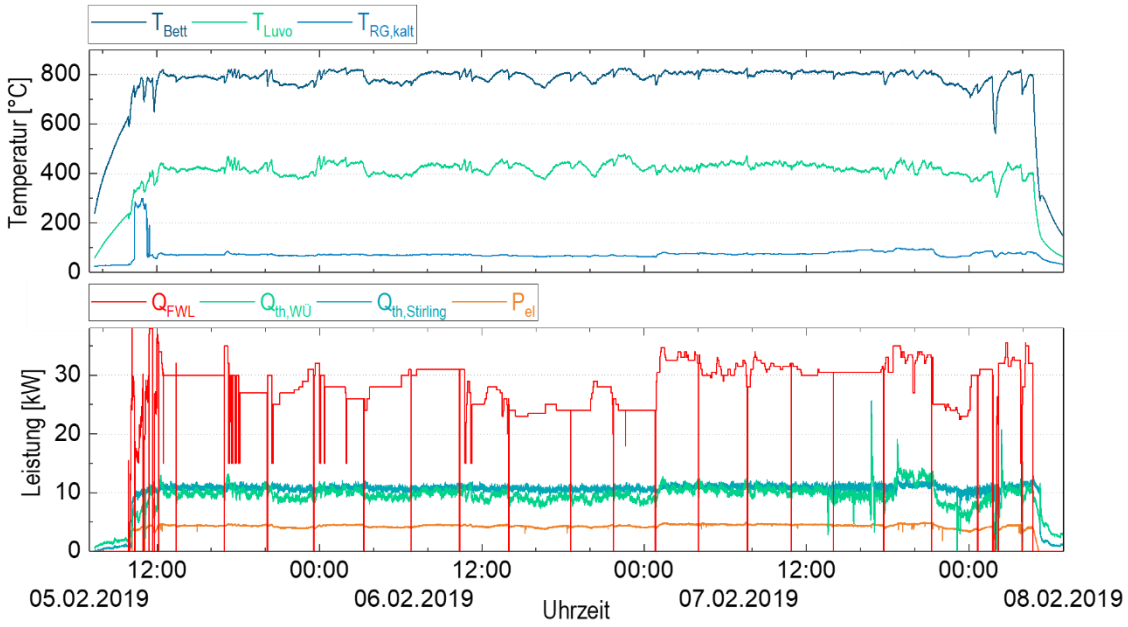


Abbildung 13 Temperatur- und Leistungsverlauf während des 72 h-Dauerlaufversuchs

Dieser Zusammenhang spiegelt sich auch in der Betrachtung der Wirkungsgrade der Pilotanlage wider. Wie in Abbildung 14 links dargestellt steigt die elektrische Motorleistung P_{el} bei höheren Feuerungswärmeleistungen $\dot{Q}_{FWL}$ vor allem durch höhere resultierende Wirbelschichttemperaturen T_{WS} an. Zur direkten Berechnung des elektrischen Wirkungsgrades der Anlage wird nach Gleichung 1 die resultierende elektrische Leistung P_{el} mit der notwendigen Feuerungswärmeleistung $\dot{Q}_{FWL}$ ins Verhältnis gesetzt:

$$\eta_{el} = \frac{P_{el}}{\dot{Q}_{FWL}} = \frac{P_{el}}{H_u \cdot \dot{m}_{BS}} \quad (1)$$

Demnach resultieren für den Teillastbetrieb der Pilotanlage elektrische Wirkungsgrade bis zu 16 %, welche mit steigender Feuerungswärmeleistung bis ca. 13,5 % (Vergleichspunkt aus dem Inbetriebnahmeversuch aus Abbildung 8) sinken. Dieser berechnete Wirkungsgrad ist allerdings mit Messunsicherheit der eingehenden Parameter behaftet, welche sich nach eingehender Betrachtung nach der Gaußschen Fehlerfortpflanzung zwischen 2,2-2,6 % bewegt. Zusätzlich dazu kann die Berechnung indirekt über die zugegebenen Primärluftmengen und die Luftzahl, sowie den Brennkammer- und Stirlingwirkungsgrad berechnet werden, was zu geringfügig geringeren Ergebnissen zwischen 10,6 und 15,1 % führt [60].

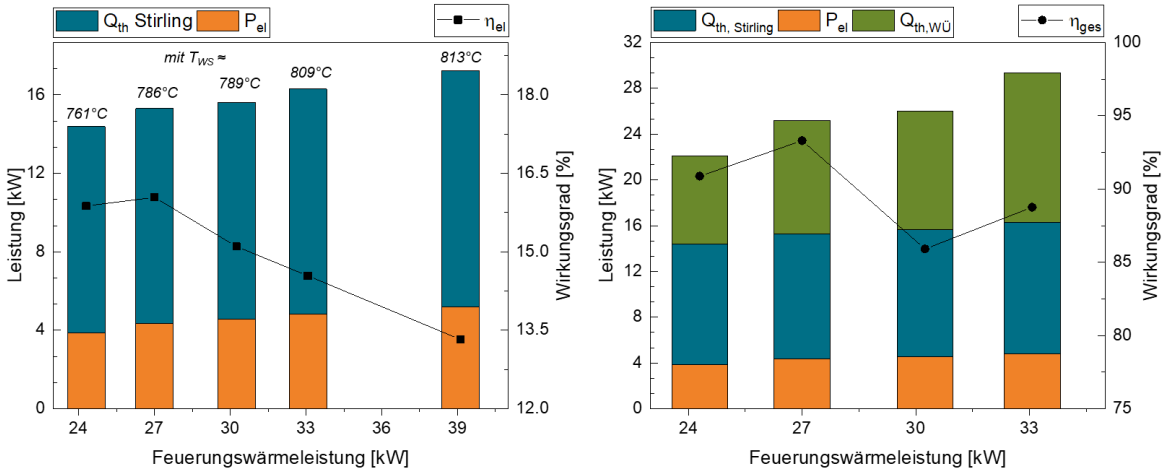


Abbildung 14 Elektrischer Wirkungsgrad η_{el} und Brennstoffausnutzungsgrad η_{ges} in Abhängigkeit von der Feuerungswärmeleistung

Um den Wirkungsgrad der Gesamtanlage zu berechnen, werden analog die elektrischen und thermischen Leistungen der Feuerungswärmeleistung $\dot{Q}_{FWL}$ als sog. Brennstoffausnutzungsgrad η_{ges} gegenübergestellt (s. Gleichung 2). Da die zusätzliche Brennstoffleistung überproportional durch den Rauchgaswärmeübertrager ausgekoppelt wird, zeigt sich im Brennstoffausnutzungsgrad ein geringerer betriebspunktabhängiger Effekt und schwankt für die Pilotanlage im Labor zwischen 85,9 und 93,3 %. Eine indirekte Bestimmung des Feuerungswirkungsgrads über die Rauchgas-, Strahlungs- und chemischen Verluste ist in diesem Fall nicht ratsam, da im Brennwertwärmeübertrager bereits ein Teil des enthaltenen Wasserdampfs auskondensiert wird und damit das Ergebnis leicht verfälscht. Da dieser Prozess isotherm ist und der genaue Restdampfgehalt des Rauchgases nicht bestimmt werden kann, kann die zusätzlich entkoppelte Kondensationsenthalpie nicht bilanziert werden.

$$\eta_{ges} = \frac{P_{el} + \dot{Q}_{th,Stirling} + \dot{Q}_{th,WÜ}}{\dot{Q}_{FWL}} \qquad (2)$$

Alle Ergebnisse dieses Kapitels wurden gesondert in der Veröffentlichung „Performance of a fluidized bed-fired Stirling engine as micro-scale CHP system on wood pellets" in dem internationalen Fachjournal Applied Thermal Engineering detailliert dargestellt und diskutiert [60]. Die Ergebnisse aus der Inbetriebnahme und Charakterisierung der neu entworfenen Pilotanlage bestätigen, dass ein emissionsarmer Betrieb für verschiedene Lastbereiche realisiert werden kann. Zudem können für Holzpellets elektrische Wirkungsgrade von 13-15 % erzielt werden, was einer Steigerung von knapp 5 % zum bisherigen Laborsetup entspricht. Die Brennstoffausnutzungsgrade liegen mit 80-95% im Bereich von etablierten KWK-Konzepten. Diese Optimierungen sind vor allem auf den neu integrierten Stirlingmotor, die verfahrenstechnische Optimierung hinsichtlich der Wärmeauskopplung sowie eine verbesserte Dämmung und zurückzuführen.

3.2 Feldtest in einem Heizkraftwerk mit verschiedenen Brennstoffen

3.2.1 Vorbereitung und Installation des Containers am Feldteststandort

(AP2.1 – SWW)

Um einen autarken Betrieb der Pilotanlage in Feldtestumgebung zu ermöglichen, wurde am Standort des Pelletwerks der WUNBioenergie in Wunsiedel ein mobiler 20-Fuß-Container aufgestellt und für den autarken Anlagenbetrieb ausgestattet. Der Containerinnenraum wird daher in drei Bereiche aufgeteilt: den Betriebsraum mit der KWK-Anlage, die Leitwarte (Steuerungsraum) und den Brennstoffbunker. Abbildung 15 zeigt den Aufstellungsplan des Containers, sowie eine Draufsicht mit den Abmessungen der Hauptkomponenten.

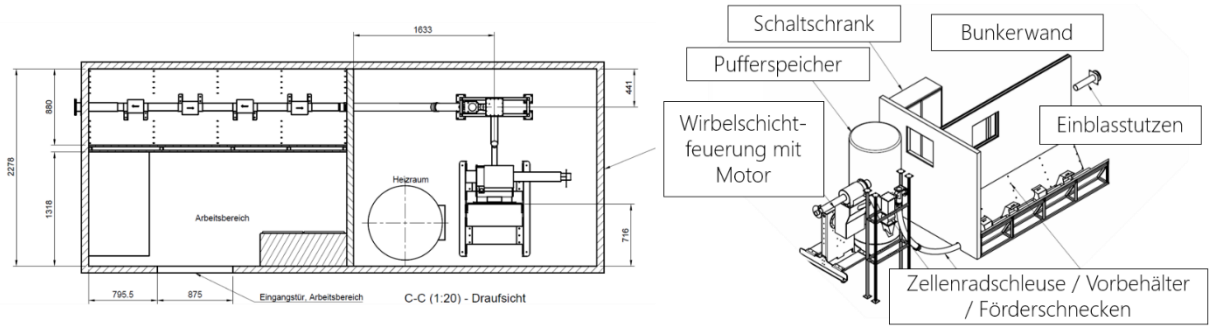


Abbildung 15 Aufstellungsplan des Containers für die Feldtestversuche

Das Brennstoffördersystem besteht aus zwei Schneckensystemen, wobei eine flexible Steiner Förderschnecke die Pellets aus dem Langezeit-Brennstoffbunker in einen kleinen Vorlagebehälter fördert. Dieser ist mit einer Zellenradschleuse gegen die Atmosphäre abgedichtet, um eine Leckageströmung des Rauchgases aus dem mit leichtem Überdruck beaufschlagten Wirbelschichtreaktor zu vermeiden. Aus dem Vorlagebehälter mit Füllstandsensor fördert eine zweite Dosierschnecke die Pellets in den Wirbelschichtreaktor. Um einen autarken Betrieb der Anlage zu gewährleisten, wurde ein Luftkühler integriert, welcher bei fehlender Wärmesenke die produzierte Wärme an die Umgebung abgeben kann. Darüber hinaus wurde zunächst ein 500 l Pufferspeicher integriert, welcher die Wärmeproduktion und -abnahme und damit auch die Kühlsysteme der KWK-Anlage und des Luftkühlers entkoppelt. Alle Einzelkomponenten wurden fest verschraubt, sodass theoretisch ein Transport und Standortwechsel der Pilotanlage möglich ist.

Nach dem vorbereitenden Innenausbau wurde die zuvor getestete Pilotanlage in den Container integriert. Dabei gab es keine grundlegenden Änderungen im Anlagensetup, wobei kleinere Umbaumaßnahmen im Kühlkreislauf, der Rauchgasführung und am Brennstoffstutzen notwendig waren. Da allerdings im Feldtest keine Druckluftversorgung vorhanden ist, wurde die Dosierung und Regelung des Primärluftvolumenstroms nun durch eine Regelstrecke bestehend aus Gebläse und Luftmassenmesser realisiert. Zusätzlich zu den bisherigen Sicherheitsmaßnahmen wurden eine Rückbrandsicherung am Brennstoffstutzen, sowie mehrere CO-Sensoren im Betriebsbereich und in

der Leitwarte in die Sicherheitsroutine integriert. Abbildung 16 zeigt den Container im ausgebauten Zustand mit der integrierten Feldtestanlage.

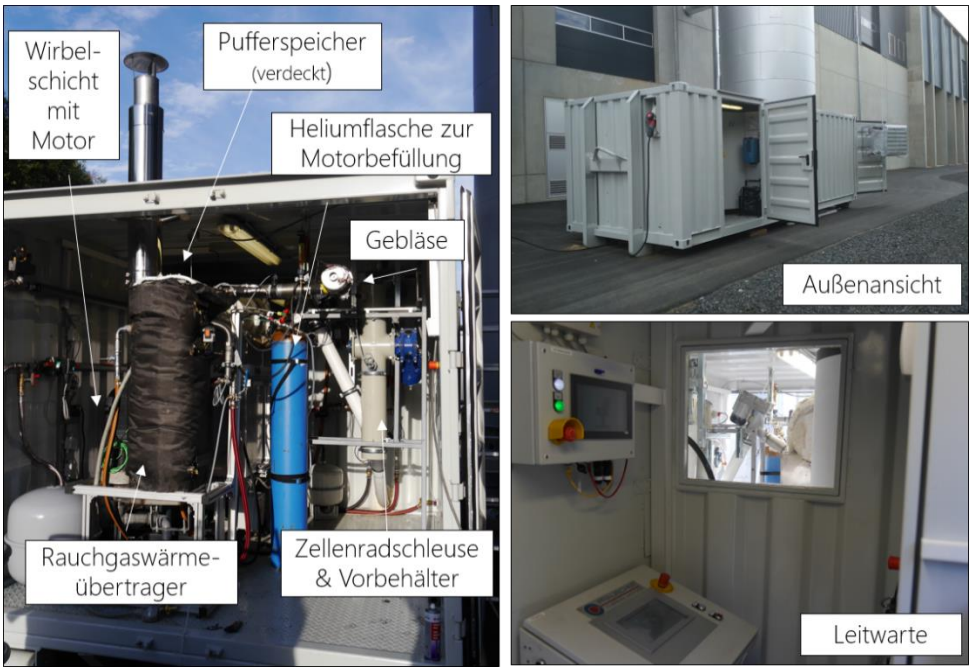


Abbildung 16 Ausgebauter Container mit Betriebsraum (links), Leitwarte (rechts unten) und Außenansicht (rechts oben) am Feldteststandort

3.2.2 Inbetriebnahme der Feldtestanlage in Containerumgebung

(AP2.1 – EVT, SWW)

Zum unbeaufsichtigten Betrieb der Anlage in Feldtestumgebung wurde, basierend auf den Laborversuchen, eine Regelungsstrategie entworfen. Dazu gehören unter anderem ein Programm zum automatisierten An- und Abfahren der Anlage, sowie eine automatische Betriebspunktregelung. Die Zielgröße ist dabei eine vorgegebene Wirbelschichttemperatur, wobei die Regelung eine stetige Anpassung der Feuerungswärmeleistung vorsieht, sobald die Wirbelschichttemperatur einen definierten Toleranzbereich verlässt. Die Anpassungen erfolgen wiederum nach einem bestimmten Zeitfenster. Wird der Restsauerstoffgehalt durch stetige Adaptionen in der Brennstoffleistung zu gering oder zu hoch ($1{,}1<\lambda<2{,}3$), erfolgt eine Adaption des Primärluftvolumenstroms. Durch die Trägheit des Gesamtsystems und teilweise zeitlich verzögerte Reaktion der Wirbelschichttemperatur auf die Änderungen, entstehen im stationären Betrieb zeitweise gleichermaßen periodische Schwankungen in der Zielgröße. Je nach Außentemperatur, Motorleistung, Kühlmitteltemperatur, Volumenstrom oder aktueller Ist-Brennstoffleistung entstehen allerdings auch Phasen im Gleichgewicht mit konstanter resultierender Wirbelschichttemperatur. Eine weitere Verfeinerung des Regelungskonzepts wurde im Rahmen der weiteren Versuche nicht angestrebt, da der Fokus auf der verfahrenstechnischen Bewertung der Eignung für verschiedene Brennstoffe lag und somit ein hohes Maß an Freiheitsgraden während des Betriebs notwendig war.

Dennoch liegt in der Regelungstechnik der Anlage noch weiteres Verbesserungspotenzial für den emissionsarmen autarken Betrieb beim Endkunden.

Die Inbetriebnahme zeigt außerdem, dass aufgrund der Integration des Pufferspeichers und des Luftkühlers je nach Außentemperatur weitaus höhere Kühlwassertemperaturen für den Stirlingmotor entstehen ($T_{k,1}$ > 60 °C). Dies wirkt sich deutlich auf die elektrische Leistung des Motors, ebenso wie die auskoppelbare Wärmeleistung, aus. Dies wird durch den Einsatz einer Wasser-Glykol-Mischung als Frostschutz im Winter mit einer geringeren spezifischen Wärmekapazität ($c_{p,Glykol,50°C}$=3,8 kJ/kgK) noch verstärkt. Ein Betrieb des Rauchgaswärmekondensators bis zur Rauchgaskondensation (Brennwertbereich), wie im Labor, ist demnach nicht möglich. Die Stromkennzahl hingegen ist für das Feldtestsetup im Vergleich zum Aufbau in Laborumgebung nahezu konstant. Um die mittlere Kühltemperatur zu senken (bis zu 20 K), wurde der Pufferspeicher nach der Inbetriebnahme daher entfernt und der Anlagenkühlkreislauf direkt auf den Luftkühler verschalten.

Darüber hinaus zeigten die ersten Versuche mit Holzpellets, dass im unteren Leistungsbereich starke Schwankungen in der Brennstoffzufuhr durch den notwendigen getakteten Betrieb der Brennstoffschnecke ergeben. Die resultierenden Schwankungen im Restsauerstoffgehalt wirken sich wiederum negativ auf die CO-Emissionen und -spitzen aus. Grund hierfür war vor allem die Auslegung für Brennstoffe mit einem niedrigeren Heizwert und Nennlast von 50 kW_{th}. Ein Austausch des Schneckenmotors ermöglichte eine homogenere Zufuhr für die weiteren Versuche.

Zuletzt bestärkte die Inbetriebnahme nochmals die Notwendigkeit eines gasdichten Brennstoffördersystems, da im Bereich der Brennstoffzufuhr in den Wirbelschichtreaktor ein Überdruck zwischen 5-15mbar herrscht, je nach Volumenstrom und Temperatur im Horizontalzyklon. Zur Vermeidung von Leckageströmungen über das Brennstoffördersystem wurde daher nach den Rauchgaswärmeübertrager noch ein Saugzuggebläse integriert, welches den herrschenden Überdruck am Brennstoffstutzen regelt. Für eine zukünftige Entwicklung der Anlage zum marktreifen Produkt, ist der Betrieb ausschließlich mit Saugzuggebläse ohne zusätzliche Gebläse am Lufteinlass zu bevorzugen. Die Integration beider ermöglicht allerdings im aktuellen Entwicklungsstadium zusätzliche Flexibilität in der Versuchsdurchführung.

3.2.3 Dauertests mit holzartigen Brennstoffen

(AP2.2 – EVT, SWW)

Um die im Labor gewonnenen Ergebnisse (s. Kapitel 3.1.2) zu verifizieren, wurden die ersten Langzeitversuche mit Holzpellets DIN ENplus A1 durchgeführt. Darüber hinaus kamen zum einen Altholzpellets (Klasse A1), als auch NaWaRo-Pellets zum Einsatz. Während die NaWaRo-Pellets bereits in größeren Mengen von der WUNBioEnergie hergestellt werden, war die Menge der Altholzpellets auf ca. 800 kg begrenzt. Zudem sollten sog. PinChips eingesetzt werden, welche faseriges, stückiges Holzmaterial darstellen. Leider war eine kontinuierliche Förderung mit der verbauten Brennstoffschnecke aus dem Vorlagebehälter nicht ohne regelmäßigen händischen Eingriff möglich, sodass ein Langzeitversuch mit dem aktuellen Fördersystem nicht getestet werden

konnte. Allerdings ist aufgrund der Erfahrungen mit den anderen holzartigen Brennstoffen davon auszugehen, dass auch beim Einsatz dieser PinChips der 14-tägige Dauerbetrieb problemlos möglich gewesen wäre. Im Sinne der wissenschaftlich-technischen Ziele war eine aufwendige Änderung der Brennstoffzuführung somit nicht angemessen.

Alle genutzten Brennstoffe wurden zudem vor der Nutzung in der Feldtestanlage im Labor des EVT analysiert. Für die NaWaRo-Pellets war zudem eine Analyse durch Eurofins Umwelt Ost GmbH vorhanden, während für Altholzpellets eine zusätzliche Ultimatenanalyse bei Eurofins gemacht wurde, um den Stickstoffgehalt im Brennstoff (0,88 m.% wf) zu bestimmen. Tabelle 4 fasst die Ergebnisse der Brennstoffzusammensetzung als Grundlage für die in der Steuerung hinterlegte Verbrennungsrechnung und Berechnung der aktuellen Feuerungswärmeleistung zusammen.

Tabelle 4 Ausgewählte Eigenschaften der holzartigen Brennstoffe

		Holzpellets	NaWaRo-Pellets [1]	Altholzpellets	PinChips
Wassergehalt	m.-%	6,9	8,1	7,4	26,5
Aschegehalt	m.-% TS	0,7	0,8	1,5	0,5
flüchtige Substanzen	m.-% TS	83,3	-	80,8	83,7
Brennwert	MJ/kg	18,6	18,6	18,6	15,10
Heizwert [2]	MJ/kg	17,8	17,2	17,4	13,5
Ascheerweichungstemperatur [3]	°C	k. A.	1180	1130	1235

[1] Eurofins-Analyse
[2] Abschätzung nach der Näherungsformel von Boie und Literaturangaben [61]
[3] SST, 5% Schrumpfung

Für die Auswertung der Ergebnisse aus den Langzeitversuchen wurden während der Laufzeit verschiedene stationäre Betriebszustände herausgesucht und die Messdaten gemittelt. Diese wurden daraufhin für eine bessere Übersichtlichkeit in einzelnen Betriebspunkten zusammengefasst und ermöglichen einen Vergleich zwischen den verschiedenen Brennstoffen.

Holzpellets

Die grundlegenden Abhängigkeiten von Emissionen, Leistungen sowie resultierenden Wirkungsgraden wurden bereits in Kapitel 3.1.2 durch die Laborversuche beschrieben. Der Fokus im Feldtest lag daher für die Nutzung der Holzpellets vor allem auf dem Einfluss der Bettmaterialalterung und realer äußerer Betriebsbedingungen. Die dargestellten Ergebnisse teilen sich in zwei Langzeitversuche (LZV 1 und LZV 2) auf, wobei sich LZV 1 aus mehreren Einzelversuchen (inkl. Inbetriebnahmeversuche) zu einem zweiwöchigen Betrieb zusammensetzt, zwischen denen das Setup und Bettmaterial nicht geändert wurde. LZV 2 wurde bereits ohne den Pufferspeicher durchgeführt und lief ohne Unterbrechung über einen Zeitraum von einer Woche.

Zunächst wurden wiederum die resultierenden CO-Emissionen für verschiedene stationäre Betriebszustände untersucht. Die Ergebnisse in Abbildung 17 bestätigen die niedrigen CO-Emissionen (<100 ppm) aus den Labormessungen für Wirbelschichttemperaturen >790 °C. Es zeigt sich allerdings, wie zu erwarten, eine starke Abhängigkeit von der Wirbelschicht- ebenso wie der Zyklonaustrittstemperatur des Rauchgases. Da die Temperatur vor allem in der Nachbrennzone im Zyklon einen entscheidenden Einfluss auf die Abbrandkinetik hat, ist eine gute Dämmung des Horizontalzyklons vor allem bei kälteren Witterungsverhältnissen entscheidend. Darüber hinaus zeigt sich wieder der Einfluss des Primärluftvolumenstroms auf die CO-Emissionen, wobei im Feldtest insgesamt mit geringeren Volumenströmen fluidisiert wird. Dies ist vor allem auf die insgesamt niedrigeren notwendigen Brennstoffmassenströme zurückzuführen, die mit niedrigeren Stirlingmotorleistungen aufgrund der realistisch höheren Kühlmitteltemperaturen im Feldtest einhergehen. Insgesamt bleiben die CO-Emissionen für ein breites Betriebsfenster unter den geltenden Grenzwerten der 1. BImSchV. Die NO_x-Emissionen liegen betriebspunktunabhängig zwischen 40-50 ppm und werden hier nicht gesondert dargestellt. Ein leicht gegenläufiger Trend von NO_x- zu CO-Emissionen hinsichtlich der Abhängigkeit von der Zyklonaustrittstemperatur ist dennoch ersichtlich.

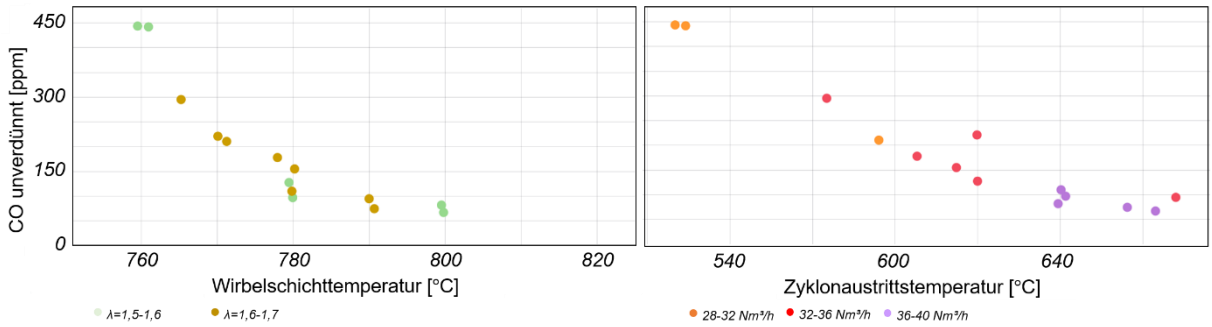


Abbildung 17 CO-Emissionen (13 % Bezugssauerstoff) in Abhängigkeit von der Wirbelschichttemperatur und dem Luftüberschuss (links) sowie der Zyklonaustrittstemperatur und dem Primärluftvolumenstrom (rechts) für Holzpellets (Langzeitversuch 2)

Eine stetige Erhöhung der Betriebszeiten mit gleichbleibendem Bettmaterial wirkt sich allerdings zunehmend negativ auf die CO-Emissionen aus wie Abbildung 18 verdeutlicht. Dieser Effekt zeigt sich unabhängig von Betriebstemperatur und Primärluftvolumenstrom und muss demnach auf eine zeitliche Veränderung des Bettmaterials oder betriebsbedingte Effekte in der Anlage zurückzuführen sein.

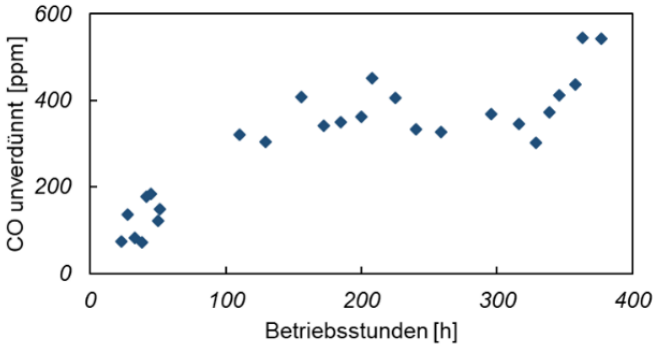


Abbildung 18 CO-Emissionen (13 % Bezugssauerstoff) in Abhängigkeit von der Betriebsstundenzahl für Holzpellets (Langzeitversuch 1)

In biomassegefeuerten Wirbelschichtanlagen ist ein häufig diskutiertes Problem die Interaktion des Quarzsandes mit der Biomasseasche und folglich die Bildung von Asche-Coatings um die Partikel. Durch niedrigschmelzende Aschen und die Bildung von Eutektika mit Siliziumoxid, können während des Betriebs Agglomerations- und Verschlackungsphänomene auftreten. Daher wurde das genutzte Bettmaterial im Rasterelektronenmikroskop (REM) untersucht, um den Fortschritt der Schichtbildung, sowie Agglomerationsprozesse von feineren Partikelfraktionen bewerten zu können (s. Abbildung 19).

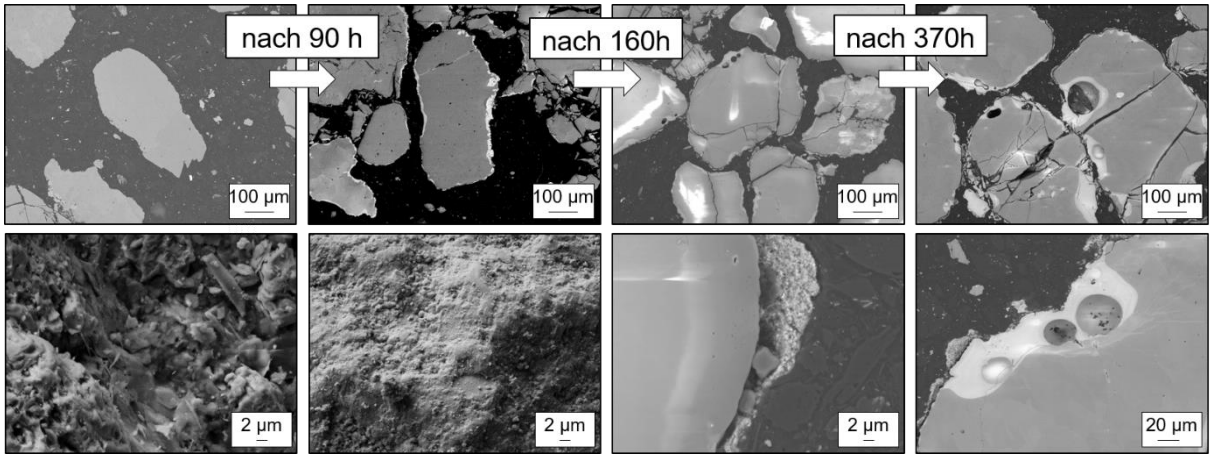


Abbildung 19 REM-Aufnahmen von frischem (links) und gebrauchtem Quarzsand nach 90 h, 160 h und 370 h Betriebszeit mit Holzpellets - Querschnittsschliffe (oben und unten rechts und Mitte rechts) und Oberfläche (unten links und Mitte links)

Bereits nach 90 Betriebsstunden zeigen sich erste dünne Schichten um die Quarzsandpartikel, welche im weiteren Versuchsverlauf anwachsen. Abbildung 19 (unten Mitte rechts) zeigt beispielhaft den Einschluss kleiner Partikel, die beispielsweise durch Abrieb in der Wirbelschicht entstehen, unter einer Ascheschicht. Die deutlich angewachsenen Schichten nach 370 h (Abbildung 19 rechts) beinhalten außerdem kugelförmige Lufteinschlüsse, wie sie im Normalfall nach dem Aushärten einer Ascheschmelze entstehen. Trotz der Coatings um die einzelnen Partikel sind keine größeren Agglomerate oder Partikelzusammenschlüsse im Bettmaterial erkennbar. Dies bestätigt auch die Beobachtungen während der Anlagenrevision nach dem Langzeitversuch, da im Wesentlichen auch

keine Anbackungen im Reaktorkörper oder Zyklon zu finden waren. Ein direkter Zusammenhang der Ascheschichtbildung mit der zeitlichen Erhöhung der CO-Emissionen kann daraus daher nicht geschlossen werden.

Neben den REM-Aufnahmen wurde zusätzlich noch die Partikelgrößenverteilung des gebrauchten Bettmaterials untersucht (s. Abbildung 20 links). Nach 160 (LZV 1) bzw. 165 h (LZV 2) zeigt sich bereits eine deutliche Vergrößerung des mittleren Sauterdurchmessers x_{23} von 413 µm auf ca. 435 µm. Eine steigende Betriebszeit führt allerdings nicht zu einer weiteren Vergrößerung des mittleren Partikeldurchmessers wie die Messung nach 370 h nach dem LZV 1 zeigt. Dies bestätigt nochmal, dass es mit zunehmender Zeit nicht zu stetig anwachsenden Agglomerationen im Wirbelbett kommt. Generell kann der Anstieg die Verschiebung der Partikelgrößenverteilung zu größeren Partikeldurchmessern zum einen durch die Ascheschichbildung erklärt werden. Zum anderen wird die ursprünglich im Bettmaterial enthaltene Feinfraktion durch die Fluidisierung u/u_0 im Betrieb zwischen 6 und 12 zunehmend mit dem Rauchgas ausgetragen. Darüber hinaus führen kontinuierliche Abrasionsprozesse in der Wirbelschicht zu einem stetigen Materialaustrag aus dem Reaktor. Mitgerissene Bettmaterialpartikel sowie feinere Aschepartikel und Bettmaterialabrieb werden im Horizontalzyklon vom Rauchgasstrom getrennt. Dabei wird die größere Partikelfraktion über die Rückfallschächte in die Wirbelschicht zurückgeführt, während die kleinere Fraktion über den Deflektor in einen separaten Auffangbehälter aus dem System geleitet wird. Das Design und das Abtrennverhalten des Horizontalzyklons wird im Detail in Kapitel 3.3 dargestellt. Durch hohe Fluidisierung, hohe Betthöhen und lokale Blaseneffekte in der Wirbelschicht kann es während dem Betrieb allerdings zu zeitweise hohen Partikelbeladungen im Rauchgasstrom kommen, welche die idealen Strömungsverhältnisse und damit das Abtrennverhalten des Zyklons beinträchtigen. Dadurch ist vor allem zu Beginn eines Versuchs eine Abtrennung des Bettmaterials über den Deflektor in den Auffangbehälter zu beobachten. Daher besteht die unterste Schicht im Auffangbehälter meist aus frischen Bettmaterial (0,5-1,5 kg), während darüber vornehmlich eine feine (Asche-)Fraktion (5-25 µm) mit geringen Anteil an grobem Material zu finden ist (s. Abbildung 20 rechts).

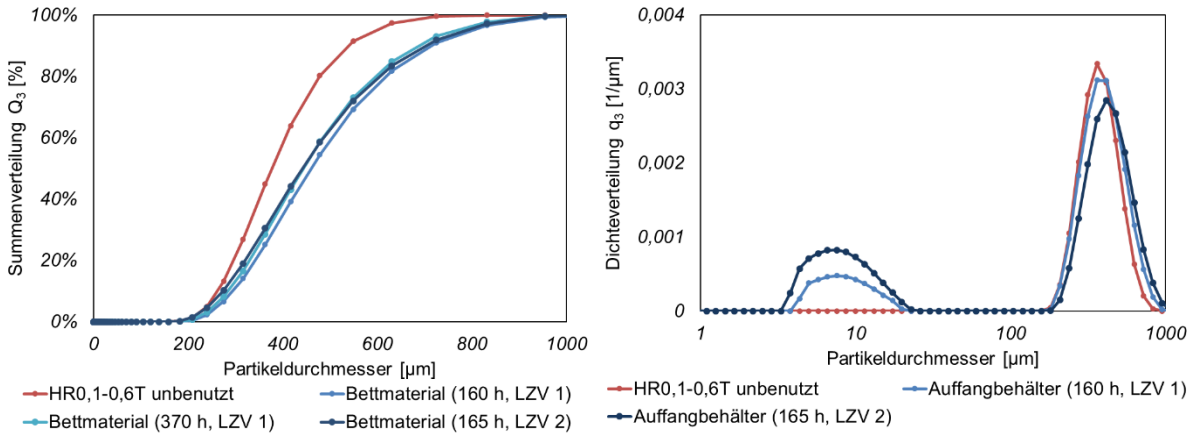


Abbildung 20 Partikelgrößenverteilung Q_3 des Bettmaterials und Dichteverteilung q_3 des abgeschiedenen Materials im Auffangbehälter in Abhängigkeit von der Betriebsstundenzahl

Die Bilanzierung der Bettmaterialmengen zu Beginn und nach dem Versuch im Reaktor zusammen mit dem abgetrennten Material im Auffangbehälter und der mit dem Brennstoff kontinuierlich zugeführten Aschemenge zeigen, dass ein Teil des Bettmaterials über die Betriebszeit ausgetragen wurde. Vor allem zu Beginn, wird ein Teil des frischen Bettmaterials abhängig von der Fluidisierung ausgetragen, bis ein stationärer Füllstand erreicht wird. Im weiteren Verlauf führt vor allem kontinuierlicher Abrieb zu einem weiteren Austrag. Insgesamt ergeben sich dadurch eine sinkende Bettmaterialmenge bei gleichzeitig sinkender Bettexpansion durch höhere mittlere Partikeldurchmesser. Beides wirkt sich auf die resultierende Betthöhe im Betrieb aus. Da die Rückfallschächte aus dem Zyklon im Auslegungsfall bis in das obere Drittel der Wirbelschicht reichen, kann ein geringerer Füllstand zu zunehmenden Leckage- bzw. Kurzschlussströmungen des Rauchgases aus der Wirbelschicht durch die Fallschächte direkt in den Zyklon führen. Dies stört zum einen die idealen Strömungsverhältnisse und damit das Abbrandverhalten im Zyklon und zum anderen enthält das Rauchgas aus dem Wirbelschichtbereich selbst noch einen erhöhten CO-Anteil aufgrund geringerer Verweilzeiten im heißen Reaktor. Diese anlagenspezifische Charakteristik kann folglich für eine Erhöhung der CO-Emissionen über die Betriebszeit verantwortlich sein. Dass die CO-Emissionen durch den Austausch des Bettmaterials mit der ursprünglichen Menge wieder verringert werden können, unterstützt diese These.

Basierend auf diesen Erkenntnissen muss ein Bettmaterialmanagement für die kleinskalige Wirbelschichtanlage eine ausreichende Bettmaterialmenge in der Anlage sichern. Darüber hinaus kann durch die Zugabe von frischen Quarzsand mit feineren Fraktionen und ohne Ascheschichten die Verschiebung zu größeren Partikeldurchmessern abschwächen. Insgesamt bleibt so auch das ursprünglich charakterisierte Fluidisierungsverhalten näherungsweise erhalten. In Großanlagen ist für die Regeneration des Bettmaterials ein Abzug, meist am Boden des Reaktors, für eine kontinuierliche Ausschleusung des gebrauchten Materials notwendig. In dem entwickelten Setup zeigt sich allerdings, dass die Ausschleusung überschüssigen Materials über den Zyklon möglich ist. Somit kann die Zugabe neuen Bettmaterials batchweise über einen separaten Zugang am Brennstoffstutzen realisiert werden, während die Ausschleusung überschüssigen Materials mit der Asche über den Zyklon in den Auffangbehälter erfolgt. Folglich kann das einfache Design der Anlage erhalten bleiben und es sind keine zusätzlichen Investitionskosten für ein Asche- und Bettmaterialaustragssystem notwendig. Als Richtwert wird in Großanlagen eine Regenerationsrate von 10 m.-% pro Tag angenommen, was im vorliegenden Fall ca. 3 kg Quarzsand täglich entsprechen würde. Nach den bisherigen Ergebnissen kann für die kleinskalige KWK-Lösung bei der Nutzung holzartiger Brennstoffe von weit niedrigeren notwendigen Regenerationsraten im Bereich 5 m.-% ausgegangen werden. Eine Validierung im kontinuierlichen Dauerlauf konnte im Rahmen der verfügbaren Versuchszeit pro Brennstoff allerdings nicht schlussendlich erfolgen.

Die elektrische und thermische Leistung im Feldtest werden, wie bereits zuvor diskutiert, vor allem durch die erreichbare untere Kühlmitteltemperatur, den Motordruck, sowie die Wärmeverluste aufgrund der Außentemperatur bestimmt. Durch den Ausbau des Pufferspeichers und Absenkung der Kühlmitteltemperatur konnte die elektrische Leistung vom ersten Langzeitversuch von 3,5-4 kW_{el} auf 3,8-4,3 kW_{el} erhöht werden. Insgesamt konnte die volle Leistung von 5 kW_{el} im Feldtest durch

die begrenzte Kühlleistung und einem moderaten Motordruck zwischen 29-30,5 bar nicht erreicht werden. Durch die Integration einer automatisierten Druckregelung für den Motor, sowie ein optimiertes Kühlsystem ist dies wie im Labor bewiesen technisch machbar.

Da die Anlage dadurch im Feldtestbetrieb zumeist im Teillastbereich betrieben wurde, ergeben sich analog zu der Charakterisierung im Labor im zweiten Langzeitversuch erhöhte elektrische Wirkungsgrade bis zu 17 % bei einer Feuerungswärmeleistung von ca. 22 kW_{th} (s. Abbildung 21). Neben der Berechnung nach Gleichung 1 (s. Kapitel 3.1.2) wird für den Feldtestbetrieb zum Vergleich noch die indirekte Berechnungsmethode zur Bestimmung des elektrischen und des Gesamtwirkungsgrads herangezogen. Generell werden bei dieser Methode die entstehenden spezifischen Verluste während des Prozesses zu Bilanzierung genutzt. Dazu zählen die Strahlungswärmeverluste durch heiße Oberflächen q_{Str} (ca. 5 %), die chemischen Verluste durch Unverbrannte q_{ch} (ca. 1%) und Rauchgaswärmeverluste q_{RG}. Die Verluste durch Strahlung und Unverbrannte werden im Folgenden als annähernd konstant angenommen. Damit ergibt sich der Gesamtwirkungsgrad mit der Abgastemperatur im Kamin zu:

$$\eta_{ges,ind} = \frac{1 - \dot{Q}_{Str} - \dot{Q}_{RG} - \dot{Q}_{ch}}{\dot{m}_{BS} \cdot H_u} = 1 - q_{Str} - q_{RG} - q_{ch} \quad (3)$$

mit

$$q_{RG} = \frac{(\lambda \cdot l_{min} + 1) \cdot c_{p,RG} \cdot (T_{RG} - T_u)}{H_u} \quad (4)$$

Der indirekte elektrische Wirkungsgrad ergibt sich wiederum durch den Gesamtwirkungsgrad der Feuerung, d.h. analog zum Gesamtwirkungsgrad basierend auf der Rauchgastemperatur am Zyklonaustritt vor dem Rauchgaswärmeübertrager, und dem Stirlingwirkungsgrad nach:

$$\eta_{el,ind} = \eta_{Feuerung} \cdot \eta_{St} = (1 - q_{Str} - q_{RG} - q_{ch}) \cdot \left(\frac{P_{el}}{P_{el} + \dot{Q}_{th,St} + \dot{Q}_{Verl,St}}\right) \quad (5)$$

Abbildung 21 fasst die resultierenden Wirkungsgrade je nach Last für die Pilotanlage im Feldtestbetrieb zusammen. Der elektrische Wirkungsgrad liegt für alle Betriebspunkte über 14 %, was deutlich über dem Ziel im Projektantrag von >10 % liegt. Der Gesamtwirkungsgrad liegt mit 70-87 % etwas unter den Laborergebnissen, was vor allem an den erhöhten Kühlwassertemperaturen liegt. Zusätzlich muss zukünftig eine zyklische Reinigung der Wärmeübertragerflächen von losen Ablagerungen integriert werden, sodass der Wärmeübergang auch im Dauerbetrieb erhalten bleiben kann. Letztlich kann dadurch nicht bis unter 100 °C Abgastemperatur in den Bereich der Rauchgaskondensation abgekühlt werden und die Abgasverluste steigen.

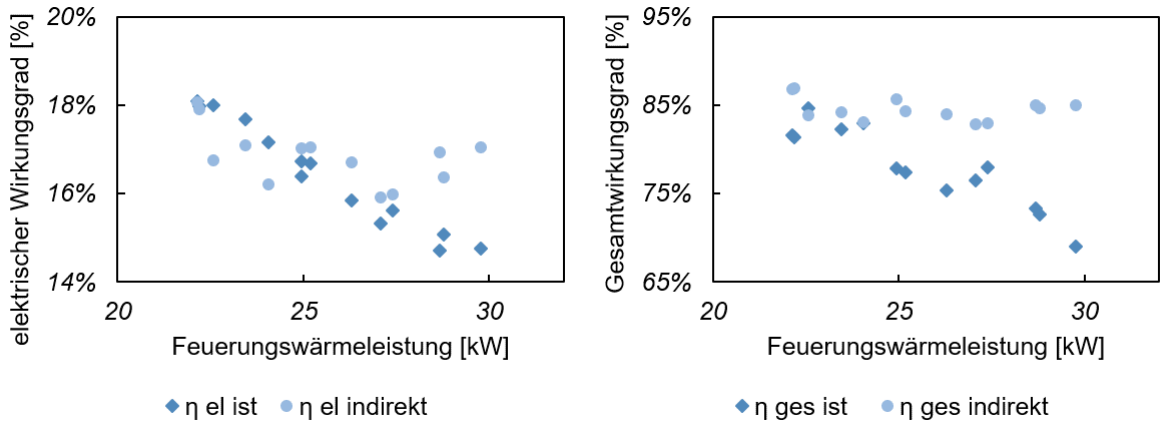


Abbildung 21 Elektrischer und Gesamtwirkungsgrad in Abhängigkeit der Feuerungswärmeleistung im Feldtestbetrieb für Holzpellets

Zusammenfassend belegen die Feldtestversuche mit Holzpellets die Dauerlauffähigkeit der entwickelten Pilotanlage unter Einhaltung der geltenden Immissionsschutzverordnung und gleichzeitig konkurrenzfähigen Wirkungsgraden. Die in diesem Kapitel dargestellten Ergebnisse zu Holzpellets im Feldtestbetrieb werden auch nochmal durch die im Zuges des Projekts entstandene Veröffentlichung (s. C.2.1), welche sich zurzeit im Review-Prozess befindet, zusammengefasst.

Altholzpellets

Die Ergebnisse für die Nutzung von Altholzpellets zeigen analog zu den vorherigen Erkenntnissen aus der Nutzung von Holzpellets eine starke Abhängigkeit der CO-Emissionen von der Wirbelschicht- und Rauchgastemperatur am Zyklonaustritt. Zudem zeigt sich eine leichte Erhöhung der CO-Emissionen bei zunehmendem Luftüberschuss (s. Abbildung 22). Es bestätigt sich die Annahme, dass sich ein erhöhter Primärluftvolumenstrom prinzipiell emissionsmindert auswirkt, da die Turbulenz im Zyklon erhöht wird. Insgesamt liegen die CO-Emissionen für alle betrachteten Betriebspunkte unter 200 ppm, was ebenfalls einer Erfüllung der Grenzwerte nach der 1. BImSchV (ca. 320 ppm) entspricht.

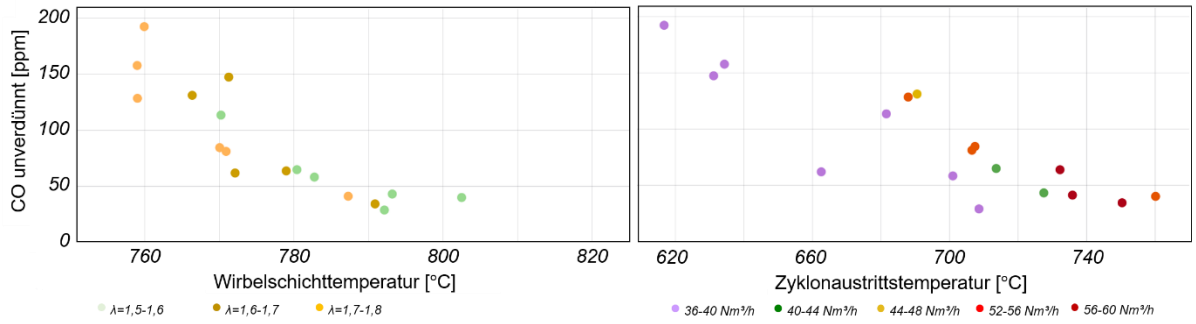


Abbildung 22 CO-Emissionen (13 % Bezugssauerstoff) in Abhängigkeit von der Wirbelschichttemperatur und Luftüberschuss (links) sowie von der Zyklonaustrittstemperatur und dem Primärluftvolumenstrom (rechts) für Altholzpellets

Auffallend war während der Versuchsdurchführung vor allem die hohe Rauchgasaustrittstemperatur aus dem Zyklon (s. Abbildung 1, rechts). Diese lag durchschnittlich 50 K über dem bisherigen mittleren Temperaturniveau. Der Grund hierfür liegt vermutlich in einer Verlagerung der Verbrennung in den Zyklon und schließlich höheren Nachverbrennungstemperaturen. Die Altholzpellets wurden erstmals von der WUNBioenergie hergestellt und wiesen daher eine geringere Festigkeit als die zertifizierten Holzpellets vor. Bereits die Brennstoffschneckenkalibrierung wies einen erhöhten Abrieb der Pellets und Förderung von Feinanteil in den Brennraum auf. Dieser Feinanteil wird bereits im Freeboard vom Primärluftvolumenstrom mitgerissen und hat damit eine verminderte Verweilzeit im Wirbelschichtreaktor selbst. Die vollständige Oxidation des Brennstoffs verlagert sich somit in den nachgelagerten Horizontalzyklon. Analog steigt auch die Luftvorwärmtemperatur der Primärluft. Dennoch zeigen die insgesamt niedrigen CO-Emissionen, dass ein fast vollständiger Ausbrand erreicht werden kann.

Nachdem für Holzpellets betriebspunktunabhängig bisher geringe NO_x-Emissionen im Bereich 40-50 ppm gemessen wurden, führte der Brennstoff-Stickstoffgehalt der Altholzpellets von ca. 0,9 m.-% zu einer leichten Erhöhung der NO_x-Emissionen (ca. 135-310 ppm). Diese zeigen wiederum einen gegenläufigen Effekt zu den CO-Emissionen: die Erhöhung der Rauchgastemperatur nach dem Zyklon führt zu einer Erhöhung der NO_x-Emissionen (s. Abbildung 23). Ein Zusammenhang mit dem herrschenden Luftüberschuss ist nicht erkennbar. Allerdings führt prinzipiell ein höherer Brennstoffmassenstrom bei gleichbleibendem Luftüberschuss zu einer Emissionserhöhung. In der 1. BImSchV sind keine Grenzwerte für NO_x-Emissionen vorgegeben. Daher soll eine Orientierung an der 44. BImSchV mit einem Grenzwert von 0,37 g/m³ (ca. 180 ppm, Nennleistung 1-5 MW) erfolgen. Dieser kann für einen Teil der Betriebspunkte ebenfalls eingehalten werden.

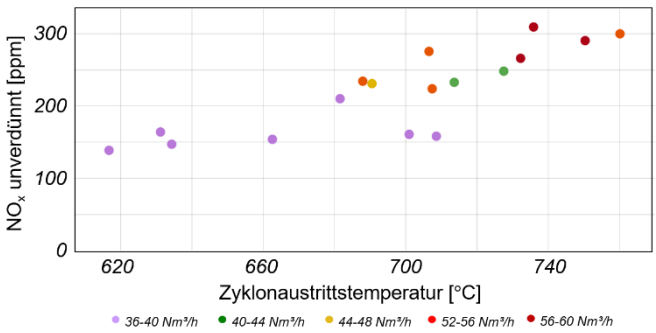


Abbildung 23 NO_x-Emissionen (13 % Bezugssauerstoff) in Abhängigkeit von der Zyklonaustrittstemperatur und dem Primärluftvolumenstrom für Altholzpellets

Die Verlagerung der Verbrennung in das Freeboard und in den Horizontalzyklon wirkt sich ebenfalls auf den elektrischen Wirkungsgrad der Anlage aus. Abbildung 24 (links) zeigt bei vergleichbarer Feuerungswärmeleistung ca. 1-2 % Wirkungsgradverlust. Die Wärmefreisetzung in der Wirbelschicht sinkt durch den erhöhten mitgerissenen Feinanteil und kann auch durch höhere Luftvorwärmtemperaturen nicht ausgeglichen werden. Die Berechnung des indirekt bestimmten Wirkungsgrades zeigt vor allem bei höheren Feuerungswärmeleistungen eine große Diskrepanz zu den direkt bestimmten Werten. Grund dafür können beispielsweise steigende Strahlungsverluste

sein, welche zunehmend unterschätzt werden. Dieser Effekt verstärkt sich noch für den bestimmten Gesamtwirkungsgrad. Hohe Übereinstimmungen können vor allem im Bereich <30 kW Feuerungswärmeleistungen erreicht werden. In diesem Leistungsbereich kann auch mit Altholzpellets ein Gesamtwirkungsgrad >80 % erreicht werden. Der bereits bestätigten Dauerlauffähigkeit der Anlage mit Holzpellets steht auch für den Betrieb mit Altholzpellets im Feldtestbetrieb nichts entgegen.

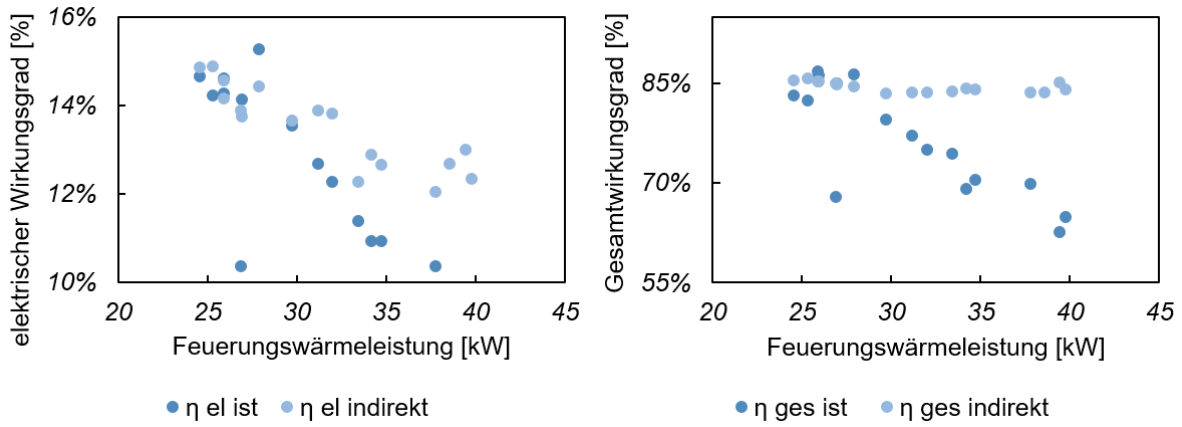


Abbildung 24 Elektrischer und Gesamtwirkungsgrad in Abhängigkeit der Feuerungswärmeleistung im Feldtestbetrieb für Altholzpellets

NaWaRo-Pellets

Im Vergleich dazu zeigt der Betrieb mit NaWaRo-Pellets stark erhöhte CO-Emissionen, welche im Versuchsverlauf knapp 1000 ppm erreichen. Auffällig sind vor allem die vergleichsweise niedrigen Temperaturen des Rauchgases nach dem Zyklon (s. Abbildung 25, rechts). Diese deuten zum einen auf einen geringeren Anteil an Nachverbrennung im Zyklon hin, wurden allerdings durch niedrige Außentemperaturen in den Wintermonaten und unzureichende Isolierung verstärkt. Darüber hinaus wurde die Anlage insgesamt mit niedrigeren Primärluftvolumenströmen betrieben, was eine geringere Turbulenz im Zyklon zur Folge hat. Das durch die vorhergehenden Versuche mit Altholzpellets bereits gealterte Bettmaterial, kann ebenfalls zu einer Emissionserhöhung beigetragen haben. Trotz allem kann im Versuchsverlauf für Temperaturen zwischen 765-815 °C ein Betriebsfenster eingegrenzt werden, in welchem die vorliegenden Grenzwerte eingehalten werden können. Dabei ist eine ausreichende Dämmung bzw. Einhaltung einer Temperatur am Zyklonaustritt >600 °C entscheidend. In Kombination mit Wirbelschichttemperaturen >780 °C, sowie Primärluftvolumenströmen >36 Nm^3/h können die Emissionen auch mit dem bereits gealterten Bettmaterial gesichert werden. Daher geben die verschiedenen Einflussfaktoren im Betrieb die Flexibilität, durch die Anpassung einzelner Parameter niedrige Emissionen zu realisieren. Die NO_x-Emissionen sind hingegen vergleichbar mit den Versuchen mit Holzpellets und liegen zwischen 40-65 ppm.

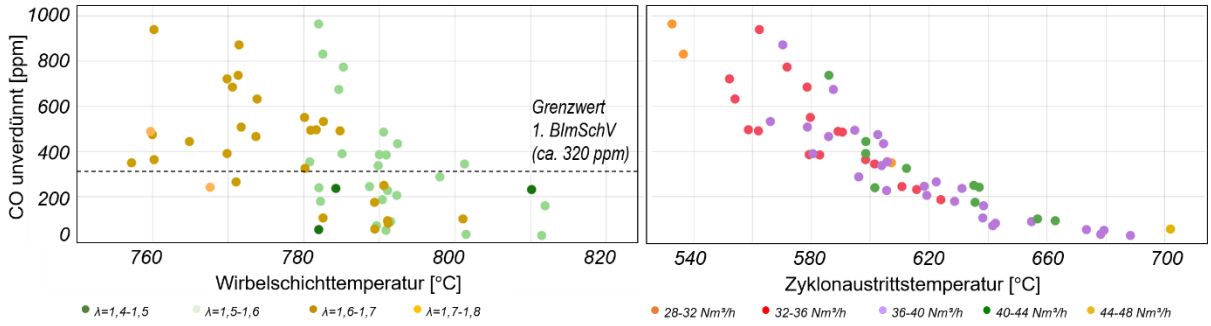


Abbildung 25 CO-Emissionen (13 % Bezugssauerstoff) in Abhängigkeit von der Wirbelschichttemperatur und dem Luftüberschuss (links) sowie der Zyklonaustrittstemperatur und dem Primärluftvolumenstrom (rechts) für NaWaRo-Pellets

Der elektrische Wirkungsgrad der Anlage im Betrieb mit NaWaRo-Pellets ist vergleichbar mit den Werten für Altholzpellets. Der Trend einer Wirkunsggraderhöhung bei geringeren Leistungen wird bestätigt. Unter 30 kW Feuerungswärmeleistunge steigen die Wirkungsgrade >13,5 %, während darunter ein Abfall bis knapp 10 % bei 40 kW zu verzeichnen ist. Dieser Trend setzt sich beim Gesamtwirkungsgrad fort und schwankt sogar zwischen 55-85 %.

Zusammenfassend zeigen die Langzeitversuche mit holzartigen Brennstoffen vielversprechende Ergebnisse. Der Betrieb mit Holzpellets kann auch über Zeiträume von einer Woche verfahrenstechnisch problemlos erfolgen. Ein Austausch des Bettmaterials kann basierend auf den aktuellen Erkenntnissen batchweise erfolgen, wobei ein gesondertes Asche- und Bettmaterialaustragssystem zur Regeneration nicht notwendig ist. Die Emissionen können für alle holzartigen Brennstoffe eingehalten werden, wobei für NaWaRo-Pellets ein festgelegtes Betriebsfenster eingehalten werden sollte. Zudem führte die Nutzung von Altholzpellets zu erhöhten NO_x-Emissionen, was bei den weiteren holzartigen Brennstoffen keine Probleme darstellte.

Die Ergebnisse aus dem Feldtest bestätigen außerdem die Laborergebnisse hinsichtlich der erreichten Wirkungsgrade. Es besteht weiterhin eine starke Abhängigkeit von dem Leistungsbereich, in dem die Anlage betrieben wird. Prinzipiell steigt der elektrische sowie Gesamtwirkungsgrad im Teillastbereich. Dies lässt wiederum auf eine Überdimensionierung der Feuerung im Vergleich zum Stirlingmotor schließen bzw. ein höheres Potenzial an auskoppelbarer Leistung aus der Wirbelschicht. Insgesamt kann auch im Feldtest ein elektrischer Wirkungsgrad zwischen 10-17% erreicht werden. Der Gesamtwirkungsgrad schwankte allerdings stark, abhängig von den Außentemperaturen und der gekoppelten Kühlleistung (55-85 %). Auch die Strahlungsverluste können in einem verbesserten Anlagensetup noch verringert werden.

3.2.4 Dauertests mit biogenen Reststoffen

(AP2.3 – EVT, SWW)

Abbildung 26 Bilder der genutzten pelletierten Reststoffbrennstoffe: Klärschlammpellets (links), Strohpellets (Mitte), Miscanthuspellets (rechts)

Neben holzartigen Brennstoffen, wurden noch verschiedene Fraktionen biogener Reststoffe als Brennstoff in der kleinskaligen KWK-Anlage genutzt (s. Tabelle 5). Für ein einfacheres Brennstoffhandling und -dosierung wurden die entsprechenden Reststoffe pelletiert. Der getrocknete Klärschlamm wurde dabei aus der benachbarten Kläranlage von Wunsiedel bezogen und am Standort der WUNBioenergie zu 6 mm Pellets pelletiert (s. Abbildung 26). Die Stroh- sowie die Miscanthuspellets finden vor allem in der Futtermittelindustrie Anwendung und liegen als 8 mm Pellets vor. Im Vergleich zu Holzpellets weisen die Reststoffpellets insgesamt eine geringere Festigkeit auf. Dies zeigt sich vor allem bei den 8 mm Stroh- und Miscanthuspellets, welche im Zuge der Schneckenförderung bereits teilweise fein gerieben werden.

Tabelle 5 Eigenschaften der biogenen Reststoffpellets

		Klärschlammpellets	Strohpellets	Miscanthuspellets
Wassergehalt	m.-%	7,7	10,3	7,6
Aschegehalt	m.-% TS	44,2	7,5	2,0
Brennwert	MJ/kg	12,5 [1]	16,6	18,1
Heizwert [2]	MJ/kg	10,4	15,3	16,5
Pelletdurchmesser	mm	6	8	8

[1] getrocknete Probe
[2] Abschätzung nach der Näherungsformel von Boie

Klärschlammpellets

Der Fokus im Betrieb mit Klärschlammpellets lag neben den Emissionswerten vor allem in der Lauf- und Betriebsfähigkeit der Pilotanlage mit einem sehr aschereichen Brennstoff mit einem Aschegehalt von 44,2 Gew.-% (s. Tabelle 5). Zum einen kann ein erhöhter Feinanteil im Bettmaterial zu einer

Defluidisierung des Bettes bzw. einer Änderung des Fluidisierungsregimes hin zu einer stoßenden Wirbelschicht führen. Zum anderen können Ascheablagerungen im Zyklon eine Veränderung des Strömungsprofils und letztlich eine schlechtere Abtrennleistung zur Folge haben. Erhöhte CO-Emissionen können ebenfalls durch eine verringerte Turbulenz und veränderte Strömung zu Stande kommen. Schließlich vermindern Ascheablagerungen im Zyklon und in den Wärmeübertragerflächen des Rauchgaswärmeübertragers den Wärmeübergang für die Luftvorwärmung und die Nutzwärmeauskopplung aus dem Rauchgas.

Hinsichtlich der CO-Emissionen war ein Anstieg gegenüber den holzartigen Brennstoffen zu erwarten. Abbildung 27 bestätigt diese Erwartungen, wobei die Emissionen bei niedrigeren Wirbelschichttemperaturen bis 2000 ppm ansteigen. Dennoch könnten die geltenden Emissionsgrenzwerte der 1. BImSchV für Regelbrennstoffe bei Wirbelschichttemperaturen >795 °C und gleichzeitig höherem Restsauerstoffgehalt auch mit Klärschlammpellets eingehalten werden. Insgesamt führen niedrigere Luftüberschusszahlen zu höheren Emissionen. Eine zeitabhängige Erhöhung der CO-Werte kann während der Betriebszeit nicht festgestellt werden.

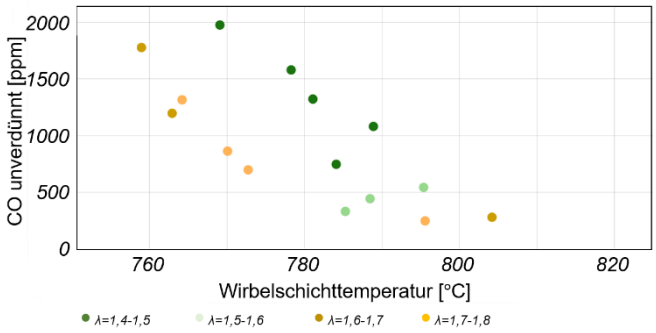


Abbildung 27 CO-Emissionen in Abhängigkeit der Wirbelschichttemperatur und Luftüberschuss für Klärschlammpellets

Hinsichtlich der NO_x-Emissionen ist keine starke Abhängigkeit der Rauchgasaustrittstemperatur zu beobachten, wie es bei Holzpellets der Fall war (s. Abbildung 23). Ebenso zeigt der Primärluftmassenstrom, welcher für die Turbulenz im Zyklon maßgeblich ist, keinen Einfluss auf die NO_x-Emissionen. Trotz allem schwanken diese während dem Betrieb allerdings zwischen 100-250 ppm. Diese Schwankungen sind unter anderem auf die inhomogene Brennstoffzusammensetzung der selbstgepressten Pellets zurückzuführen.

Obwohl die Emissionen keine zeitabhängigen Effekte vorweisen, wirkt sich der hohe Brennstoffaschegehalt bereits nach kurzer Betriebszeit auf den Anlagenbetrieb aus. Während einer Betriebsperiode von ca. 11 Stunden und einer Brennstoffzugabe von insgesamt ca. 100 kg Brennstoff resultiert demnach eine Aschemenge von ca. 40 kg. Diese soll idealerweise über den Horizontalzyklon vom Rauchgasmassenstrom abgeschieden werden und in den Ascheauffangbehälter geleitet werden. Eine Anreicherung der Asche im Wirbelbett und folglich Erhöhung des Bettmaterialfüllstandes würde sich im Anlagendruckverlust widerspiegeln. Eine kontinuierliche Druckverlusterhöhung kann durch die Betriebsdaten allerdings nicht bestätigt werden. Daher wird ein Großteil der Asche mit dem Rauchgas aus dem Reaktor ausgetragen. Die

stetig sinkende Luftvorwärmtemperatur (ΔT=70 K) lässt allerdings wachsende Ablagerungen im Zyklon vermuten. Diese vermindern den Wärmeübergang über den Ringspalt um den doppelwandigen Zyklon. Analog dazu steigt die Temperatur des Rauchgases am Kaminaustritt trotz gleichbleibender Kühlmitteltemperaturen in dieser Betriebsperiode um 100 K auf 225 °C an. Auch hieraus können starke Verschmutzungen der Wärmeübertragerflächen im Rauchgaswärmeübertrager geschlossen werden.

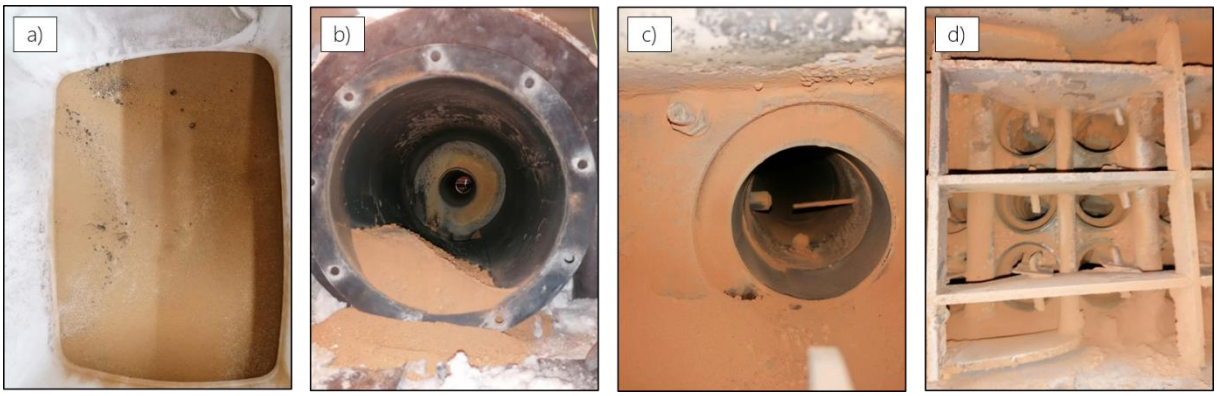


Abbildung 28 Revisionsbilder nach dem Betrieb mit ca. 100 kg Klärschlammpellets: a) Material im Ascheauffangbehälter, b) Ansicht vom Ascheauslass in den offenen Zyklon, c) Ansicht vom Rauchgaswärmeübertrager zurück in Richtung Zyklon und d) Ansicht von oben in den Rauchgaswärmeübertrager

Abbildung 28 zeigt die Revisionsbilder nach dem Anlagenbetrieb mit ca. 100 kg Klärschlammpellets. Diese bestätigen die Ablagerungen im Bereich der Rauchgaswärmeübertragerflächen (d) und am Ascheauslass am Zyklonende (b). Insgesamt waren allerdings an allen Oberflächen im Rauchgaszug lose Ablagerungen zu finden. Während der Betriebszeit sammelten sich im Ascheauffangbehälter rund 25 kg Material an. Die Bettmaterialmenge im Reaktor reduzierte sich während dem Betrieb von 34 kg auf nur noch 26,6 kg Bettmaterial. Zuzüglich der während dem Betrieb zugegebenen Aschemenge von 40 kg ergibt sich ein Materialverlust von insgesamt 22,4 kg. Dieses Material hat sich an den weiteren Kontaktoberflächen in der Anlage angesammelt bzw. die Anlage über das Rauchgas und den Kamin verlassen.

Die Partikelgrößenverteilung des gesammelten Materials im Ascheauffangbehälter bestätigt, dass es sich bei einem Großteil des Materials um eine Feinfraktion (d_{Sauter}=82,3 µm) handelt. Dennoch reicht die Abscheideleistung des Zyklons anscheinend nicht aus, um den kompletten Ascheanteil effizient abzutrennen. Der Grund hierfür kann unter anderem in einer hohen Feststoff-und Partikelbeladung des Rauchgasmassenstroms liegen, welche die Strömungsverhältnisse und die Abtrennleistung des Zyklons beeinflusst (s. auch Kapitel 3.3). Eine Verschiebung der Partikelgrößenverteilung des Bettmaterials hin zu größeren Partikeldurchmessern bestätigt außerdem, dass eine Ascheanreicherung im Wirbelbett eine untergeordnete Rolle spielt.

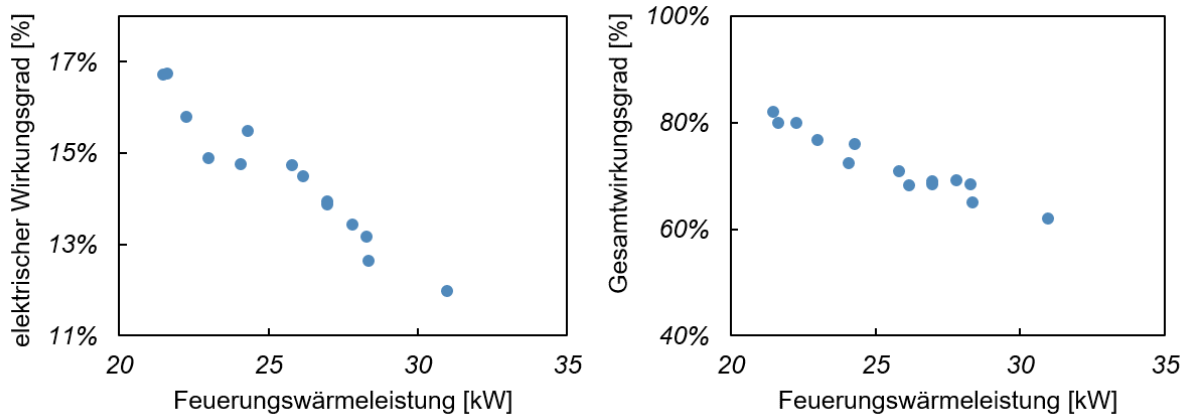


Abbildung 29 Elektrischer und Gesamtwirkungsgrad ($\eta_{el,ist}$ und $\eta_{ges,ist}$)in Abhängigkeit der Feuerungswärmeleistung im Feldtestbetrieb für Klärschlammpellets

Die zunehmenden Ascheanlagerungen auf den Rauchgaswärmeübertragerflächen spiegeln sich auch in der Betrachtung des Gesamtwirkungsgrades wider. Dieser sinkt leicht mit der Zeit, wobei dieser Effekt von der bereits bekannten Abhängigkeit des Lastzustands überlagert wird (s. Abbildung 29 rechts). Daher ergeben sich leicht reduzierte Gesamtwirkungsgrade (60-80 %) im Vergleich zu Holzpellets. Hinsichtlich des elektrischen Wirkungsgrades ist keine maßgebliche Beeinflussung durch den Brennstoff ersichtlich. Eine ausreichende Wärmefreisetzung im Bett kann daher auch mit Klärschlammpellets sichergestellt werden.

Insgesamt zeigt der Betrieb mit Klärschlammpellets wie zu erwarten vor allem hinsichtlich des Aschemanagements weiteres Optimierungspotenzial. Allerdings können die CO-Emissionsgrenzwerte in einem geeigneten Betriebsfenster eingehalten werden. Gleichzeitig sind keine Einbußen im elektrischen Wirkungsgrad zu verzeichnen. Daher kann durch eine verbesserte Ascheabscheidung im Zyklon oder eine zusätzliche zweite Abscheidungsstufe vor dem Rauchgaswärmeübertrager die Partikelbeladung im kalten Rauchgas weiter reduziert werden. Ein Betrieb mit Klärschlammpellets in der kleinskaligen KWK-Anlagen wäre demnach technisch realisierbar.

Strohpellets

Als weiterer Vertreter der problematischen biogenen Festbrennstoffe kamen Strohpellets in der Feldtestanlage zum Einsatz. Diese führen in herkömmlichen Biomassefeuerungen vor allem aufgrund der niedrigen Ascheerweichungstemperatur (Shrinkage Starting Temperature, SST = 690 °C nach der ISO 21404 [62]) zu Verschlackungsproblemen. Darüber hinaus kann es aufgrund des im Allgemeinen erhöhten Chlorgehalts in halmgutartiger Biomasse zu Hochtemperaturchlorkorrosion an eingebrachten Wärmeübertragerflächen kommen.

Durch die gekühlte Verbrennung ermöglicht die kleinskalige Wirbelschicht ein aktives Temperaturmanagement im Wirbelbett, wobei „hot spots“ und eine Überschreitung der Ascheschmelztemperatur in diesem Bereich vermieden werden können. Dennoch zeigen sich bereits

nach ca. 12 Stunden Versuchsbetrieb mit den Strohpellets (ca. 100 kg Brennstoff) Anbackungen im Bereich der zwei Rückfallschächte vom Zyklon in das Wirbelbett. Diese verengen sich nach unten zunehmend und sind zusätzlich mit Leitblechen ausgestattet. Im Betrieb können sich daher in den Fallschächten im heißeren Freeboardbereich über dem Wirbelbett anwachsende Agglomerate bilden (s. Abbildung 30b). Dies führt zu einer verminderten bis ausbleibenden Rückführung von mitgerissenem Bettmaterial. Frisches Bettmaterial wird vor allem zu Beginn einer neuen Betriebsperiode mitgerissen, während die Rate an ausgetragenem Bettmaterial im weiteren Betriebsverlauf je nach Fluidisierungszustand sinkt. Allerdings kann sich durch Anbackungen im den Rückfallschächten Bettmaterial im hinteren Bereich des Zyklons ansammeln (s. Abbildung 30a). Dies führt zum einen zu einer Veränderung der optimalen Strömungsverhältnisse im Zyklon und folglich dem optimalen Abbrandverhalten in der Nachbrennzone des Zyklons. Zum anderen kann die fehlende Rückführung zu einer sinkende Betthöhe im Reaktor und schließlich verringertem Wärmeübergang im Bett führen. Beide Effekte wirken sich daher bereits nach einem kurzen Betriebsfenster negativ auf die Lauffähigkeit der Anlage aus.

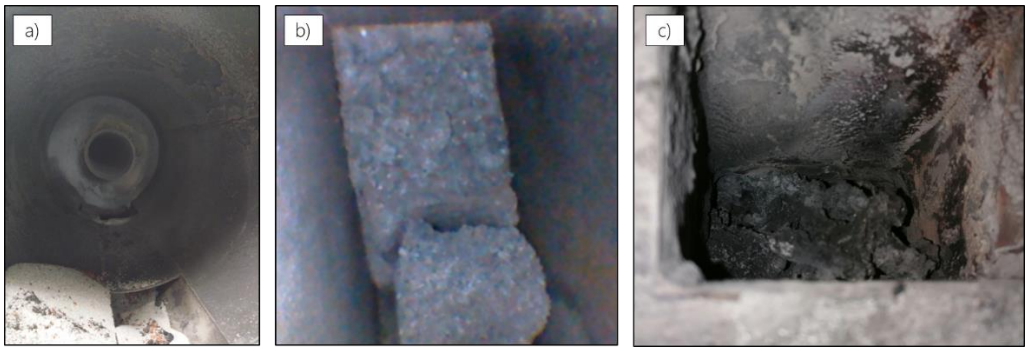


Abbildung 30 Revisionsbilder nach dem Betrieb mit ca. 100 kg Strohpellets a) Ansicht vom Ascheauslass in den offenen Zyklon, b) Ansicht vom Zyklon in den vorderen Rückfallschacht und c) Ansicht vom Zyklon in den Einlassschacht vom Freeboard in den Zyklon

Als weitere kritische Engstelle mit hohem Verschlackungsrisiko erweist sich der Bereich um den Zykloneinlass (s. Abbildung 30c). Durch die verminderte Festigkeit der 8 mm Strohpellets entsteht durch die Schneckenförderung ein erhöhter Feinanteil, der über den Brennstoffstutzen in den Reaktor eingebracht wird. Dieser wird kaum in die Wirbelschicht untergemischt, sondern bereits im Freeboardbereich mit dem Rauchgasmassenstrom mitgerissen. Ein erhöhter Feinanteil führt in Biomassefeuerungen zu einem erhöhten Verschlackungsrisiko (s. BMWi-Projekte „FuelBand“ [63] und „FuelBand2“). Erhöhte Temperaturen im Freeboardbereich und die baulich bedingte Engstelle am Zykloneinlass erhöhen das Risiko in diesem Bereich. Daher zeigen sich auch hier feste Anbackungen, welche den Einlassquerschnitt zunehmend verringern.

Im Bettmaterial selbst sind nach dem Betrieb augenscheinlich allerdings keine Agglomerate festzustellen. Wie bereits in Kapitel 3.2.3 beschrieben, wird in den ersten Betriebsstunden merklich der Feinanteil des Bettmaterials ausgetragen. Dies führt zunächst zu einer Vergrößerung des mittleren Partikeldurchmessers. Dieser Effekt ist gleichermaßen bei den versuchen mit Strohpellets zu erkennen. Die Untersuchung der Partikelgrößenverteilung zeigt allerdings, dass der mittlere

Sauterdurchmesser bereits nach 12 h Betrieb von 413 µm auf 453 µm angestiegen ist. Das übersteigt die bisher beobachtete Vergröberung des Bettmaterials und ist auf die Bildung von niedrigschmelzenden Eutektika von SiO_2 und in der Asche enthaltendem Kalium zurückzuführen. Ein Anstieg des Bettmaterialdruckverlustes ist den Betriebsdaten allerdings nicht zu entnehmen. Die Limitierung des Anlagenbetriebs geht daher vor allem von festen Anbackungen in Einlass- und Rückfallschächten des Zyklons aus.

Hinsichtlich der CO-Emissionen zeigt sich, wie bereits zuvor festgestellt, eine starke Abhängigkeit von der Luftzahl λ, sowie von der Wirbelschichttemperatur. Während des Feldtestbetrieb lagen die Emissionswerte trotz allem meist weit über den Grenzwerten der 1. BImSchV (500-2000 ppm). Auch hier wirkt sich der erhöhte Feinanteil negativ auf die CO-Emissionen aus. Durch die schnell anwachsenden Anbackungen konnte im Feldtestbetrieb allerdings keine umfassende Parametervariation durchgeführt werden. Die bisherigen angefahrenen Betriebspunkt lassen aber vermuten, dass auch für Stroh ein geeignetes emissionsarmes Betriebsfenster definierbar ist.

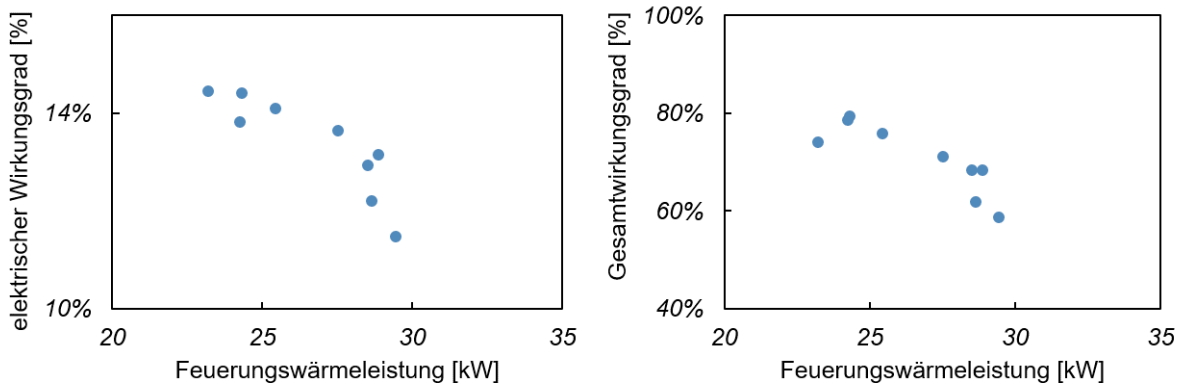


Abbildung 31 Elektrischer und Gesamtwirkungsgrad ($\eta_{el,ist}$ und $\eta_{ges,ist}$)in Abhängigkeit der Feuerungswärmeleistung im Feldtestbetrieb für Strohpellets

Ein Einfluss der Strohpellets auf den elektrischen Wirkungsgrad ist vor allem im Teillastbereich zu beobachten. Durch den erhöhten Feinanteil, der bereits im Freeboard verbrennt, sinkt die Wärmefreisetzung in der Wirbelschicht leicht. Dies spiegelt sich auch durch eine notwendige Verringerung des Luftüberschusses, im Vergleich zu Klärschlammpellets, wieder trotz gleicher elektrischer Motorleistung. Dennoch werden im Teillastbereich 14 % Wirkungsgrad erreicht, während der Gesamtwirkungsgrad knapp unter 80 % bleibt. Wie bereits zuvor diskutiert, ist hier durch einfache Adaptionen (z.B. Verbesserung der Isolierung, Anpassung des Rauchgaswärmeübertragers) Optimierungspotenzial gegeben.

Miscanthuspellets

Zuletzt wurden Miscanthuspellets, ebenfalls aus der Futtermittelindustrie, in der kleinskaligen KWK-Anlage eingesetzt. Diese zählen als Vertreter der halmgutartigen Brennstoffe und weisen im Vergleich zu Strohpellets leicht höhere Ascheerweichungstemperaturen auf (SST=803 °C). Dennoch zeigt sich im Betrieb bereits nach kurzer Zeit ein erhöhter Feinanteil am Brennstoffeinlass, entstehend

vor allem durch die Brennstoffförderung der 8 mm Pellets. Die Folgen sind eine erhöhte Feinanteilbeladung auch nach dem Zyklon sowie die Bildung von Anbackungen im und nach dem Freeboardbereich. Der Verlauf des Druckverlusts über die Wirbelschicht (s. Abbildung 32) lässt verschiedene Betriebsphasen erkennen: zu Beginn sinkt der Druckverlust trotz gleichbleibendem Volumenstrom und Wirbelschichttemperatur konstant (in 1,5 h ca. 3 mbar), was auf den zunehmenden Verlust und Austrag von Bettmaterial in den Ascheaustragsbehälter spricht. Nach dem Versuch kann dies durch relativ frischen Quarzsand im Auffangbehälter bestätigt werden. Zusätzlich zum Primärluftgebläse ist ein Saugzuggebläse nach dem Rauchgaswärmeübertrager verbaut. Dieses soll die Aufrechterhaltung eines Unterdrucks am Brennstoffstutzen unterstützen und mögliche Leckageströmungen des Rauchgases vermeiden. Der anliegende Unterdruck beeinflusst damit auch den gemessenen Druckverlust der Wirbelschicht und ist deshalb ebenfalls in Abbildung 32 dargestellt. Nach ca. 8 Stunden Brennstoffzugabe zeigt sich ein zunehmender Anstieg im Druckverlust der Wirbelschicht. Die gleichzeitig ansteigende Gebläseleistung sowie der Anstieg der Temperatur am oberen Brennstoffstutzen, sprechen für eine zunehmende Querschnittsverringerung des Gaseinlasses in den Horizontalzyklon.

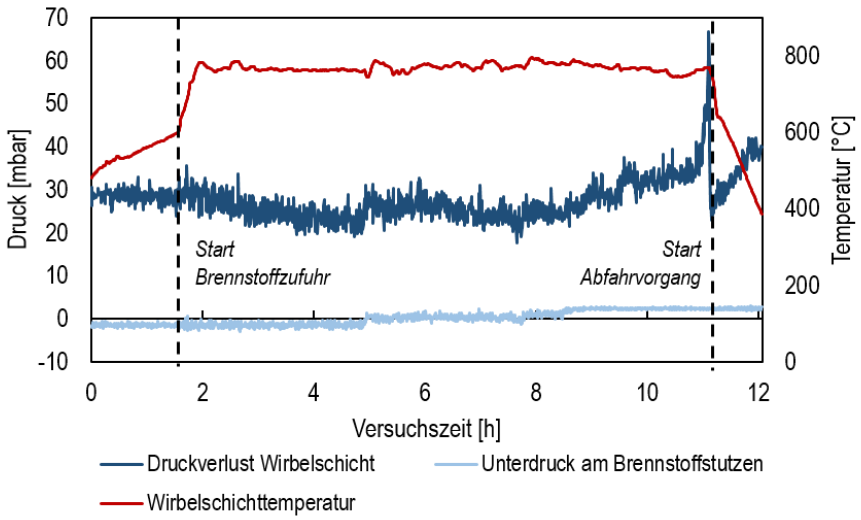


Abbildung 32 Verlauf des Druckverlusts der Wirbelschicht, des Unterdrucks am Brennstoffstutzen und der Wirbelschichttemperatur beim Betrieb mit Miscanthuspellets

Entsprechend den Versuchen mit Strohpellets, zeigt sicher daher auch mit Miscanthus ein erhöhtes Risiko für Anbackungen im Bereich des Zykloneinlasses und der Rückfallschächte. Ein weiterer Versuch mit geringeren Betttemperaturen (< 750°C), ermöglicht die Erhöhung der möglichen Betriebsdauer. Dennoch zeigt sich auch hier innerhalb der ersten 15 h bereits ein abnehmender Wirbelschichtdruckverlust. Das spricht wiederum für eine kontinuierlich sinkende Bettmaterialmenge im Reaktor. Im Folgenden kann der Betrieb bei zunächst konstantem Druckverlust aufrechterhalten werden. Zuletzt zeigt sich allerdings auch hier nach zweitägigem Betrieb zunehmende Anbackungen im Zykloneinlassbereich. Insgesamt konnten so verschiedene Feldversuche mit Miscanthuspellets durchgeführt werden, welche sich in Betriebsabschnitte von mehreren Stunden bis wenige Tage aufteilen und entsprechende Rüst-, Wartungs- und Reinigungsintervalle enthalten.

Hinsichtlich der CO-Emissionen verbessert sich der Betrieb mit Miscanthuspellets im Vergleich zu Strohpellets. In Abhängigkeit der bereits diskutierten Abhängigkeiten von Volumenstrom, Luftüberschuss und Rauchgasaustrittstemperatur bewegen sich die CO-Emissionen zwischen 170 und 310 ppm im Regelbetrieb. Vor allem durch den Betrieb im niedrigeren Temperaturbereich erhöhen sich diese allerdings auf 300-800 ppm. De NO_x-Emissionen schwanken zwischen 80 und 110 ppm.

Insgesamt zeigen auch die Feldtestversuche mit biogenen Reststoffen, dass elektrische Wirkungsgrade >10 % erreicht werden können. Der Gesamtwirkungsgrad schwankt analog zu den Versuchen mit holzartigen Brennstoffen mit der Außentemperatur und kann durch einfach Adaptionen im Anlagensetup auf dem Weg zur Demonstrationsanlage verbessert werden. Ein emissionsarmer Betrieb (gemäß der 1. BImSchV) kann im aktuellen Setup nur in bestimmten Betriebsfenstern erfolgen, zeigt aber die Machbarkeit mit dem Anlagenkonzept. Darüber hinaus konnten wertvolle Erkenntnisse zu Bettmaterialmanagement und einer verbesserten Asche- und Staubabscheidung gewonnen werden. Die entwickelte Pilotanlage kommt damit während des Projekts allein im Feldtest ohne An-, Abfahr- und Rüstzeiten auf knapp 1500 h Betriebsstunden (Stromeinspeisebetrieb) und erzeugte somit ca. 5,8 MWh Strom und 23,8 MWh Wärme. Die Dauerlauffähigkeit der Anlage mit holzartigen Brennstoffen konnte demnach klar dargestellt werden, während die Ergebnisse der verschiedenen Laufzeitversuche mit biogenen Reststoffen nächste Optimierungsmaßnahmen für die Überführung in den längerfristigen Dauerlauf aufzeigen.

3.3 Untersuchung der Partikelabscheidung von Horizontalzyklonen

3.3.1 Simulationsbasierte Untersuchung des Abtrennverhaltens von Horizontalkzyklonen

(AP3.1-AP3.4 – EVT)

Um für die Auslegung von Horizontalzyklonen in Zukunft eine allgemeine Auslegungsvorschrift zu entwickeln, sollte im Projekt mittels numerischer Strömungsimulationen eine Parameterstudie für Horizontalzyklone durchgeführt werden und experimentell in einem Kaltversuchsstand und einem Heißversuchsstand im Labor des TFZ (s. 3.3.2) validiert werden.

Simulation verschiedener Geometrien für Horizontalzyklone

Die vorgestellten numerischen Simulationen wurden mit der Software ANSYS Fluent durchgeführt, welche als Lösungsverfahren der Erhaltungsgleichungen die Finite-Volumen-Methode anwendet. Als Turbulenzmodell für das Zyklonströmungsfeld wurde das Reynolds-Spannungs-Modell gewählt, welches die Richtungsabhängigkeit der Turbulenz mit einbezieht und die einzelnen Komponenten des Reynolds-Spannungstensors berechnet. Die Partikelzugabe wurde über die Randbedingungen im „Discrete Phase"-Model realisiert. Die physikalischen Partikeleigenschaften entsprechen dabei dem im Labor verwendeten Quarzsand HR0,1-0,6T. Da allerdings ein Partikeltrennkorndurchmesser im ein- bis niedrigen zweistelligen Mikrometerbereich erwartet wird, wurden in der Simulation gezielt Partikel mit Durchmesser von 1 µm bis 100 µm zugegeben. Abbildung 33 zeigt die Schritte von der entworfenen parametrisierten Geometrie im DesignModeler (a) zum blockstrukturierten Gitter im ANSYS Meshing-Tool (b) und die Zyklongeometrie mit beispielhaft simulierten „particle tracks" (c).

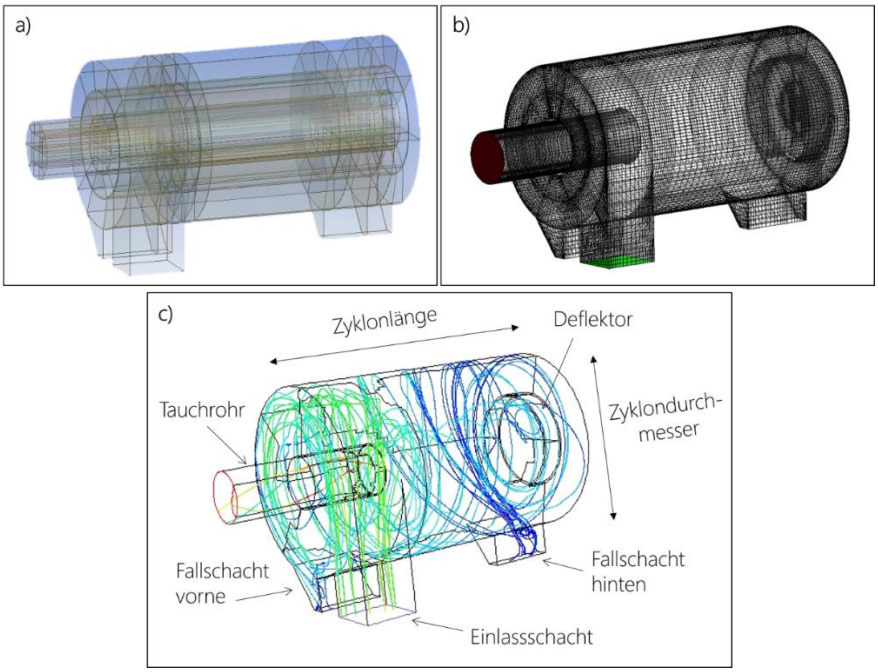


Abbildung 33 Parametrisierte Geometrie im ANSYS DesignModeler (a), Rechengitter des Horizontalzyklons mit Inlet (grün) und Outlet (rot) im ANSYS Meshing-Tool (b) und Übersicht über die Zyklongeometrie mit simulierten "particle tracks" (c)

Als Basis für die Bestimmung der Partikelabtrennraten wurden Simulationen mit verschiedenen Zyklongeometrien durchgeführt. Darüber hinaus wurden zum Vergleich der Strömungsprofile und Übertragbarkeit der bestimmten Abtrennraten die Temperaturrandbedingungen entsprechend für den Kaltprüfstand und den Heißzyklon angepasst. Abbildung 34 zeigt beispielhaft das resultierende axiale und tangentiale Strömungsprofil jeweils für die Geometrie des realen Horizontalzyklons der Feldtestanlage bei Temperaturen von 800 °C und bei einem Eingangsvolumenstrom von 50 Nm^3/h.

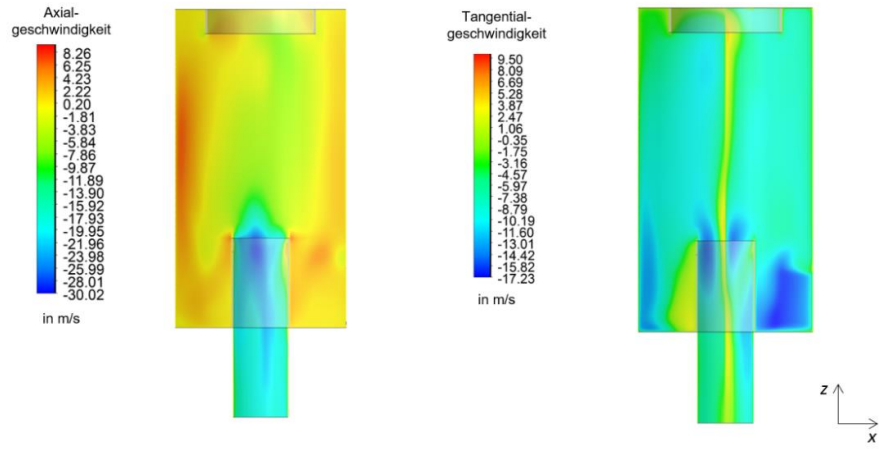


Abbildung 34 Simulation der Axial- und Tangentialgeschwindigkeit für den Horizontalzyklon der Feldtestanlage (800°C, 50 Nm^3/h)

Insgesamt spiegeln sich höhere Eingangsvolumenströme, sowie höhere Temperaturen, wie zu erwarten in höheren Geschwindigkeiten in den simulierten Profilen wieder. Die resultierende Strömungsgeschwindigkeit wird darüber hinaus durch den Zyklondurchmesser bestimmt. In das simulierte Strömungsfeld werden zur Bestimmung der Partikelabtrennrate die Partikel mit Radius zwischen 1-100 µm in den Zykloneinlass („particle inlet“) eingegeben und über die beiden Rückfallschächte und des Deflektorauslasses als „particle trap“ aufgefangen. Der Rest verlässt den Horizontalzyklon über das Tauchrohr („particle outlet“). Daraus konnten die theoretischen Partikelabtrennraten für den Kaltzyklonprüfstand (im Weiteren „Kaltzyklon“) und den Horizontalzyklon verbaut in der Feldtestanlage (im Weiteren „Realzyklon“) vergleichend simuliert werden (s. Abbildung 35).

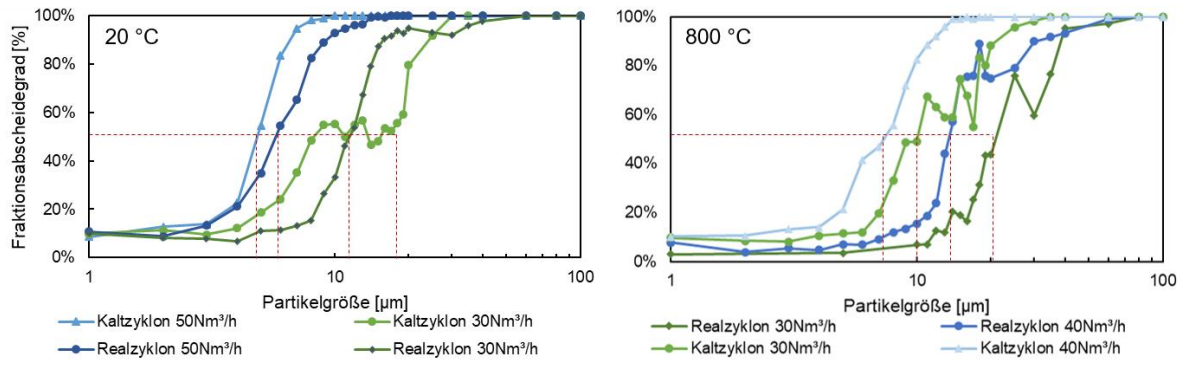


Abbildung 35 Simulierter Fraktionsabscheidegrad für den Kalt- und Realzyklon in Abhängigkeit des Eingangsvolumenstroms und der Temperatur

Aus Abbildung 35 wird klar, dass die resultierende Änderung der Strömungsgeschwindigkeit im Zyklon die entscheidende Komponente für die Partikelabtrennrate ist. Der Trennkorndurchmesser x_{50} steigt bei gleichem Volumenstrom in der Realzyklongeometrie im Vergleich zur Kaltzyklongeometrie leicht an, was vor allem auf den geringeren Zyklondurchmesser zurückzuführen ist. Für niedrigere Volumenströme sind die Ergebnisse vergleichbar, allerdings ist hier die Simulation der Kaltzyklongeometrie bei 20 °C im Trennkorndurchmesserbereich unstetig und zeigt ein Plateau, was auf numerische Gründe zurückzuführen ist (s. Abbildung 35 link). Bei einer Berechnung der Abtrennrate bei 800°C ist dieses Plateau nicht mehr vorhanden, es bestehen allerdings ebenfalls Schwankungen für größer Partikeldurchmesser (s. Abbildung 35 rechts). Insgesamt bestätigen alle Simulationen Trennkorndurchmesser im niedrigen ein- bis zweistelligen Mikrometerbereich (<20 µm). Das entwickelte Simulationsmodell war nicht für die Untersuchung wechselnder Partikelbeladungen ausgelegt, sodass eine Aussage zu deren Einfluss auf die Abtrennrate nicht im Fokus stand.

Aufbau eines Horizontalzyklonprüfstandes und experimentelle Validierung der Simulationsergebnisse

Um die Simulationsergebnisse zu validieren, wurde im Labor ein Kaltzyklonprüfstand konzipiert und aufgebaut. Für die Geometrie wurde zunächst auf die Abmessungen der vorhandenen Laboranlage, welche später auch beim TFZ untersucht wurde, zurückgegriffen. Um die verschiedenen Partikelfraktionen separiert untersuchen zu können, wurden unter dem jeweiligen Auslass des vorderen und hinteren Rückfallschachts, ebenso wie unter dem Deflektorauslass Auffangbehälter angebracht (s. Abbildung 36 links). Der partikelbeladene Volumenstrom wurde über eine Einlaufstrecke zum Zykloneinlass geleitet. Die Dosierung der Partikel erfolgte über einen Vorlagebehälter, dessen Querschnittsöffnung über ein Feingewinde eingestellt werden kann. Dies ermöglichte eine flexible Steuerung der Partikelbelastung im eingebrachten Luftvolumenstrom. Durch die typischerweise geringe Partikelgröße am rauchgasseitigen Auslass des Zyklons (einstelliger µm-Bereich), wurde hier zum Auffangen der Partikel ein feines Gewebetuch genutzt, aus dem die Partikel nach den Messungen ausgespült und analysiert werden können (s. Abbildung 36 rechts).

Zunächst wurden Messungen mit dem im Realbetrieb verwendeten Quarzsand HR0,1-0,6T durchgeführt. Die Partikelgrößenverteilung dieses Quarzsandes ist im Vergleich zu den erwarteten Trennkorndurchmessern relativ hoch, weswegen im Kaltzyklonprüfstand eine vollständige Abtrennung über die Fallschächte erwartet worden war. Die Ergebnisse zeigen allerdings, dass eine hohe Partikelbeladung im Luftvolumenstrom in der Realität zu Interaktionen der einzelnen Partikeln führt. Dadurch weichen diese von ihren idealen Flugbahnen im Strömungsfeld ab und werden zusätzlich zu den Fallschächten durch den Deflektor abgeschieden. Dies bestätigt auch das beobachtete Abtrennverhalten im Feldtestbetrieb bei hohen Fluidisierungsgeschwindigkeiten und entsprechend hohen Partikelbeladungen im Rauchgas.

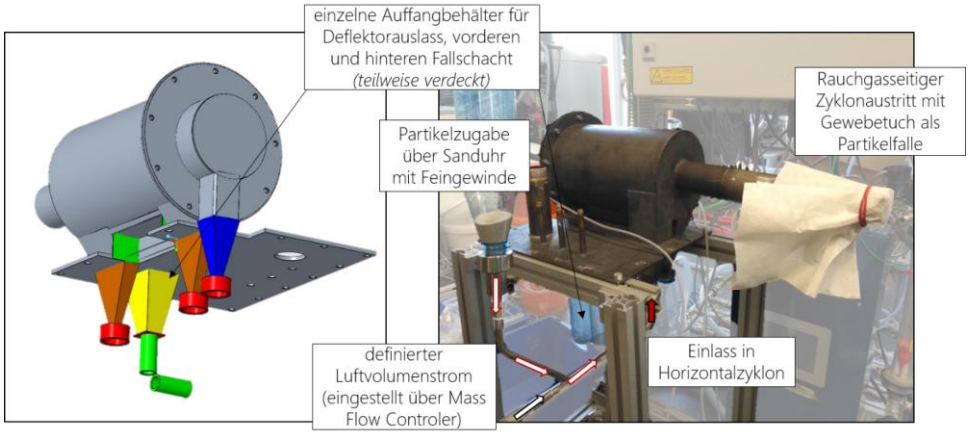


Abbildung 36 Konstruktion des Kaltzyklonprüfstands und Anordnung der Auffangbehälter (links) und Aufbau des Kaltzyklonprüfstandes im Labor (rechts)

Um mitgerissene Aschepartikel und abgeriebene Feinfraktionen aus dem Bettmaterial besser nachempfinden zu können, wurden außerdem Versuche mit feinkörnigeren Partikelfraktionen durchgeführt. Dabei kamen das in der Wirbelschichtvergasung häufig eingesetzte Bettmaterial Olivin und das Titaneisenerz Kronolith 80 mit jeweils deutlich kleineren Partikeldurchmessern zum Einsatz. Abbildung 37 zeigt beispielhaft die Partikelgrößenverteilung für die im Kaltzyklonversuchstand aufgefangenen Fraktionen am Deflektorauslass, sowie am vorderen und hinteren Rückfallschacht. Zusätzlich ist die Partikelgrößenverteilung des Rohmaterials Kronolith 80 dargestellt. Im direkten Vergleich ist deutlich zu sehen, dass die abgetrennte Fraktion am Deflektor mit d_{50} < 25µm (s. Abbildung 37 rechts) einen deutlich größeren Anteil an kleineren Partikeln umfasst. Dies spiegelt vor allem die Aschefraktion wider, welche über den Deflektorauslass aus der Feuerung ausgeleitet werden soll. Die durch die Fallschächte abgetrennten Fraktionen haben wiederum eine ähnliche Größenverteilung wie das Rohmaterial, was ebenfalls den Erwartungen entspricht, dass mitgerissenes Bettmaterial im Betrieb der Wirbelschicht zurückgeführt wird. Die absolute Abscheidemenge unterscheidet sich allerdings deutlich: im hinteren Fallschacht wurde ca. 70-90 m.-% des Materials abgeschieden, während am Deflektor massenmäßig der geringste Anteil abgeschieden wurde. Insgesamt bestätigen die Ergebnisse damit die Auslegungsintention und im Feldtestbetrieb kann von einer adäquaten Abtrennung der Asche ausgegangen werden.

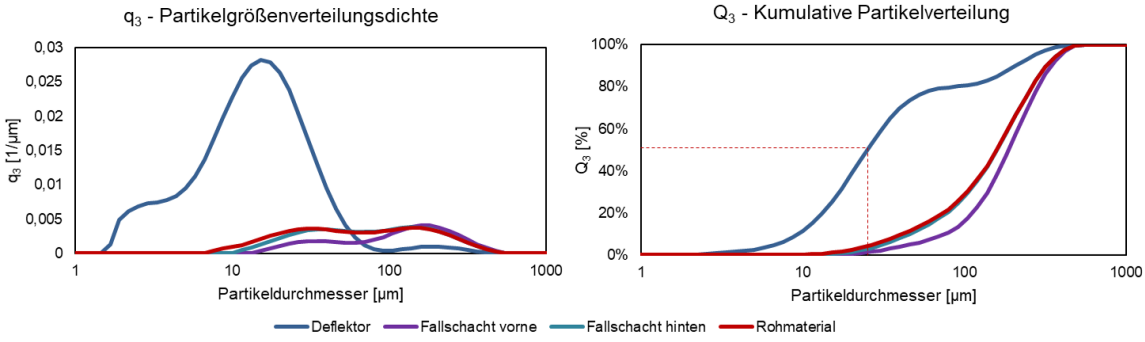


Abbildung 37 Partikeldichteverteilung und kumulative Partikelgrößenverteilung der separierten Partikelfraktionen im Kaltversuchsstand (Kronolith 80, 20 °C, 50 Nm³/h)

Vergleicht man nun die Ergebnisse aus den Kaltversuchen mit den Simulationsergebnissen liegt das Hauptaugenmerk auf der abgeschiedenen Fraktion am Deflektor, da diese nach den Ergebnissen am Kaltzyklonversuchsstand vornehmlich die kleinere (Asche-)Partikelfraktion enthält. Abbildung 38 zeigt, dass das Ergebnis der Simulation leicht unter dem Messergebnis aus den Kaltexperimenten liegt. Eine Abweichung der theoretischen und gemessenen Abtrennrate war aufgrund der äußeren Einflüsse im Experiment (Partikelbeladungen, Wandrauigkeiten, Fertigungsungenauigkeiten etc.), welche in der Simulation nicht beachtet wurden, zu erwarten. Zusammenfassend kann jedoch festgestellt werden, dass durch beide Methoden Trennkorndurchmesser im niedrigen zweistelligen Mikrometerbereich ermittelt werden konnten, wobei sich die Simulationen durch die Versuchsergebnisse im Rahmen der Messungenauigkeit sehr gut validieren lassen.

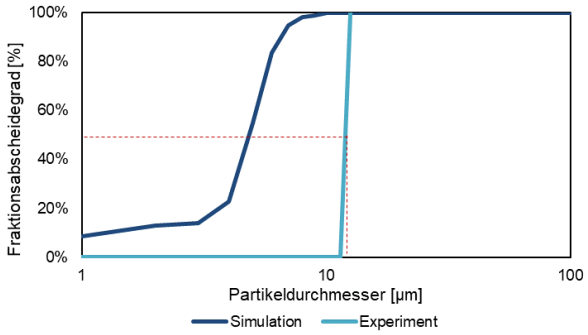


Abbildung 38 Vergleich des resultierenden Partikelabscheidegrads aus Experiment und Simulation (20°C, 50 Nm³/h)

Definition von Auslegungshilfen für Horizontalzyklone

Basierend auf den Ergebnissen aus den Versuchen am Kaltzyklonteststand wurden die Simulationsergebnisse um eine Parameterstudie verschiedener Simulationsgeometrien erweitert, um letztlich eine Auslegungshilfe für Horizontalzyklone herauszuarbeiten.

Tabelle 6 Verwendete Zyklonmaße für die durchgeführten Simulationen im Zuge der Parametervariation

	Zyklonmaße		
	Länge [mm]	Radius [mm]	l/d [-]
Realzyklon	400	107,6	1,86
Kaltzyklon	260	82,6	1,57
Realzyklon gekürzt	322,7	107,6	1,5
Realzyklon doppelt gekürzt	268,9	107,6	1,25
Realzyklon dicker	400	130	1,54
Realzyklon gekürzt +F+E [1]	322,7	107,6	1,5
Realzyklon dicker +T+D [2]	400	130	1,54

[1)]Länge der Fallschächte und Einlassschachtlänge wurden proportional zur Zyklonlänge gekürzt
[2] Deflektor- und Tauchrohrradius wurden proportional zum Zyklonradius verringert

Zunächst wurde ausgehend von den bereits betrachteten Maßen des Kaltzyklonprüfstandes und des Realzyklons der Feldtestanlage eine Simulationsreihe mit jeweils steigender Zyklonlänge und konstantem Länge-Durchmesser-Verhältnis l/d von 1,5 durchgeführt (s. Tabelle 6). Hierbei ist zu beachten, dass der Tauchrohrdurchmesser sowie die Fallschachtlänge proportional zu der Längen- / Durchmessererhöhung angepasst werden müssen. Um den Einfluss dieser proportionalen Anpassung auf die Simulationsergebnisse zu verdeutlichen, vergleicht Abbildung 39 die Ergebnisse des simulierten Fraktionsabscheidegrads mit und ohne dieser Anpassung.

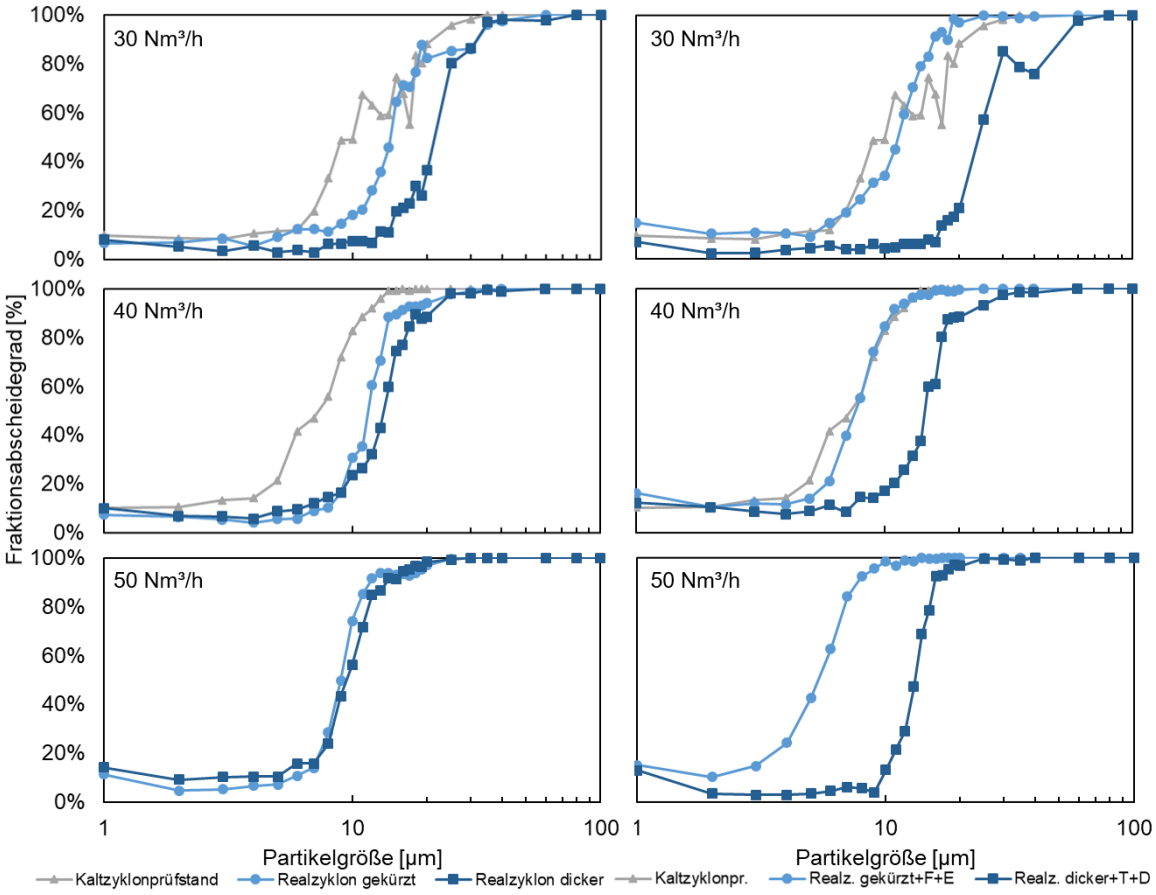


Abbildung 39 Simulationsergebnisse des Fraktionsabscheidegrads von Geometrien mit l/d=1,5 mit (rechts) und ohne (links) proportionaler Anpassung der gekoppelten Geometrien

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass für längere und damit auch größere Zyklongeometrien höhere Volumenströme notwendig werden, um eine technische Trennung x_{50} für einen Partikeldurchmesser von 10 µm zu erreichen. Der Grund hierfür liegt wiederum in den resultierenden Strömungsgeschwindigkeiten im Zyklon. Eine proportionale Anpassung des Eingangsschachts und der Fallschächte zeiget einen positiven Effekt auf die Abtrennrate und ist somit im Auslegungsfall in jedem Fall zu berücksichtigen.

Weitere Simulationen mit variablem l/d-Verhältnis zeigen, dass der entscheidende Parameter für eine hohe Abtrennrate im Partikeldurchmesserbereich <10 µm die Zyklonlänge sowie die gekoppelte Einlass- und Fallschachtlänge sind. Eine Veränderung des Zyklonradius bei

gleichbleibender Länge beeinflusst die Abtrennrate des Zyklons nicht merklich. Daher wurde die Aufteilung der Partikelgrößen auf den Deflektoraustritt, den vorderen und den hinteren Fallschacht untersucht. Der Vergleich zeigt, dass prinzipiell die größeren Partikel (>30-40 µm) durch den vorderen Fallschacht neben dem Einlassschacht in die Feuerung zurückgeführt werden, während im Deflektor vor allem die Feinpartikelfraktion (< 20 µm) abgetrennt wird (s. Abbildung 40 links). Dies bestätigt erneut die Ergebnisse aus den Versuchen am Kaltzyklonprüfstand, wobei hier keine Aussage über die Aufteilung der absoluten abgeschiedenen Massen getroffen werden kann. Die Abtrennleistung der Feinfraktion über den Deflektor bricht allerdings ein, sobald der Zyklon bei gleichem l/d-Verhältnis einen größeren Durchmesser umfasst, ohne den Deflektorradius proportional zu erhöhen (s. Abbildung 40 rechts). Die Feinfraktion wird dann über den hinteren Fallschacht zurück in die Wirbelschicht geleitet und akkumuliert sich entsprechend in der Anlage. Dementsprechend ist auch eine proportionale Anpassung des Deflektorradius für die Abtrennleistung der Feinfraktion entscheidend.

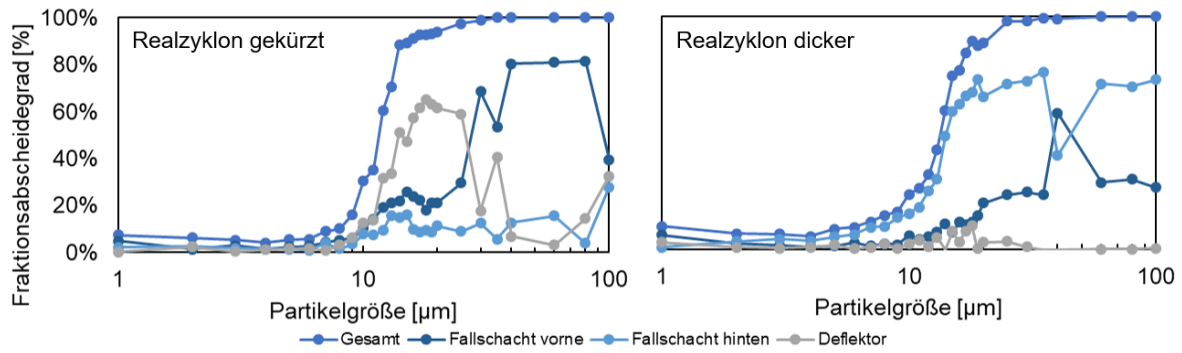


Abbildung 40 Simulierter Fraktionsabscheidegrad und Aufteilung der Fraktionen auf den Deflektoraustritt, den vorderen und hinteren Fallschacht für die Geometrien Realzyklon gekürzt (links) und Realzyklon dicker (rechts) (800 °C, 40 Nm³/h)

Zusammenfassend kann aus den Simulationsergebnissen eine Auslegungshilfe für Horizontalzyklone in Abhängigkeit der Feuerungswärmeleistung und des Luftüberschusses abgeleitet werden. Abbildung 41 (links) zeigt zunächst den allgemeinen Zusammenhang zwischen dem resultierender Trennkorndurchmesser für eine technische Trennung x_{50} und dem zugegebenen Primärluftvolumenstrom bei 800 °C. Bei geringen Volumenströmen ist vor allem der Zyklonradius der entscheidende Parameter für kleine Trennkorndurchmesser, während bei höheren Volumenströmen vor allem die Zyklonlänge einen Einfluss aufweist. Dieser ist jedoch geringer, da insgesamt eine bessere Abscheideleistung erzielt werden kann.

Setzt man die Ergebnisse der Zyklonauslegung analog in Zusammenhang mit der Nennleistung der zugehörigen Feuerung, resultieren die Luftvolumenströme basierend auf dem angesetzten Luftüberschuss λ. Die hier dargestellten Werte wurden für eine Verbrennung mit Holzpellets berechnet. Für die Zyklongeometrie wurde ein l/d-Verhältnis von 1,5 angenommen. Abbildung 41 (links) zeigt den die Betriebsfenster für verschiedene Luftüberschusszahlen sowie den notwendigen minimalen Zyklonadius für eine technische Trennung x_{50}<10µm. Es zeigt sich, dass im Teillastbetrieb einem schlechteren Abtrennverhalten mit höheren Luftzahlen entgegengewirkt werden kann. Wie

zuvor ausführlich beschrieben, ist auch hier auf eine proportionale Anpassung der Durchmesser des Tauchrohrs und v.a. des Deflektorradius zu achten, um die Abtrennung der Feinfraktion sicherzustellen, Die Länge der Ein- und Ausfallschächte hingegen beeinflusst die gesamte Abtrennleistung maßgeblich.

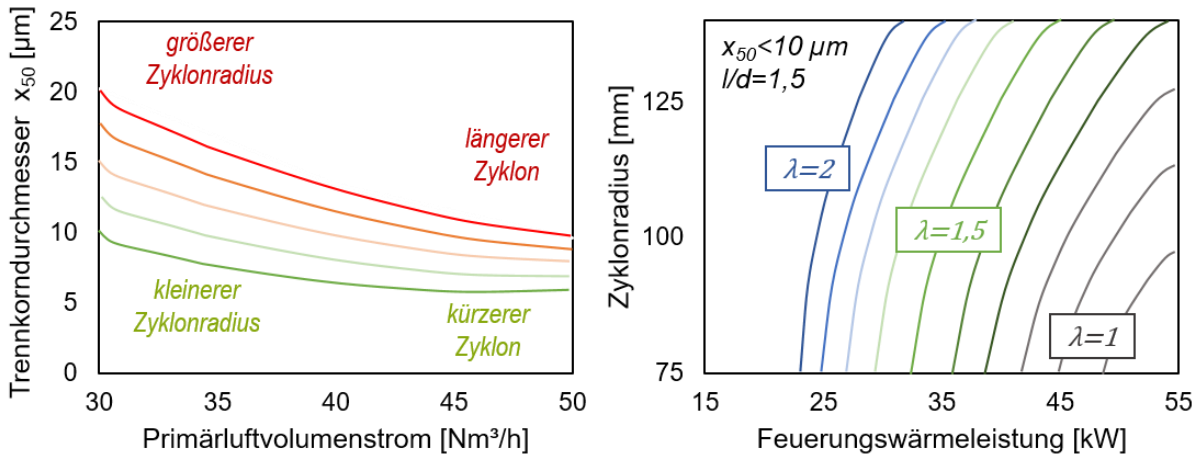


Abbildung 41 Kennfelder des erreichbaren Trennkorndurchmessers und Auslegungshilfe für Horizontalzyklone in Abhängigkeit der Feuerungswärmeleistung

3.3.2 Experimentelle Untersuchung der Feinstaubemissionen

(AP3.5-AP3.6 – EVT, TFZ)

Umrüstung der Laborwirbelschicht für Feinstaubemissionsmessungen am TFZ (EVT)

Neben der simulationsgestützten Untersuchung des Abtrennverhaltens des entwickelten Horizontalzyklons wurde das Abtrennverhalten während dem Betrieb basierend auf den resultierenden Feinstaubemissionen experimentell ermittelt. Die hierfür umfangreichen Messungen mit einer Variation der Wirbelschichttemperatur, der Luftzahl, des Bettmaterialzustands und des Brennstoffs wurden wie geplant in der bereits vorhandenen Laboranlage durchgeführt.

Um einen flexiblen und störungsfreien Betrieb der Laboranlage im Feuerungsprüfstand des TFZ zu ermöglichen, erfolgte die Demontage des bisher genutzten Sunmachine-Stirlingmotors aufgrund von unnötigem Regelaufwand und zusätzlichem apparativen Aufwand (z.B. Glykol-Kühlkreislauf). Als Wärmesenke im Wirbelbett wurde ein einfacher In-Bett-Wärmeübertrager entsprechend der folgenden Randbedingungen ausgelegt:

- wenig zusätzlicher apparativer Aufwand,
- keine Nutzung zusätzlicher Betriebsmittel,
- auskoppelbare Wärmeleistung aus dem Bett ca. 6-7 kW,
- große Flexibilität in der auskoppelbaren Wärmeleistung,
- möglichst homogene Wärmeauskopplung aus dem Bett.

Basierend auf diesen Prämissen wurde eine Auslegung mit Luft als Wärmeträgermedium durchgeführt. Die Berechnungen der Strömungszustände und dazugehörigen theoretischen Wärmeübertragungskoeffizienten, zusammen mit den baulichen Dimensionen ergaben den in Abbildung 42 dargestellten In-Bett-Wärmeübertrager bestehend aus 8 Einzelrohren (Gesamtlänge 780 mm, Durchmesser 12 mm), welche ringförmig angeordnet sind (Außenradius 192 mm).

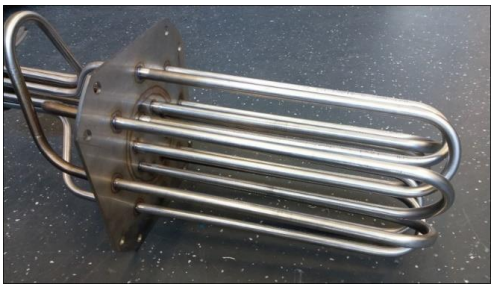


Abbildung 42 Gefertigter alternativer In-Bett-Wärmeübertrager für die Laboranlage

In dem vereinfachten Anlagensetup gibt es durch die Entkopplung der Primärluftzugabe vom doppelwandigen Horizontalzyklon zudem die Möglichkeit, den Einfluss der Luftvorwärmung zu simulieren. So kann der Luftvolumenstrom über den Ringspalt um den Horizontalzyklon zur Kühlung der Nachverbrennung und Luftvorwärmung separat vom Primärluftvolumenstrom geregelt werden. Die Luftvorwärmung der Primärluft wird elektrisch realisiert. Dadurch wurde eine größtmögliche Flexibilität in der Versuchsdurchführung geschaffen. Erste Versuche noch im Labor des EVT am neuen Setup (s. Abbildung 43) zeigten, dass der neu konstruierte Wärmeübertrager je nach Luftvolumenstrom und Betttemperatur die geforderte Leistung von ca. 4-6 kW übertragen kann. Durch eine zusätzliche Regelung der Luftvorwärmungstemperatur oder einer Ausregelung der Betttemperatur mittels der Bettheizung konnte somit ein flexibler Versuchsbetrieb gewährleistet werden.

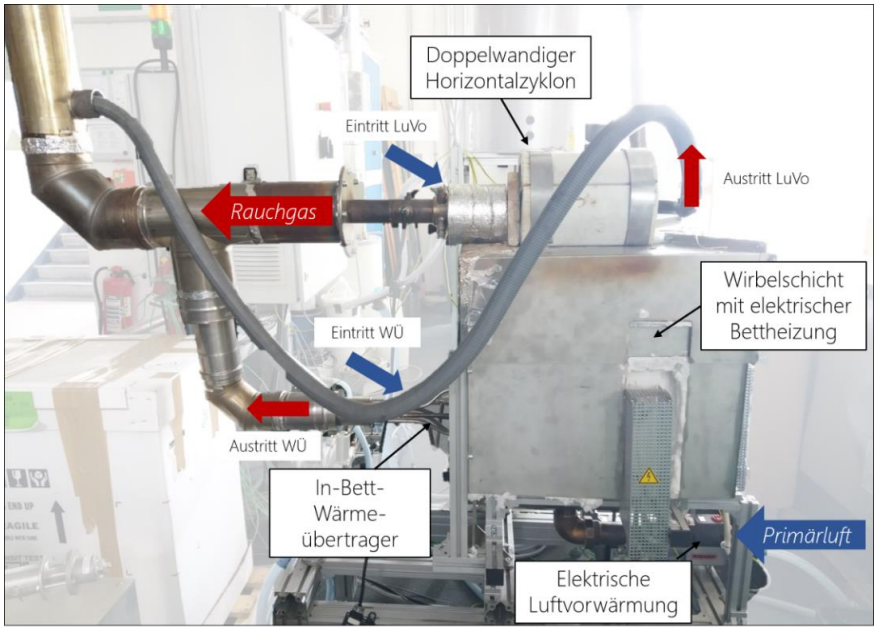


Abbildung 43 Adaptierte Laboranlage für Feinstaubemissionsmessungen am TFZ

Bestimmung der brennstoffabhängigen Feinstaubemissionen in Laborumgebung des TFZ

(AP3.6 – TFZ)

Abbildung 44 zeigt den Aufbau der modifizierten Wirbelschichtfeuerung am Feuerungsprüfstand des TFZ. Um die komplexe Bedienung zu erleichtern, wurde für die reine Feinstaubmessung der Stirlingmotor ausgebaut und die Anlage entsprechend vereinfacht. Der Stirlingmotor wurde durch einen luftgekühlten In-Bett-Wärmeübertrager ersetzt und zur Fluidisierung der Wirbelschichtfeuerung und zur Kühlung des Zyklons wurde eine Versorgung mit Druckluft aufgebaut. Die hohen Druckluftvolumenströme von insgesamt ca. 100 Nm^3/h wurden in einem ersten Versuch durch eine Modifizierung der Druckluftanlage am TFZ (maximaler Volumenstrom ca. 50 Nm^3/h) und durch den Einsatz eines Seitenkanalverdichters mit einem maximalen Volumenstrom von ca. 42 Nm^3/h zur Verfügung gestellt. Über die Druckluftanlage wurde die Verbrennungsluft zugeführt und der Zyklon gekühlt. Mit Hilfe des Seitenkanalverdichters wurde der In-Bett-Wärmeübertrager gekühlt.

Abbildung 44 Installation der Versuchsanlage am Feuerungsprüfstand des TFZ in Straubing

Die elektrische Versorgung der Anlage wurde so umgebaut, dass die Heizung über eine CEE-Drehstromsteckverbindung mit 32 A-Absicherung und der Schaltschrank über eine CEE-Drehstromsteckverbindung mit 16 A-Absicherung versorgt wurde. Dadurch konnte sichergestellt werden, dass die Heizung und der Schaltschrank nicht am selben Fehlerstrom-Schutzschalter betrieben wurden und bei einem Ausfall der elektrischen Heizung die Versorgung des Schaltschranks gewährleistet war.

Die Rauchgasführung nach dem Austritt aus dem Zyklon wurde so verändert, dass an den geplanten Messstellen für gasförmige Emissionen und Staubemissionen die für das Messequipment des TFZ maximal zulässigen Temperaturen von ca. 500 °C eingehalten wurden. Dazu wurde ein wassergekühlter Rohrwendelwärmeübertrager vor den Messstellen installiert. Durch die Variation des Wasserdurchflusses konnte die Rauchgastemperatur angepasst werden. Die austretende Druckluft aus der Kühlung des Wirbelbetts und der Kühlung des Zyklons wurde oberhalb der Messstellen für gasförmige Emissionen und Staubemissionen dem Rauchgasstrom zugeführt, wodurch eine Verdünnung des Rauchgases vermieden werden konnte (siehe Abbildung 45).

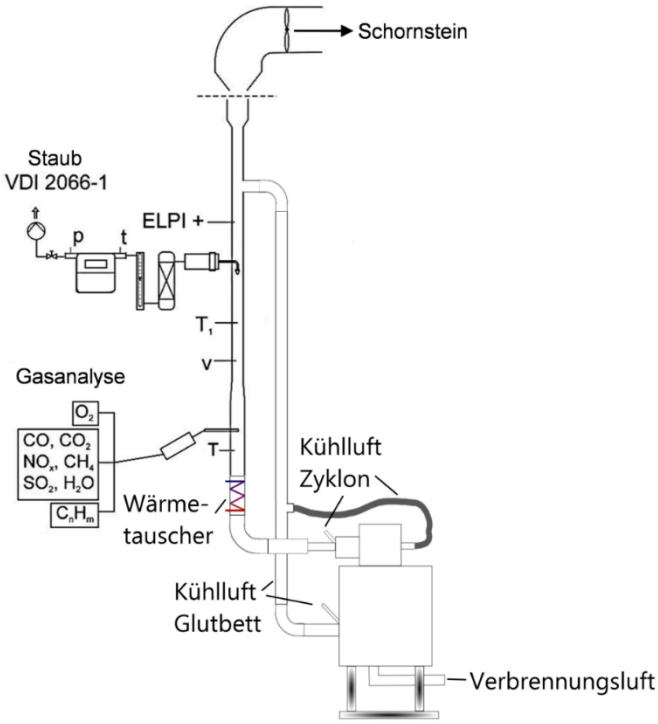


Abbildung 45 Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus am TFZ mit Luftführung und Messstellen

Ziel der experimentellen Untersuchungen am TFZ waren die Ermittlung der Feinstaubemissionen inklusive Korngrößenverteilungen in Abhängigkeit der Betttemperaturen, der Luftzahl und des Brennstoffs. Dazu wurde bei konstanter Leistung von ca. 20 kW (durch den Brennstoff zugeführte Leistung) der Primärluftstrom variiert. Da bei frischem Bettmaterial stets davon ausgegangen werden muss, dass zunächst ein gewisser Anteil an Asche im Bett verbleibt und sich an den Sandpartikeln anlagert, sollte ebenfalls untersucht werden, ob die Feinstaubemissionen auch eine Abhängigkeit vom Zustand des Bettmaterials aufzeigen. Hierfür wurden gebrauchte Bettmaterialien (altes Bettmaterial) aus den Langzeitversuchen aus Arbeitspaket 2 eingesetzt. Im Einzelnen sollten die in Tabelle 7 dargestellten Bedingungen betrachtet werden.

Tabelle 7 Geplante Versuchsbedingungen für die Emissionsmessungen am TFZ

N°	Brennstoff	Luftzahlen	Betttemperatur	Bettmaterial	Leistung
B1	Holzpellets	1,25; 1,5; 2	750-850 °C	alt, frisch	20 kW
B2	Heupellets	1,25; 1,5; 2	750-800 °C	alt, frisch	20 kW

B3	Gärrestpellets	1,25; 1,5; 2	750-800 °C	frisch	20 kW
B4	Klärschlammpellets	1,25; 1,5; 2	750-800 °C	frisch	20 kW

Im Laufe des Projekts wurde festgelegt, die Gärrestpellets aufgrund von Beschaffungsschwierigkeiten durch Pellets aus Zuckerrübenmelasse (künftig ZRM-Pellets genannt) zu ersetzen. Die daraus resultierenden endgültigen Versuchsbedingungen sind in Tabelle 8 dargestellt.

Tabelle 8 Versuchsbedingungen für die Emissionsmessungen am TFZ

N°	Brennstoff	Luftzahlen	Betttemperatur	Bettmaterial	Leistung
1	Holzpellets	1,25; 1,5; 2	750 °C	frisch	20 kW
2	Holzpellets	1,25; 1,5; 2	850 °C	frisch	20 kW
3	Heupellets	1,25; 1,5; 2	800 °C	frisch	20 kW
4	Heupellets	1,25; 1,5; 2	800 °C	alt	20 kW
5	Holzpellets	1,25; 1,5; 2	800 °C	alt	20 kW
6	Zuckerrübenmelassepellets	1,25; 1,5; 2	800 °C	frisch	20 kW
7	Klärschlammpellets	1,25; 1,5; 2	800 °C	frisch	20 kW

In Vorversuchen zur Inbetriebnahme der modifizierten Wirbelschichtfeuerung am Feuerungsprüfstand des TFZ wurde festgestellt, dass durch die zuvor beschriebenen Modifizierungen der Druckluftanlage am TFZ die hohen Druckluftvolumenströme von insgesamt ca. 100 Nm^3/h nicht zuverlässig zur Verfügung gestellt werden konnten. Deshalb wurde zur Druckluftversorgung der Wirbelschichtfeuerung ein mobiler Baukompressor (AtlasCopco XAS88KD) für die Versuchszeit gemietet und zusammen mit einem Kältetrockner der Firma Kaeser (TA6) zur Druckluftaufbereitung eingesetzt. Um einen durchgehenden Betrieb über einen vollen Messtag zu gewährleisten, wurde der Pelletvorratsbehälter vergrößert. Die Modifikationen an der Versuchsanlage am Feuerungsprüfstand des TFZ sind in Abbildung 46 dargestellt.

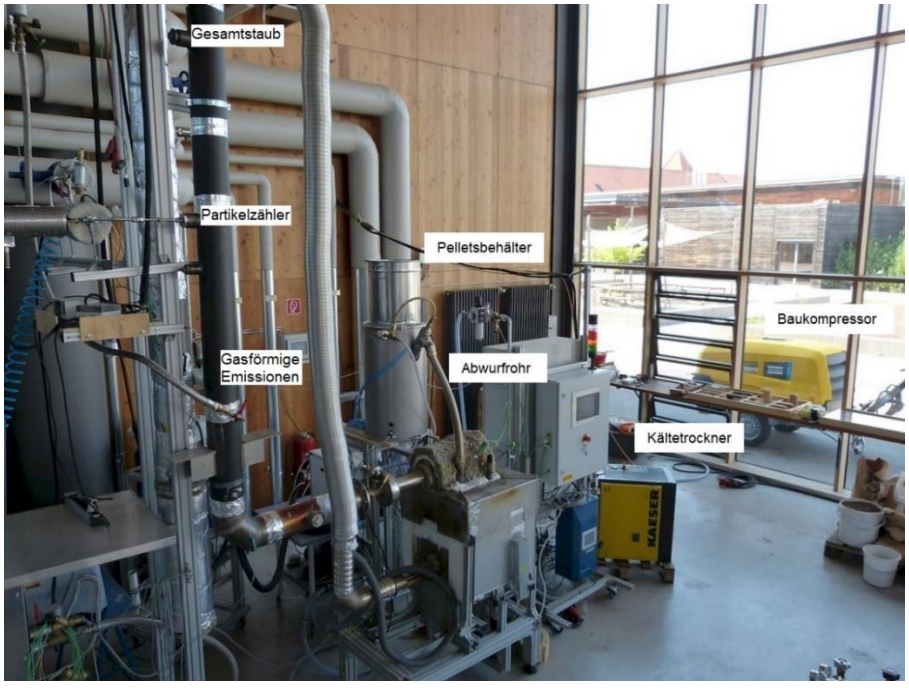


Abbildung 46 Modifikationen an der Versuchsanlage am Feuerungsprüfstand des TFZ in Straubing

Die für die Emissionsmessungen eingesetzten Holz- und Heupellets sind in Abbildung 47 dargestellt. Dabei ist die größere mittlere Pelletlänge der Heupellets deutlich zu erkennen. Dies führte dazu, dass das originale Abwurfrohr mit einem freien Durchmesser von 3 cm verstopfte und ein Abwurfrohr mit einem größeren Durchmesser von 4 cm für die Heupellets eingesetzt werden musste und dann auch für die weiteren Brennstoffe (Zuckerrübenmelassepellets, Klärschlammpellets) verwendet wurde (s. Abbildung 48).

Abbildung 47 Eingesetzte Holzpellets (links) und Heupellets (rechts) für die Emissionsmessungen am TFZ

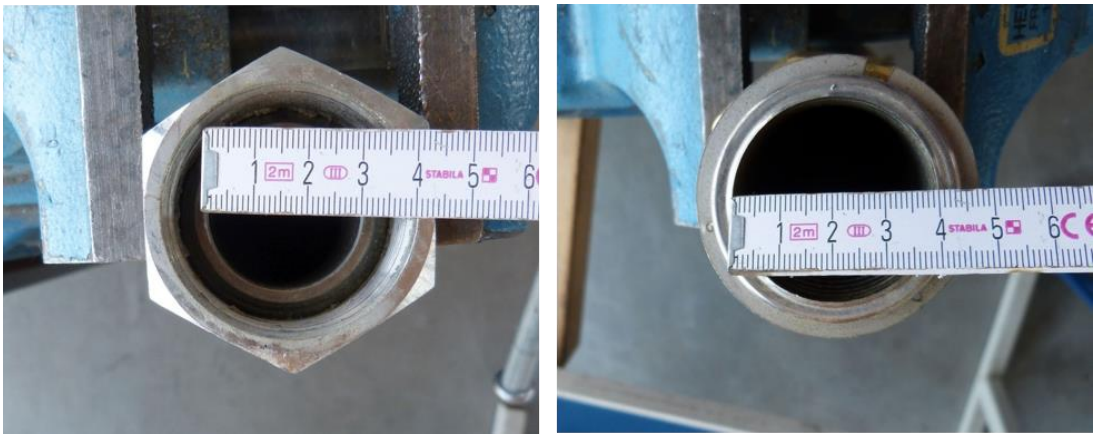


Abbildung 48 Original verbautes Abwurfrohr (links) und Abwurfrohr mit vergrößertem Durchmesser der Versuchsanlage (rechts)

Am Ende der Versuche mit Holzpellets zu Versuchseinstellung Nr. 2 aus Tabelle 8 kam es zum Ausfall eines von drei Heizelementen zur Bettheizung, wodurch in späteren Versuchseinstellungen die Bettvorheizung sehr lange dauerte und Betttemperaturen über 800 °C nicht mehr zuverlässig eingestellt werden konnten. Zudem konnten die in Tabelle 8 in den Versuchsbedingungen genannten niedrigen Luftzahlen von 1,25 nicht zuverlässig eingestellt werden, da die in der Anlagensteuerung voreingestellte Luftzahl von 1,05 (untere Grenze der Luftzahl zur Notabschaltung der Wirbelschichtfeuerung) mehrmals unterschritten wurde. Für alle Versuche wurden deshalb die Luftzahlen etwas höher eingestellt als in Tabelle 8 dargestellt.

Um die Wirbelschichtfeuerung auf einen neuen Brennstoff einzustellen, musste die Austragung für den Brennstoff kalibriert werden, indem Abwurfversuche über definierte Zeiträume und

Schneckengeschwindigkeiten durchgeführt wurden. Die von der Austragung geförderten Pellets wurden dabei für jede Einstellung gesammelt und die Masse bestimmt. Dabei wurde festgestellt, dass vor allem bei den Zuckerrübenmelassepellets und bei den Klärschlammpellets der Feinanteil in den geförderten Pellets immer mehr zugenommen hat. Man konnte auch an der Austragsschnecke hören, dass die Pellets zermahlen wurden. Daraufhin wurde der Feinanteil bei den geförderten Zuckerrübenmelassepellets durch einfaches Absieben mit Hilfe eines Siebes mit 3,15 mm Lochdurchmesser bestimmt. Die Ergebnisse der Bestimmung des Feinanteils sind in Abbildung 49 gezeigt. Die durch die Kalibrierung der Austragung mechanisch veränderten Pellets wurden für die Feuerungsversuche nicht verwendet.

Abbildung 49 Feinanteil der zur Kalibrierung der Austragung geförderten Zuckerrübenmelassepellets: Originalprobe (links), Probe am Ende der Kalibrierung der Austragsschnecke (rechts)

Die in Abbildung 49 links dargestellte Probe ist die letzte durch die Austragung gegangene Probe. Die Gesamtmasse beträgt 527 g, der Feinanteil 50 g. Die Förderung der Zuckerrübenmelassepellets durch die Austragsschnecke führt also zu einer deutlichen Erhöhung des Feinanteils von 0,25 % auf 9,5 % in den Pellets.

Auch bei den Messungen mit den Klärschlammpellets gab es immer wieder große Probleme mit dem Brennstofftransport durch die Austragsschnecke. Hierbei sammelte sich mit zunehmender Messdauer immer mehr Feinanteil am Boden des Austragsbehälters und die Austragsschnecke drehte sich nur noch im nach unten gerutschten Feinanteil und konnte keine Klärschlammpellets mehr fördern. Den zunehmenden Feinanteil am Boden des Austragsbehälters bei der Förderung von Klärschlammpellets zeigt Abbildung 50.

Abbildung 50 Feinanteil am Boden des Austragsbehälters bei der Förderung von Klärschlammpellets

Ergebnisse aus den Emissionsmessungen

Für alle im Feuerungsprüfstand des TFZ verwendeten Brennstoffe wurde vor der Nutzung in der Versuchsanlage die Zusammensetzung der Brennstoffe ermittelt. Dabei wurden extra Analysen durchgeführt, auf Analysewerte in der Brennstoffdatenbank des TFZ zurückgegriffen oder Literaturwerte verwendet (Klärschlammpellets).

Tabelle 9 fasst die entscheidenden Eigenschaften der Brennstoffe als Grundlage für die in der Steuerung hinterlegte Verbrennungsrechnung zusammen.

Tabelle 9 Ausgewählte Eigenschaften der verwendeten Brennstoffe am TFZ (TS – Trockensubstanz)

		Holzpellets	Heupellets	ZRM-Pellets	Klärschlammpellets
Wassergehalt	m.-%	7,6	11,3	8,1	7,7
Aschegehalt	m.-%, TS	0,4	8,6	7,3	44,2
Kohlenstoff	m.-%, TS	50,2	45,4	43,3	25,1[1]
Wasserstoff	m.-%, TS	6,1	5,8	6,0	4,6[1]
Sauerstoff[2]	m.-%, TS	43,1	37,5	41,4	20,0[1]
Stickstoff	m.-%, TS	0,07	2,5	1,8	3,2[1]
Schwefel	m.-%, TS	0,007	0,23	0,24	2,9[1]
Heizwert	MJ/kg, TS	17,8	16,8	15,7	10,4[1]

[1] [61]
[2] berechnet

Zu den in Tabelle 8 dargestellten Versuchsbedingungen wurden jeweils einzelne Betriebspunkte angefahren und für jede Einstellung 2 bis 3 Emissionsmessungen über einen Zeitraum von jeweils 30 Minuten durchgeführt. Die Messung der Staubemissionen erfolgte in Anlehnung an die VDI 2066 mit Quarzplanfiltern und teilweise vorgeschalteter mit Quarzwolle gestopfter Hülse (Staubprobenahmeapparatur Paul Gothe GmbH). Die Staubsonden wurden stets am Ende eines

Messtages ausgebaut und mit Aceton gespült. Die Rückstände aus der Spülflüssigkeit wurden nach dem Verdampfen des Acetons proportional zur Beladung der Filter auf die Einzelmessungen verteilt. Die Filtrationstemperatur während der Staubprobenahme wurde auf 160 °C eingestellt. Die Filtermedien wurden bei 180 °C thermisch vor- und nachbehandelt. Zusätzlich zur Messung der Gesamtstaubemissionen wurden Messungen zur Bestimmung der Partikelanzahlverteilung mit Hilfe eines elektrischen Niederdruck-Kaskadenimpaktors (Dekati Ltd., ELPI®+) durchgeführt. Die Partikeldichte wurde bei der Justierung des ELPI+ vor jeder Messung standardmäßig mit 1 kg/m^3 angegeben.

Für die kontinuierliche Abgasanalyse wurde in der Regel der portable Gasanalysator Horiba PG 350E verwendet, der die Komponenten Sauerstoff (O_2), Kohlendioxid (CO_2), Kohlenmonoxid (CO), Stickstoffoxide (NO_X) und Schwefeldioxid (SO_2) im trockenen Zustand misst. Dabei setzen sich die Stickstoffoxide aus NO und NO_2 zusammen. Auf eine Bestimmung der organischen Kohlenwasserstoffe im Abgas wurde verzichtet. Zwischenzeitlich kam es zu Störungen beim Horiba-Messgerät, so dass ersatzweise ein tragbarer FTIR-Gasanalysator (Gasmet FTIR DX4000N) zusammen mit NDIR Einzelkomponentenmessgeräten (Messung der Gaskomponenten CO und CO_2), einem paramagnetischen Sauerstoffanalysator (ABB Automation GmbH ABB AO2020) und für die NO_X Messung einem Chemilumineszenzdetektor (Eco Physics GmbH CLD 822 Mhr Analysator) eingesetzt wurde.

Für die Messung des Abgasvolumenstroms wurde ein Flügelradanemometer (Höntzsch GmbH, Flügelrad Strömungssensor ZS25/25-ZG4) verwendet. Die Abgasgeschwindigkeit wurde zum Schutz des Flügelradanemometers vor den hohen Abgastemperaturen nur punktuell in konstantem Feuerungsbetrieb vor Beginn der Staubmessungen jedes Messtages bestimmt. Alle Angaben der Emissionswerte beziehen sich auf 13 % O_2 unter STC-Bedingungen.

Holzpellets

Für die Holzpellets wurden die CO-, NO_X- und Staub-Emissionen sowie die Korngrößenverteilung der Staubemissionen für verschiedene stationäre Betriebszustände untersucht. Dabei wurde zudem unterschieden zwischen einer Verbrennung in frischem Bettmaterial und gebrauchtem Bettmaterial in der Wirbelschicht. Bei den Versuchen mit frischem Bettmaterial in der Wirbelschicht wurden zum einen verschiedene Betttemperaturen eingestellt und zum anderen die Luftzahl variiert. Die eingestellten Betriebsparameter und die Messergebnisse der einzelnen Versuche mit Holzpellets mit frischem Bettmaterial sind in Tabelle 10 dargestellt.

Tabelle 10 Eingestellte Betriebsparameter und Messergebnisse für die Versuche mit Holzpellets mit frischem Bettmaterial

Nr.	Brennstoff (Pellets)	Bett-material	Luftzahl λ [-]	Bett-temperatur [°C]	Staub [mg/Nm²]	CO [mg/Nm²]	NO_x [mg/Nm²]
1	Holz	frisch	2.07	761	13.7	439	127
2	Holz	frisch	2.13	760	13.4	411	128
3	Holz	frisch	2.12	761	13.0	411	129
4	Holz	frisch	1.80	767	13.0	221	126
5	Holz	frisch	1.72	771	13.2	155	126
6	Holz	frisch	1.76	769	12.5	155	126
7	Holz	frisch	1.45	814	12.4	153	119
8	Holz	frisch	1.49	823	10.1	73	121
9	Holz	frisch	1.44	845	10.5	45	120
10	Holz	frisch	1.47	882	10.5	45	120
11	Holz	frisch	1.48	884	10.9	101	120
12	Holz	frisch	1.44	886	11.1	89	118
13	Holz	frisch	1.60	878	8.9	33	123
14	Holz	frisch	1.66	877	9.3	23	124
15	Holz	frisch	1.63	878	9.6	23	124
16	Holz	frisch	2.11	864	13.9	53	128
17	Holz	frisch	2.06	868	11.9	39	128
18	Holz	frisch	2.03	869	11.8	31	129

Die in Abbildung 51 dargestellten Werte für die CO-Emissionen bei der Verbrennung von Holzpellets mit frischem Bettmaterial liegen für Wirbelschichttemperaturen > 760 °C zwischen 23 und 221 mg/Nm³ und damit alle unter dem Grenzwert der 1. BImSchV (250 mg/Nm³ für Pelletkaminöfen und 400 mg/Nm³ für Holzzentralheizungen ab 4 kW). Sie bestätigen damit die Ergebnisse aus den Labormessungen der FAU für Wirbelschichttemperaturen >790 °C. Es besteht eine Abhängigkeit der CO-Emissionen von der Wirbelschichttemperatur und es ist ein Einfluss des Primärluftvolumenstroms erkennbar. Mit steigender Wirbelschichttemperatur sinken die CO-Emissionen, während bei steigender Luftzahl die CO-Emissionen tendenziell ansteigen. Die NO_x-Emissionen liegen betriebspunktunabhängig zwischen 110 und 130 mg/Nm³.

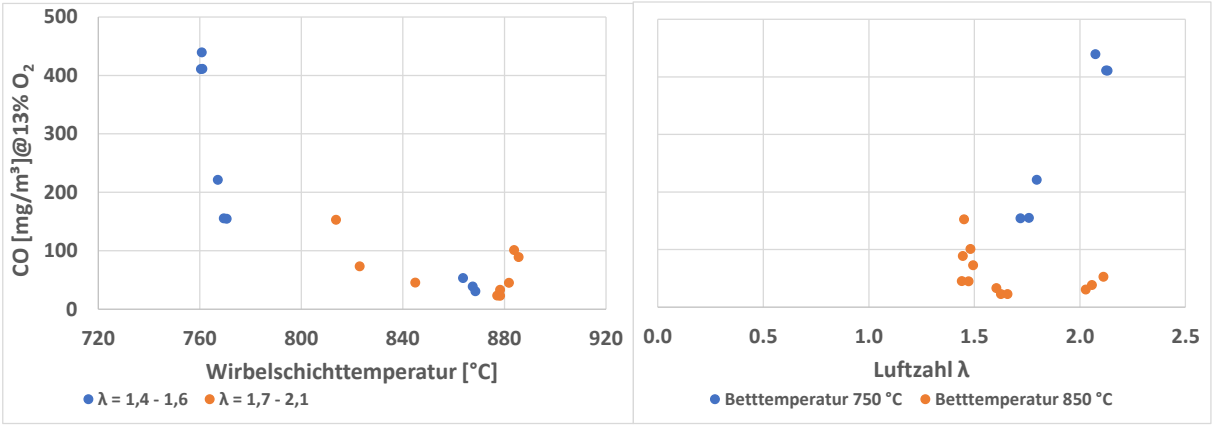


Abbildung 51 CO-Emissionen in Abhängigkeit von der Wirbelschichttemperatur und Luftüberschuss für Holzpellets mit frischem Bettmaterial in der Wirbelschicht

Die gemessenen Staubemissionen sind in Abbildung 52 dargestellt. Die Werte liegen zwischen 9 und 14 mg/Nm³ und damit ebenso wie die CO-Emissionen unter dem Grenzwert der 1. BImSchV. Es zeigt sich keine Abhängigkeit der Staubemissionen von der Wirbelschichttemperatur oder dem Luftüberschuss.

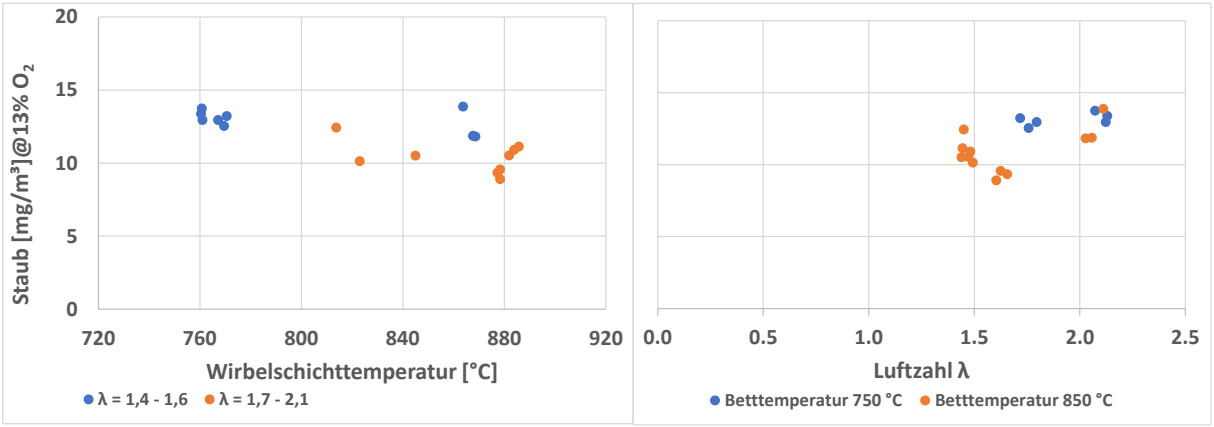
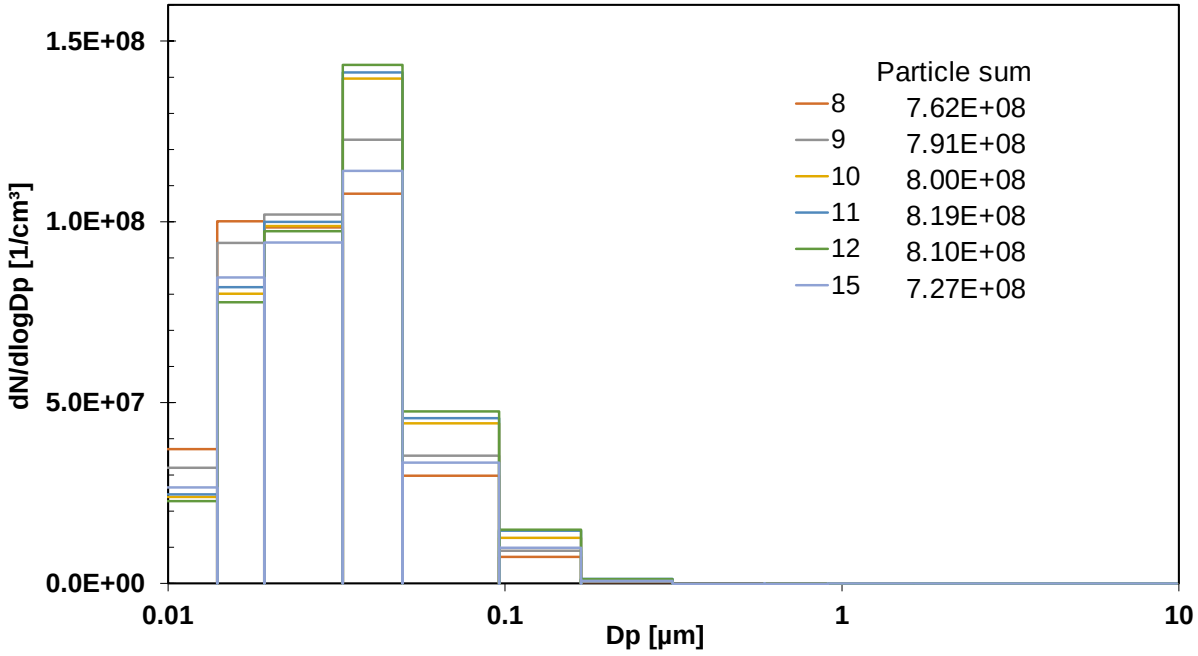


Abbildung 52 Staubemissionen in Abhängigkeit von der Wirbelschichttemperatur und Luftüberschuss für Holzpellets mit frischem Bettmaterial in der Wirbelschicht

Neben den Gesamtstaubemissionen wurden in einigen Versuchseinstellungen auch Messungen zur Bestimmung der Partikelanzahlverteilung mit Hilfe eines elektrischen Niederdruck-Kaskadenimpaktors (Dekati Ltd., ELPI®+) mit 15 Trennstufen durchgeführt.

Abbildung 53 zeigt die Ergebnisse der Impaktormessung bei Holzpellets mit frischem Bettmaterial bei einer Wirbelschichttemperatur von durchschnittlich 865 °C und verschiedenen Luftzahlen. Eine Abhängigkeit der Partikelverteilung von der Luftzahl konnte nicht festgestellt werden, weshalb die Ergebnisse in einer Grafik zusammengefasst wurden. Die Ziffern in der Legende entsprechen den Versuchsnummern in Tabelle 10. Dort können die Versuchsparameter entnommen werden. Die Auswertung der Impaktormessungen erfolgte jeweils in den Zeiträumen der Staubmessung nach VDI 2066. Zu den Versuchen Nr. 13 und 14 lagen keine auswertbaren Messdaten vor (zu hoher Druckverlust über den Impaktor).

Die Tabelle im unteren Teil der Grafik zeigt die 15 Trennstufen des Impaktors und die zugehörigen Trenngrenzen (Dp in [µm]). In der Grafik sind auf der horizontalen Achse die Trenngrenzen in logarithmischer Skalierung aufgetragen und auf der vertikalen Achse die Partikeldichte je Trennstufe. Der Legende gegenübergestellt ist noch die Gesamtzahl der gemessenen Partikel je Versuchseinstellung. Die Partikelgrößen liegen in einem Bereich von 0,006 bis 0,314 µm und die Fraktion mit der größten ist Anzahl ist die Korngröße zwischen 0,05 und 0,096 µm bei einer Partikelzahl von maximal ca. 140 Millionen Partikel/cm^3.



Stage n:o	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Dp	0.006	0.014	0.019	0.033	0.050	0.096	0.168	0.314	0.589	0.908	1.630	2.470	3.650	5.360	9.860

Abbildung 53 Partikeldichteverteilung bei einer Wirbelschichttemperatur von durchschnittlich 865 °C und verschiedenen Luftzahlen gemessen mit dem ELPI für Holzpellets mit frischem Bettmaterial

Die Gesamtzahl der Partikel je Messung ist dabei relativ konstant in einem Bereich von 727 bis 819 Millionen Partikel/cm^3.

Um festzustellen, ob die Feinstaubemissionen auch eine Abhängigkeit vom Zustand des Bettmaterials aufzeigen, wurden zudem Versuche mit Holzpellets mit gebrauchtem Bettmaterial in der Wirbelschicht (Bettmaterial aus Versuchen an der FAU) durchgeführt. Es wurde dabei bei einer konstanten Betttemperatur von ca. 800 °C nur die Luftzahl variiert. Tabelle 11 zeigt die eingestellten Betriebsparameter und die Messergebnisse der einzelnen Versuche mit Holzpellets mit gebrauchtem Bettmaterial.

Tabelle 11 Eingestellte Betriebsparameter und Messergebnisse für die Versuche mit Holzpellets mit gebrauchtem Bettmaterial

Nr.	Brennstoff (Pellets)	Bett-material	Luftzahl λ [-]	Bett-temperatur [°C]	Staub [mg/Nm²]	CO [mg/Nm²]	NO_x [mg/Nm²]
1	Holz	alt	1.45	800	134.1	382	131
2	Holz	alt	1.53	800	117.9	301	132
3	Holz	alt	1.60	800	97.6	316	134
4	Holz	alt	1.83	800	52.8	574	139
5	Holz	alt	1.80	800	47.3	617	138
6	Holz	alt	1.77	800	46.9	554	139
7	Holz	alt	2.09	800	42.1	686	144
8	Holz	alt	2.00	800	41.9	639	142
9	Holz	alt	1.98	800	43.8	647	143

Die CO-Emissionen (Abbildung 54 links) zeigen dabei eine Abhängigkeit von der Luftzahl und liegen bei der niedrigeren Luftzahl von etwa 1,5 in einem Bereich von 300 bis 380 mg/Nm³. Liegt die Luftzahl in einem höheren Bereich (1,8 bis 2,1), so steigen auch die CO-Emissionen auf Werte von 550 bis 690 mg/Nm³. Ein Einfluss des Primärluftvolumenstroms ist deutlich erkennbar.

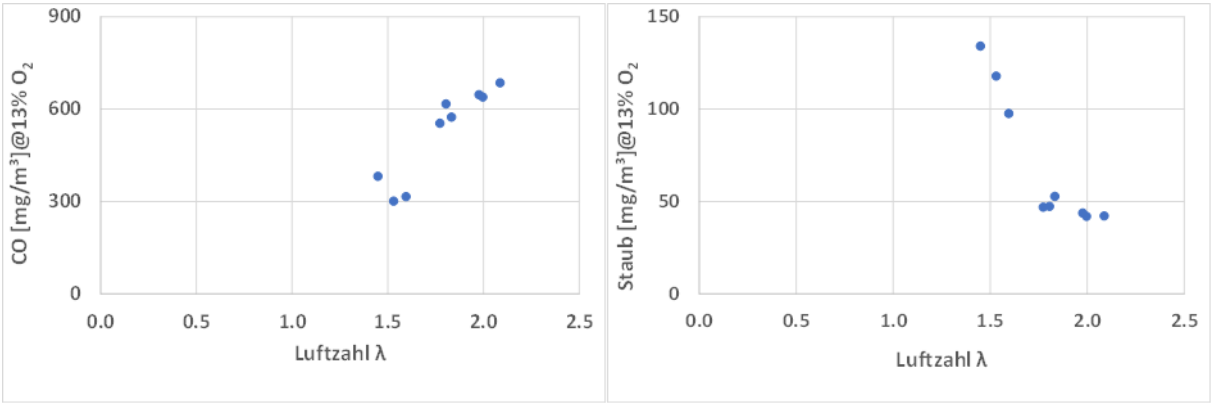


Abbildung 54 CO- und Staubemissionen in Abhängigkeit vom Luftüberschuss für Holzpellets mit gebrauchtem Bettmaterial in der Wirbelschicht bei einer Betttemperatur von ca. 800 °C

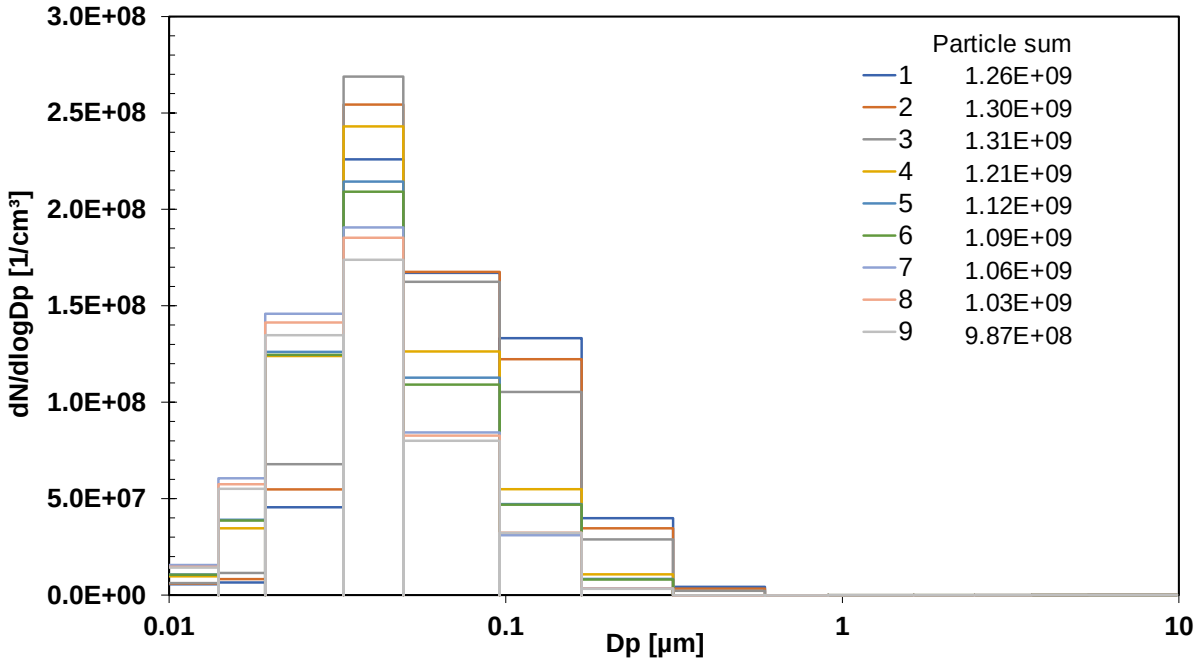
Die gemessenen Staubemissionen zeigen einen abnehmenden Trend mit zunehmender Luftzahl und liegen zwischen 100 und 135 mg/Nm³ bei einer Luftzahl um 1,5 und in einem Bereich von 44 bis 55 mg/Nm³ bei einer Luftzahl 1,8 bis 2,1. Die NO_x-Emissionen zeigen mit Werten zwischen bei 130 und 145 mg/Nm³ eine leicht steigende Tendenz bei zunehmender Luftzahl. Somit werden regelmäßig die Emissionsgrenzwerte der 1. BImSchV überschritten.

Sowohl die CO-Emissionen als auch die Staubemissionen befinden sich bei den Versuchen mit Holzpellets mit gebrauchtem Bettmaterial in der Wirbelschicht auf deutlich höherem Niveau als bei den Versuchen mit frischem Bettmaterial. Dies bestätigt den vom FAU in Langzeitmessungen

festgestellten Trend, dass sich eine stetige Erhöhung der Betriebszeiten mit gleichbleibendem Bettmaterial zunehmend auf die CO-Emissionen (und auch Staubemissionen) auswirkt.

Hier wurden zu den Gesamtstaubemissionen ebenfalls Messungen mit dem ELPI durchgeführt. Die Ergebnisse der Messung bei Holzpellets mit gebrauchtem Bettmaterial mit einer Wirbelschichttemperatur von durchschnittlich 800 °C und verschiedenen Luftzahlen sind in Abbildung 55 dargestellt. Es konnten insgesamt 9 Messungen durchgeführt werden. Die Versuchsparameter finden sich in Tabelle 11. Die Ziffern in der Legende entsprechen den Versuchsnummern in der Tabelle.

Die Partikelgrößen liegen in einem Bereich von 0,006 bis 0,589 µm und die Fraktion mit der größten Anzahl ist die Trennstufe kleiner 0,05 µm bei einer Partikelzahl von maximal ca. 270 Millionen Partikel/m^3. Insgesamt liegt die Anzahl Partikel je Trennstufe deutlich höher als bei der Messung mit frischem Bettmaterial und 865 °C Wirbelschichttemperatur. Die Gesamtzahl der Partikel je Messung ist relativ konstant bei 987 bis 1310 Millionen Partikel/m^3 und liegt um den Faktor 1,5 höher als bei den Messungen bei einer Wirbelschichttemperatur von durchschnittlich 865 °C mit frischem Bettmaterial. Die höhere Partikelanzahl spiegelt die insgesamt höheren Staubemissionen mit dem gebrauchten Bettmaterial wider.



Stage n:o	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Dp	0.006	0.014	0.019	0.033	0.050	0.096	0.168	0.314	0.589	0.908	1.630	2.470	3.650	5.360	9.860

Abbildung 55 Partikeldichteverteilung bei einer Wirbelschichttemperatur von durchschnittlich 800 °C und verschiedenen Luftzahlen gemessen mit dem ELPI für Holzpellets mit gebrauchtem Bettmaterial

Heupellets

Zur Ermittlung der CO-, NO_x- und Staub-Emissionen sowie die Korngrößenverteilung der Staubemissionen für die Verbrennung von Heupellets wurden verschiedene stationäre Betriebszustände mit verschiedenen Luftzahlen bei einer konstanten Wirbelschichttemperatur von ca. 800 °C eingestellt. Zudem erfolgte eine Unterscheidung zwischen einer Verbrennung mit frischem Bettmaterial und gebrauchtem Bettmaterial in der Wirbelschicht. Da bei den Versuchen die auf 800 °C voreingestellten Wirbelschichttemperaturen in einem großen Bereich von 780 bis 805 °C schwankten, konnten die Emissionen auch in Abhängigkeit der Wirbelschichttemperatur untersucht werden. Die eingestellten Betriebsparameter und die Messergebnisse der einzelnen Versuche mit Heupellets mit frischem Bettmaterial sind in Tabelle 12 dargestellt.

Tabelle 12 Eingestellte Betriebsparameter und Messergebnisse für die Versuche mit Heupellets mit frischem Bettmaterial

Nr.	Brennstoff (Pellets)	Bett-material	Luftzahl λ [-]	Bett-temperatur [°C]	Staub [mg/Nm²]	CO [mg/Nm²]	NO_x [mg/Nm²]
1	Heu	frisch	1.97	785	581	3847	817
2	Heu	frisch	1.79	796	743	3932	649
3	Heu	frisch	2.30	778	2154	4310	983
4	Heu	frisch	2.00	787	1520	4275	747
5	Heu	frisch	2.00	784	1587	4809	678
6	Heu	frisch	1.67	806	1482	870	308
7	Heu	frisch	1.65	802	1204	504	290
8	Heu	frisch	1.87	800	1424	320	314

Abbildung 56 zeigt die Werte für die CO-Emissionen abhängig von der Wirbelschichttemperatur (linke Grafik) und der Luftzahl (rechte Darstellung). Für Wirbelschichttemperaturen unter 800 °C liegen die CO-Emissionen in einem Bereich von 3800 bis 4800 mg/Nm³ und für Wirbelschichttemperaturen über 800 °C bei 320 bis 870 mg/Nm³ und damit deutlich über den CO-Werten bei der Verbrennung von Holzpellets (23 bis 221 mg/Nm³). Es zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit der CO-Emissionen von der Wirbelschichttemperatur. Ein Einfluss des Primärluftvolumenstroms ist nicht erkennbar.

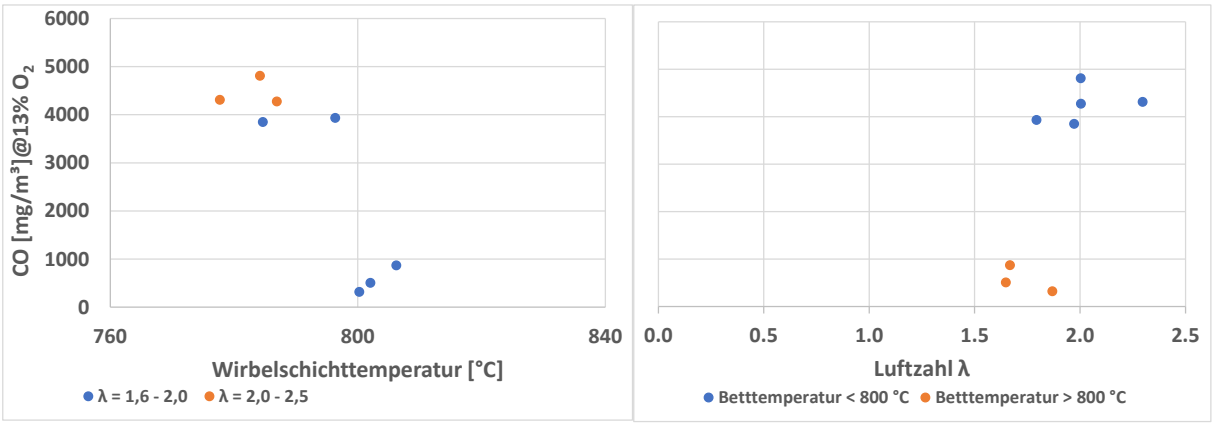


Abbildung 56 CO-Emissionen in Abhängigkeit von der Wirbelschichttemperatur und Luftüberschuss für Heupellets mit frischem Bettmaterial in der Wirbelschicht

Die gemessenen Staubemissionen sind in Abbildung 57 dargestellt und liegen zwischen 580 und 2150 mg/Nm³ und somit sehr viel höher als bei der Verbrennung von Holzpellets mit 9 und 14 mg/Nm³. Die Dauer der Staubmessungen lag hier aufgrund der hohen Emissionswerte zwischen 13 und 28 Minuten, da das Staubmessgerät bei Überschreitung eines voreingestellten Druckverlustes über die Filtermedien abgeschaltet wird. Eine Zunahme an Staubemissionen war auch zu erwarten, da die Summe an aerosolbildenen Elementen (K, Na, Zn, Pb) bei den Heupellets ca. 21.789 mg/kg (TS) betrug, während bei den Holzpellets diese Summe bei ca. 430 mg/kg liegt. Es zeigt sich keine Abhängigkeit der Staubemissionen von der Wirbelschichttemperatur oder dem Luftüberschuss.

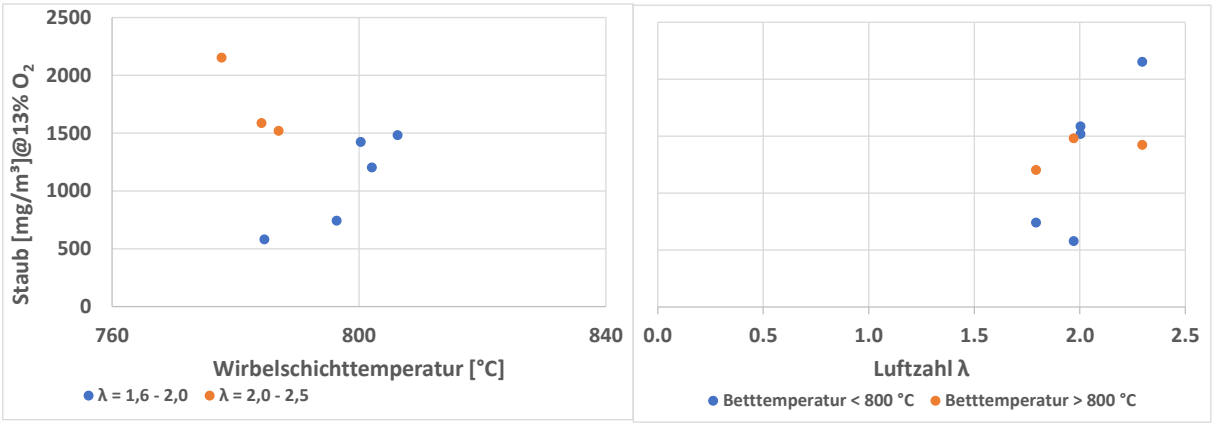


Abbildung 57 Staubemissionen in Abhängigkeit von Wirbelschichttemperatur und Luftüberschuss für Heupellets mit frischem Bettmaterial in der Wirbelschicht

Bei den NO_x-Emissionen ist allerdings ein Zusammenhang zwischen den NO_x-Messwerten und der Wirbelschichttemperatur erkennbar (s. Abbildung 58). Unterhalb einer Temperatur von 800 °C in der Wirbelschicht liegen die NO_x-Emissionen in einem Bereich von 650 bis 980 mg/Nm³. Über 800 °C liegen sie bei 219 bis 350 mg/Nm³ (Holzpellets 110 und 130 mg/Nm³). Es zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit der NO_x-Emissionen von der Wirbelschichttemperatur. Gleichzeitig ist das Niveau der NO_X-Emissionen für Heupellets erwartungsgemäß höher aufgrund des höheren Stickstoffgehalts im Brennstoff im Vergleich zu den Holzpellets. Ein Einfluss des Primärluftvolumenstroms ist nicht erkennbar.

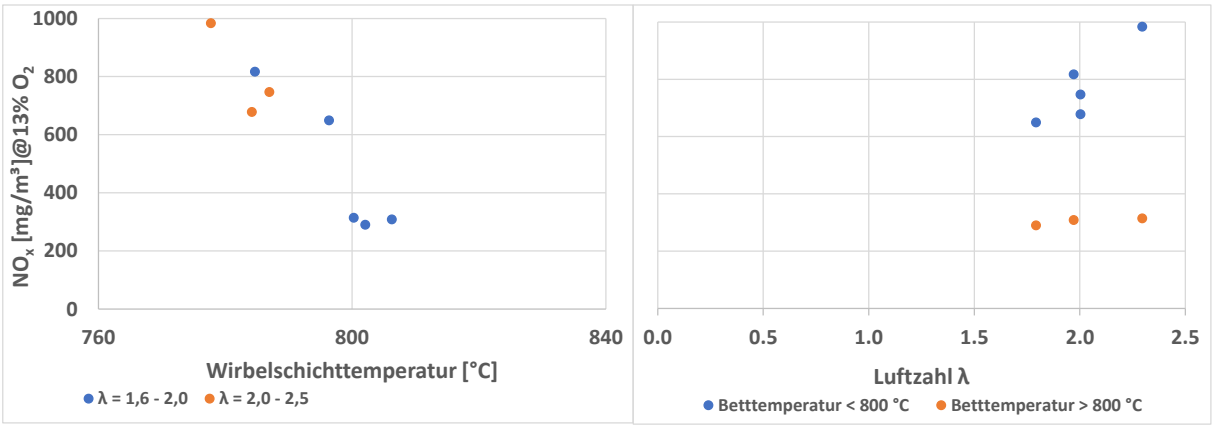
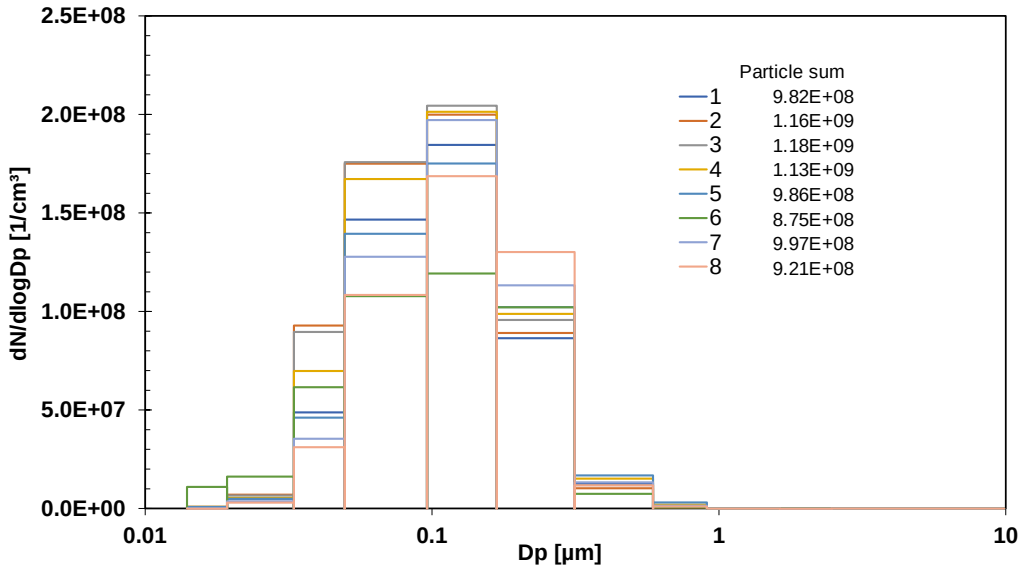


Abbildung 58 NO_x-Emissionen in Abhängigkeit von der Wirbelschichttemperatur und Luftüberschuss für Heupellets mit frischem Bettmaterial in der Wirbelschicht

Die Ergebnisse der Messung mit dem Kaskadenimpaktor zur Bestimmung der Partikelverteilung bei Heupellets mit frischem Bettmaterial mit einer Wirbelschichttemperatur von durchschnittlich 800 °C und verschiedenen Luftzahlen sind in Abbildung 59 dargestellt. Es konnten 8 Messungen ausgewertet werden. Die Ziffern in der Legende entsprechen den Versuchsnummern in Tabelle 12. Die Partikelgrößen liegen in einem Bereich von 0,006 bis 0,908 µm und die Fraktion mit der größten Anzahl ist die Trennstufe mit 0,168 µm bei einer Partikelzahl von maximal ca. 204 Millionen Partikel/m³. Insgesamt sind die Partikel größer als bei der Verbrennung von Holzpellets mit gebrauchtem Bettmaterial (Abbildung 55), die Gesamtzahl der Partikel je Messung liegt mit 875 bis 1180 Millionen Partikel/m³ etwas niedriger als bei den Holzpellets (987 bis 1310 Millionen Partikel/m³). Diese Verschiebung hin zu größeren Staubpartikeln könnte bei vergleichbarer Partikelanzahl auch die Zunahme an Gesamtstaub gegenüber den Holzpellets widerspiegeln.



Stage n:o	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Dp	0.006	0.014	0.019	0.033	0.050	0.096	0.168	0.314	0.589	0.908	1.630	2.470	3.650	5.360	9.860

Abbildung 59 Partikeldichteverteilung bei einer Wirbelschichttemperatur von durchschnittlich 800 °C und verschiedenen Luftzahlen gemessen mit dem ELPI für Heupellets mit frischem Bettmaterial

Auch mit den Heupellets wurden Versuche mit gebrauchtem Bettmaterial in der Wirbelschicht (Bettmaterial aus Versuchen an der FAU) durchgeführt, um mögliche Abhängigkeiten der Feinstaubemissionen vom Zustand des Bettmaterials aufzudecken. Dabei wurde bei einer konstanten Betttemperatur von ca. 800 °C die Luftzahl variiert. Dabei konnte kein Zusammenhang zwischen CO- und Staubemissionen und dem Luftüberschuss festgestellt werden. Allerdings bewegten sich auch bei diesen Versuchen die gemessenen Wirbelschichttemperaturen in einem Bereich von 790 bis 820 °C und es konnten die Emissionen auch in Abhängigkeit der Wirbelschichttemperatur untersucht werden (Abbildung 60). Die eingestellten Betriebsparameter und die Messergebnisse der einzelnen Versuche mit Heupellets mit gebrauchtem Bettmaterial sind in Tabelle 13 dargestellt.

Tabelle 13 Eingestellte Betriebsparameter und Messergebnisse für die Versuche mit Heupellets mit gebrauchtem Bettmaterial

Nr.	Brennstoff (Pellets)	Bett-material	Luftzahl λ [-]	Bett-temperatur [°C]	Staub [mg/Nm²]	CO [mg/Nm²]	NO_x [mg/Nm²]
1	Heu	alt	1.57	805	1293	4095	328
2	Heu	alt	1.67	807	948	3050	314
3	Heu	alt	1.82	818	1410	5659	284
4	Heu	alt	2.49	788	1848	5111	532
5	Heu	alt	2.50	783	1681	4986	589
6	Heu	alt	2.33	790	1554	4656	565

Die CO-Emissionen (Abbildung 60 links) bewegen sich auf einem Niveau von 3050 bis 5100 mg/Nm³ und zeigen keine Abhängigkeit von der Wirbelschichttemperatur. Sie liegen etwa auf gleicher Höhe mit den CO-Emissionen bei der Verbrennung von Heupellets mit frischem Bettmaterial bei Wirbelschichttemperaturen unter 800 °C (3800 bis 4800 mg/Nm³).

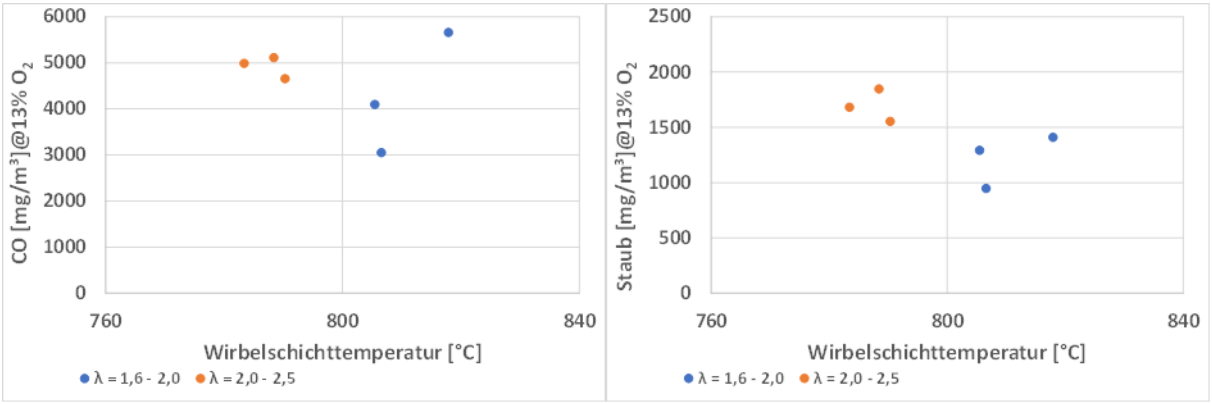


Abbildung 60 CO- und Staubemissionen in Abhängigkeit von der Wirbelschichttemperatur für Heupellets mit gebrauchtem Bettmaterial in der Wirbelschicht

Auch auf die Staubemissionen hat die Wirbelschichttemperatur keinen erkennbaren Einfluss (Abbildung 60 rechts). Die Werte liegen zwischen 950 und 1850 mg/Nm³ und damit ebenfalls etwa auf dem Niveau der Verbrennung von Heupellets mit frischem Bettmaterial (580 und 2150 mg/Nm³)

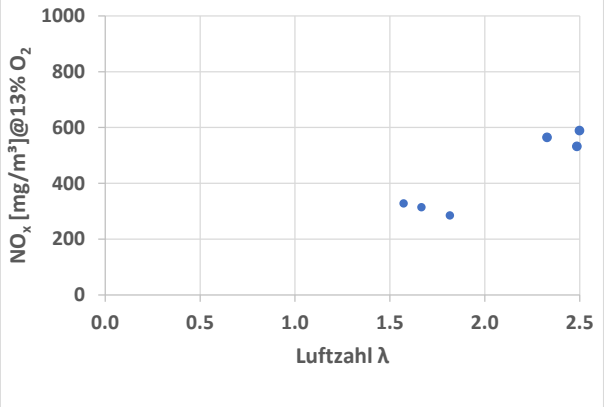


Abbildung 61 NO_x-Emissionen in Abhängigkeit vom Luftüberschuss für Heupellets mit gebrauchtem Bettmaterial in der Wirbelschicht

Die NO_x-Emissionen zeigen dagegen eine Abhängigkeit der Messwerte von der Luftzahl und liegen bei einer Luftzahl kleiner als 2,0 bei 285 bis 330 mg/Nm³. Über einer Luftzahl von 2,0 liegen die NO_x-Emissionen in einem Bereich von 530 bis 590 mg/Nm³ (Holzpellets 110 und 130 mg/Nm³).

In dieser Versuchseinstellung wurden keine Messungen mit dem Kaskadenimpaktor zur Bestimmung der Partikelverteilung durchgeführt, da der Impaktor zu diesem Zeitpunkt in einem anderen Projekt benötigt wurde.

Zuckerrübenmelassepellets

Zur Ermittlung der CO-, NO_x- und Staub-Emissionen sowie der Korngrößenverteilung der Staubemissionen für die Verbrennung von Zuckerrübenmelassepellets wurden verschiedene stationäre Betriebszustände mit verschiedenen Luftzahlen bei einer konstanten Wirbelschichttemperatur von ca. 800 °C eingestellt (Tabelle 14).

Tabelle 14 Eingestellte Betriebsparameter und Messergebnisse für die Versuche mit Zuckerrübenmelassepellets (ZRM) mit frischem Bettmaterial

Nr.	Brennstoff (Pellets)	Bett-material	Luftzahl λ [-]	Bett-temperatur [°C]	Staub [mg/Nm²]	CO [mg/Nm²]	NO_x [mg/Nm²]
1	ZRM	frisch	1.44	800	397	4172	563
2	ZRM	frisch	1.45	800	393	6528	510
3	ZRM	frisch	1.60	800	443	7487	564
4	ZRM	frisch	2.03	800	518	7959	732
5	ZRM	frisch	2.15	800	418	7169	823
6	ZRM	frisch	2.26	800	331	5833	868

Abbildung 62 zeigt die Ergebnisse für die CO-Emissionen (linke Grafik) und die Staubemissionen (rechte Grafik) abhängig von der Wirbelschichttemperatur und der Luftzahl bei Wirbelschichttemperaturen von ca. 800 °C. Die CO-Emissionen bewegen sich dabei in einem Bereich von 4200 bis 8000 mg/Nm³ mit einem deutlichen Maximum bei einer Luftzahl zwischen 1,6 und 2,0. Die Werte liegen damit nochmal deutlich höher als bei der Verbrennung von Heupellets (580 und 2150 mg/Nm³).

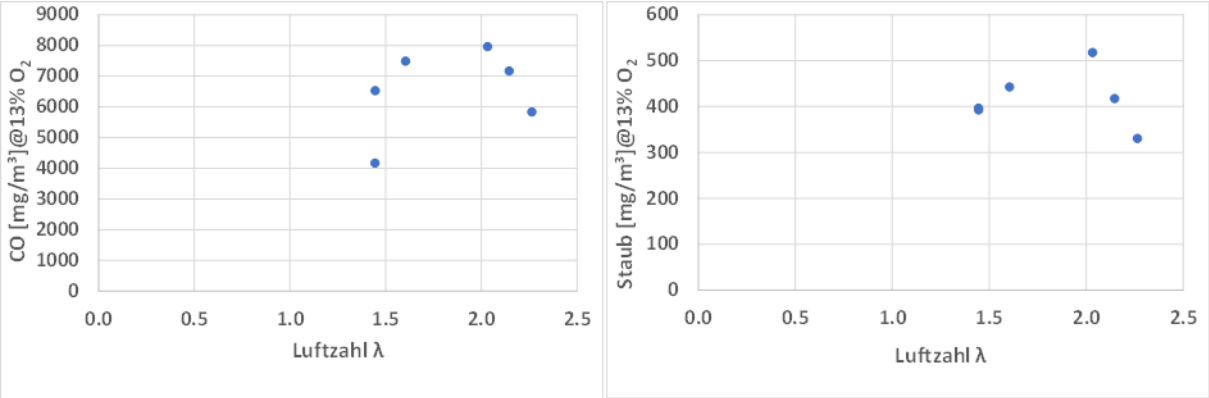


Abbildung 62 CO-Emissionen und Staubemissionen in Abhängigkeit vom Luftüberschuss für Zuckerrübenmelassepellets mit frischem Bettmaterial und einer Wirbelschichttemperatur von ca. 800 °C

Die gemessenen Staubemissionen in Abbildung 62 liegen zwischen 330 und 530 mg/Nm³ und sind deutlich geringer als bei der Verbrennung von Heupellets (580 und 2150 mg/Nm³). Auch hier ist ein deutliches Maximum bei einer Luftzahl zwischen 1,6 und 2,0 erkennbar. Dies könnte evtl. am geringeren Aschegehalt der Zuckerrübenmelassepellets liegen. Eine weitergehende Elementaranalyse für die Bestimmung der aerosolbildenden Elemente erfolgte nicht.

Bei den NO_x-Emissionen (Abbildung 63) erkennt mal allerdings wieder einen Zusammenhang zwischen den NO_x-Messwerten und der Luftzahl. Die Emissionen steigen proportional zur Luftzahl an und liegen auf einem Niveau von 510 bis 870 mg/Nm³ und damit etwas geringer als bei der Verbrennung von Heupellets (650 bis 980 mg/Nm³) aufgrund des leicht niedrigeren Stickstoffgehalts der Zuckerrübenmelassepellets (Tabelle 9).

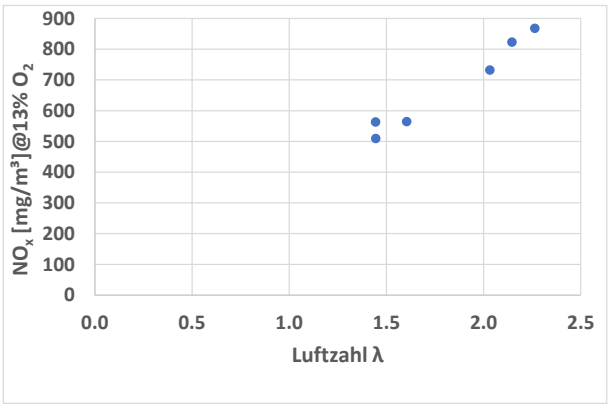
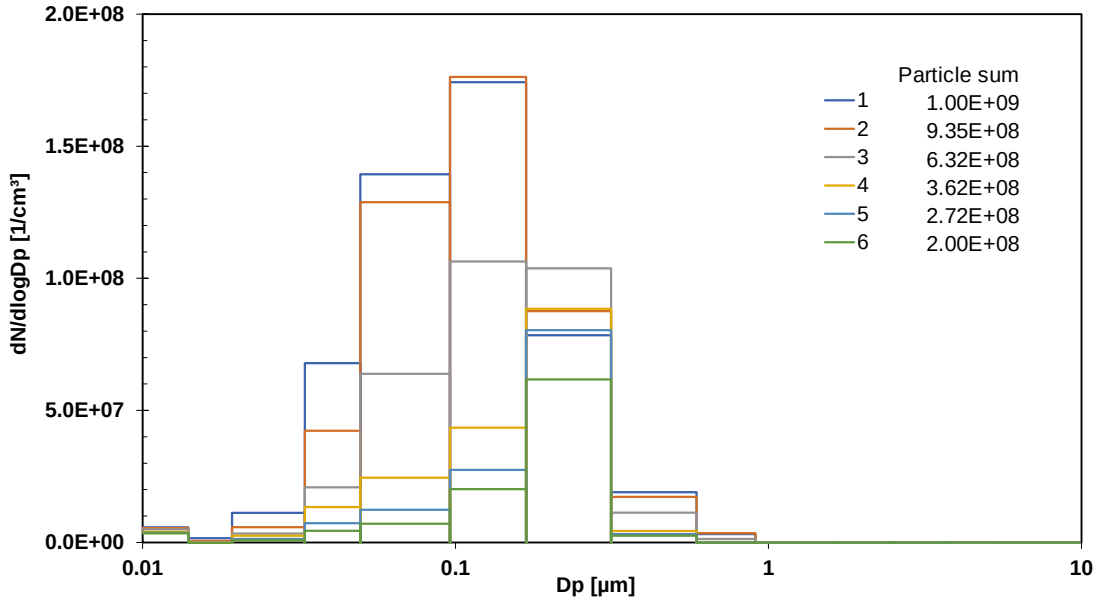


Abbildung 63 NO_x-Emissionen in Abhängigkeit vom Luftüberschuss für Zuckerrübenmelassepellets mit frischem Bettmaterial in der Wirbelschicht

Die Ergebnisse der Messung mit dem Kaskadenimpaktor zur Bestimmung der Partikelverteilung bei Zuckerrübenmelassepellets mit frischem Bettmaterial mit einer Wirbelschichttemperatur von durchschnittlich 800 °C und verschiedenen Luftzahlen sind in Abbildung 64 dargestellt. Es konnten insgesamt 6 Messungen ausgewertet werden. Die Ziffern in der Legende entsprechen den Versuchsnummern in Tabelle 14.

Die Partikelgrößen liegen wie bei den Heupellets in einem Bereich von 0,006 bis 0,908 µm und die Fraktion mit der größten Anzahl ist die Trennstufe bis 0,168 µm bei einer Partikeldichte von maximal ca. 175 Millionen Partikel/m^3. Die Partikel sind auch hier größer als bei der Verbrennung von Holzpellets, aber die Größenverteilung und die Partikelanzahl ist sehr ähnlich zu den Messungen mit Heupellets (s. Abbildung 62). Die Gesamtzahl der Partikel je Messung liegt mit maximal 1000 Millionen Partikel/m^3 etwas niedriger als bei den Holzpellets (987 bis 1310 Millionen Partikel/m^3), aber in etwa auf dem Niveau der Verbrennung von Heupellets (921 bis 997 Millionen Partikel/m^3). Mit zunehmender Messdauer kommt es allerdings zu einer stetigen Abnahme der Partikelanzahl von 1000 Millionen Partikel/m^3 auf 200 Millionen Partikel/m^3 und einer gleichzeitigen Verschiebung hin zu noch größeren Partikeln. Die Messungen sind chronologisch dargestellt und man erkennt eine Zunahme großer Partikel mit zunehmender Messdauer. Dies liegt möglicherweise an dem zunehmenden Feinanteil in den Pellets (Abbildung 49 Feinanteil der zur Kalibrierung der Austragung geförderten Zuckerrübenmelassepellets: Originalprobe (links), Probe am Ende der Kalibrierung der Austragsschnecke (rechts)). Der Feinanteil nimmt wahrscheinlich nicht an der Verbrennung im Wirbelbett teil, sondern wandert sofort Richtung Zyklon und wird nicht richtig verbrannt. Damit wird der Anteil großer Partikel höher.



Stage n:o	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Dp	0.006	0.014	0.019	0.033	0.050	0.096	0.168	0.314	0.589	0.908	1.630	2.470	3.650	5.360	9.860

Abbildung 64 Partikeldichteverteilung bei einer Wirbelschichttemperatur von durchschnittlich 800 °C und verschiedenen Luftzahlen gemessen mit dem ELPI für Zuckerrübenmelassepellets mit frischem Bettmaterial

Klärschlammpellets

Zur Ermittlung der CO-, NO_x- und Staub-Emissionen sowie die Korngrößenverteilung der Staubemissionen für die Verbrennung von Klärschlammpellets wurden verschiedene stationäre Betriebszustände mit verschiedenen Luftzahlen bei einer konstanten Wirbelschichttemperatur von ca. 800 °C eingestellt (Tabelle 15).

Tabelle 15 Eingestellte Betriebsparameter und Messergebnisse für die Versuche mit Klärschlammpellets mit frischem Bettmaterial

Nr.	Brennstoff (Pellets)	Bett-material	Luftzahl λ [-]	Bett-temperatur [°C]	Staub [mg/Nm²]	CO [mg/Nm²]	NO_x [mg/Nm²]
1	Klärschlamm	frisch	1.46	800	487	595	276
2	Klärschlamm	frisch	2.92	800	572	799	477
3	Klärschlamm	frisch	1.66	800	1360	1660	361

Abbildung 65 zeigt die Ergebnisse für die CO-Emissionen (linke Grafik) und die Staubemissionen (rechte Grafik) abhängig von der Wirbelschichttemperatur und der Luftzahl bei Wirbelschichttemperaturen von ca. 800 °C. Die CO-Emissionen bewegen sich dabei in einem Bereich von 600 bis 1660 mg/Nm³ und liegen etwa auf dem Niveau der Emissionen bei der Verbrennung von Heupellets (580 und 2150 mg/Nm³). Die Staubemissionen in Abbildung 65 liegen zwischen 490 und 1360 mg/Nm³ und sind etwas geringer als bei der Verbrennung von Heupellets (580 und 2150 mg/Nm³). Die erhöhten Staubemissionen für die Heupellets im Vergleich zu den Klärschlammpellets könnten auch in der elementaren Zusammensetzung begründet liegen. Da jedoch für den Klärschlamm keine vollständige Elementaranalyse durchgeführt wurde, können nur Vermutungen angestellt werden. Die Heupellets wurden im Rahmen eines bereits abgeschlossenen Berichts umfangreich analysiert [64]. Es ist zu vermuten, dass die Summe an aerosolbildenden Elementen beim Klärschlamm geringer ausfällt als bei den Heupellets. Weiterhin könnte sich der vermutlich höhere Gehalt an Silizium im Klärschlamm positiv auf die Staubemissionen auswirken, da hier Si/K-Verhältnisse von über 2,5 zu erwarten sind und somit die Einbindung des Kaliums in die Asche dominieren könnte. Sowohl bei den CO- als auch bei den Staubemissionen ist eine Abhängigkeit von der Luftzahl nicht zu erkennen.

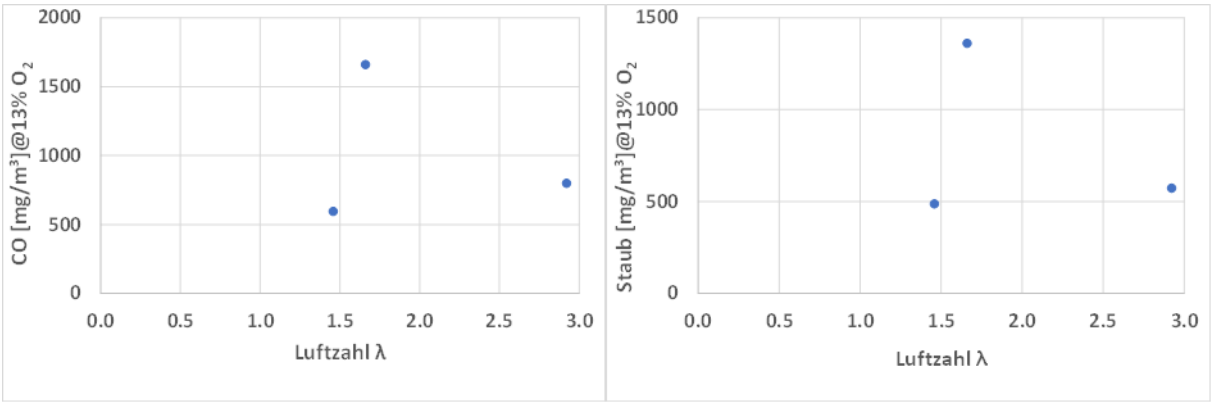


Abbildung 65 CO-Emissionen und Staubemissionen in Abhängigkeit vom Luftüberschuss für Klärschlammpellets mit frischem Bettmaterial in der Wirbelschicht bei einer Wirbelschichttemperatur von ca. 800 °C

Die NO_x-Emissionen (Abbildung 66) steigen proportional zur Luftzahl an und liegen auf einem Niveau von 280 und 480 mg/Nm³ und somit etwas unterhalb der NO_x-Emissionen bei der Verbrennung von Zuckerrübenmelassepellets (510 bis 870 mg/Nm³) trotz des höheren Stickstoffgehalts der Klärschlammpellets.

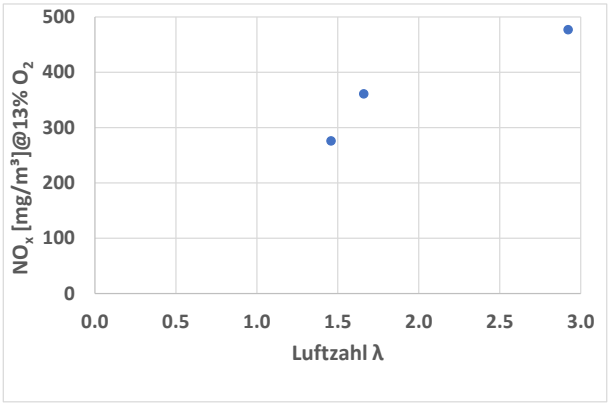


Abbildung 66 NO_x-Emissionen in Abhängigkeit vom Luftüberschuss für Klärschlammpellets mit frischem Bettmaterial in der Wirbelschicht

3.4 Lebensdauernachweis des In-Bett-Wärmeübertragers

Konventionelle Wirbelschichtfeuerungen müssen sich im Anlagenbetrieb häufig Erosionsproblemen an eigebrachten Tauchheizflächen stellen. Die Haupteinflussfaktoren für Erosionsphänomene sind unter anderem die Partikelgrößenverteilung, die Fluidisierungsgeschwindigkeit, die Blasengröße und das Design der Tauchheizflächen [65,66]. Während in Großanlagen in stationären Wirbelschichten häufig Partikelgrößen > 1 mm bei Fluidisierungsgeschwindigkeiten zwischen 1-3 m/s zum Einsatz kommen, liegt die Partikelgrößenverteilung in der hier vorgestellten kleinskaligen Lösung zwischen 100-800 µm. Die resultierenden geringeren Fluidisierungsgeschwindigkeiten, typischerweise zwischen 0,1-1 m/s, resultieren letztlich in geringeren Impulsen bei Partikel-Oberflächen-Kollisionen. Geringere Betthöhen und dementsprechend geringeres Blasenwachstum sind ebenfalls vorteilhaft um Erosionsvorgänge zu vermindern. Diese Zusammenhänge wurden im Zuge des vorliegenden Projekts nochmals genauer in einem dazu entwickelten Prüfstand untersucht und Erosionsmechanismen in kleinskaligen Wirbelschichtanlagen abgeleitet.

3.4.1 Auswahl der Werkstoffe und Umrüstung des Erosionsprüfstandes

(AP4.1-4.2 – EVT, FTM)

Bisher zeigten sich an den Erhitzerkopfflächen des Sunmachine-Stirlingmotors in der vorhandenen Laboranlage keine Erosionserscheinung [56], ebenso wenig wie an den neu entworfenen Tauchheizflächen des FTM Stirlingmotors in der Pilotanlage [60]. Da der verwendete Werkstoff für die Tauchheizflächen allerdings, auch als Kostenfaktor, entscheidend ist, wurden verschiedene konventionelle Stähle für den Langzeiterosionsversuch ausgewählt: hochtemperaturfester Stahl 1.4841, aus dem der Reaktorkörper und die Erhitzerkopfröhrchen gefertigt sind, die Legierung 1.4571 (im Zyklon verbaut) und der kostengünstigen Stahl 1.4341. Zusätzlich wurden noch vier Proben neu entwickelter FeCrAl-Legierungen (konstanter Cr-Gehalt: 20 %, variabler Al-Gehalt: 5-10 %) mit speziell partikelverstärkten Eigenschaften des Fraunhofer IFAM Dresden integriert. Diese Zusammenarbeit entwickelte sich während des Projekts durch den engen Austausch innerhalb des Forschungsnetzwerks des Förderprogramms „Energetische Biomassenutzung“.

Zur Durchführung des Langzeiterosionsversuchs diente eine elektrisch beheizte Wirbelschichtfeuerung, welche mit einer Probensonde ausgestattet wurde. An dieser wurden die einzelnen Proben auf drei Ebenen mit jeweils 300 mm Abstand zirkulär befestigt (s. Abbildung 67) . Die konventionellen Stahlproben hatten dabei einen Anfangsdurchmesser von 25 mm bei einer Probendicke von 1 mm, während die partikelverstärkten Legierungen einen Durchmesser von 20 mm bei einer Probendicke von 10 mm aufwiesen. Um den Einfluss des Blasenwachstums untersuchen zu können, wurden die Stahlproben je auf einer Höhe von 600 und 900 mm befestigt. Im Ruhezustand betrug die Wirbelbetthöhe 1000 mm.

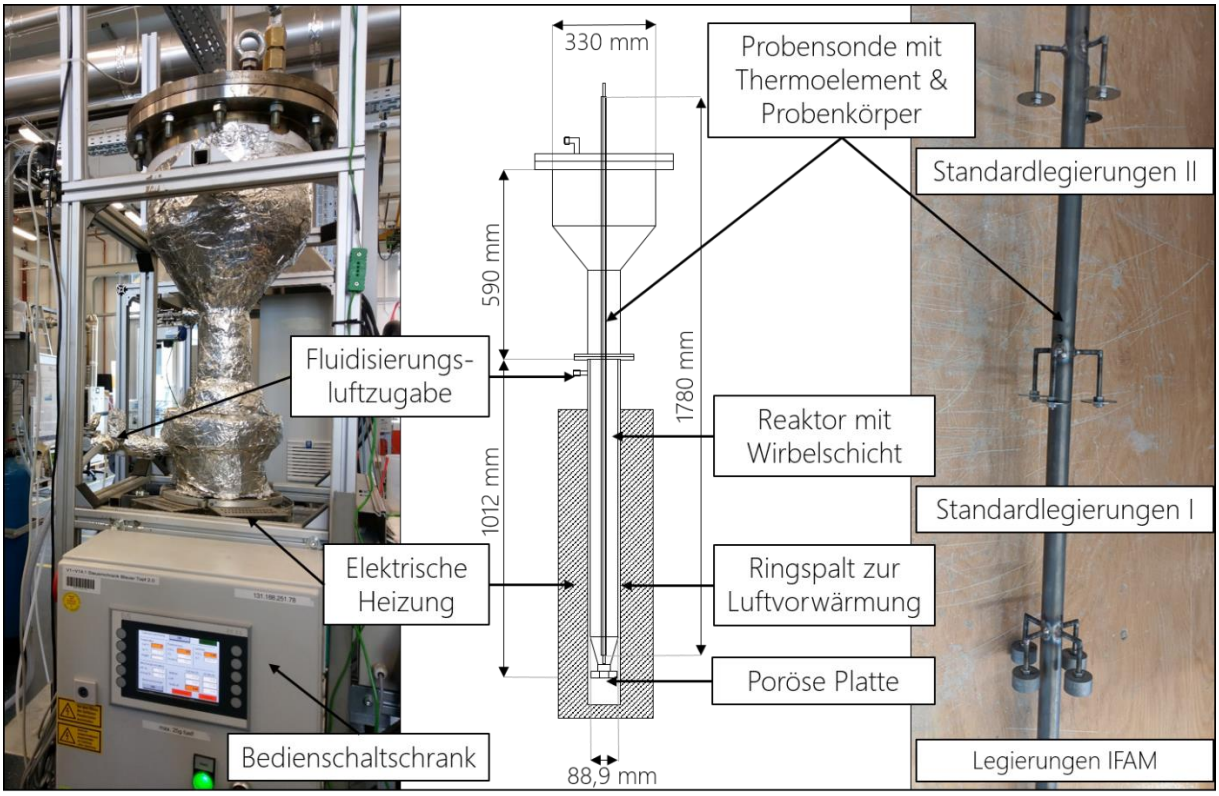


Abbildung 67 Aufbau des Erosionsprüfstandes (links, Mitte) und Probenmontage (rechts)

3.4.2 Langzeit-Erosionstest und Auswertung der Erosionsmechanismen

(AP4.3-4.4 – EVT)

Für die Erosionsversuche wurde zunächst für eine gute Vergleichbarkeit der in der Pilotanlage ebenfalls verwendete Quarzsand HR0,1-0,6T (Sauterdurchmesser 413 µm) als Bettmaterial genutzt. Die Fluidisierungsgeschwindigkeit betrug hierbei ca. 0,3 m/s, was einer Fluidisierungszahl u/u_0 von 8 entspricht. Die Wirbelschichttemperatur wurde konstant auf 800 °C geregelt. Unter diesen Bedingungen wurden 5 Versuchsabschnitte à 500 Stunden durchgeführt, wobei die Probensonde herausgebaut und die einzelnen Probenkörper vermessen wurden. Im letzten Versuchsabschnitt (2500-3000 h) wurde auf einen gröberen Quarzsand G0,3-1,0T2 zurückgegriffen. Der größere Sauterdurchmesser von ca. 781 µm führt bei höheren Fluidgeschwindigkeiten von ca. 0,6 m/s (Fluidisierungszahl u/u_0=4,7) letztlich zu einer Erhöhung des Impulses sowie einem erhöhten Erosionsrisiko.

Abbildung 68 fasst die Ergebnisse der Messung der Probendicke (jeweils der Durchschnitt aus 5 Einzelmessungen) nach je 500 Stunden pro Betriebsintervall zusammen. Dabei fällt vor allem auf, dass bei allen Proben nach 500 h die Probendicke zugenommen hat. Dies lässt sich vor allem auf die Bildung einer Oxidschicht zurückführen. Diese zeigt sich erfahrungsgemäß in Zuwächsen zwischen 20 und 100 µm bzw. in einer Gewichtszunahme der Probe und nimmt mit steigenden Temperaturen zu [67]. Diese Dickenzunahme hält bei den konventionellen Stahlproben im oberen Bereich der Wirbelschichtbereich auch im zweiten Versuchsabschnitt (500-1000 h) an, während die

partikelverstärkten Proben im unteren Bereich bereits wieder 25-70 µm Probendicke verlieren und dann bis zum letzten Versuchsabschnitt relativ konstant halten. Bei den konventionellen Stahlproben hingegen ist eine kontinuierliche Dickenabnahme ab 1000 h zu sehen. Dennoch ist bis vor dem letzten Versuchsabschnitt, mit deutlich abrasiveren Bedingungen, insgesamt eine Erhöhung der Probendicke zu verzeichnen. Im letzten Versuchsabschnitt verringert sich die jeweiligen Probendicke nochmal deutlich um 50-120 µm. In diesem letzten Abschnitt zeigt sich vor allem die hohe Sensitivität der Erosion hinsichtlich der Partikeleigenschaften und Fluidgeschwindigkeiten. Wie bereits von Levy et al. [68] beschrieben führen größere Partikel grundsätzlich zu höherem Abrieb an Metalloberflächen, wobei der erosive Verschleiß durch das Zerbrechen der Partikeln bei einem Aufprall auf die Wand oder andere Partikeln während des Betriebs einer Wirbelschicht sinkt.

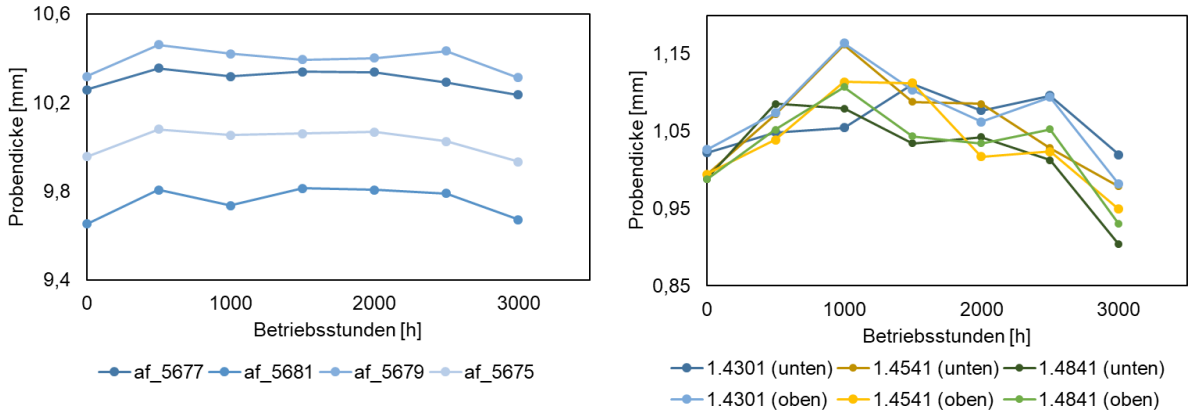


Abbildung 68 Entwicklung der Probendicke über 3000 h Versuchszeit

Zusätzlich wurden am Fraunhofer IFAM in Dresden Schliffaufnahmen der Proben mit einem Rasterelektronenmikroskop (REM) gemacht und mittels energiedispersiver Röntgenanalyse (EDX) Elementarzusammensetzungen in den Schichten analysiert. Die Aufnahmen zeigen bei den partikelverstärkten Legierungen, wie erwartet, die Ausbildung einer Aluminiumoxidtrennschicht. Über dieser liegt eine kompakte Siliziumoxidschicht, die zusammen eine Dicke von 10-30 µm vorweisen. Da die Probendicke bei den partikelverstärkten Legierungen im letzten Versuchsintervall um 50-120 µm abgenommen hat, ist davon auszugehen, dass der letzte Versuchsabschnitt zu einer erhöhten Erosionsrate und abplatzen der zuvor gebildeten Oxidschichten, vor allem auf der Probenunterseite, geführt hat. Die Dickenabnahme über den gesamten Versuchszeitraum beträgt damit maximal 23 µm (s. Tabelle 16).

Tabelle 16 Änderung der Probendicke pro Versuchsintervall

Nr.	Bezeichnung	Änderung der Probendicke im Intervall [µm]							
		0-500 h	500-1000 h	1000-1500 h	1500-2000 h	2000-2500 h	**0-2500 h**	2500-3000 h	**0-3000 h**
1	af_5677	+98,4	-37,8	+21,0	-1,0	-46,2	**+34,4**	-57,8	**-23,4**
2	af_5681	+152,6	-70,6	+78,4	-8,0	-15,8	**+136,6**	-118,2	**+18,4**
3	af_5679	+143,8	-40,4	-26,4	+6,2	+31,8	**+115,0**	-119,4	**-4,4**
4	af_5675	+124,8	-26,6	+6,6	+7,8	-42,8	**+69,8**	-92,8	**-23,0**

1	1.4301 (unten)	+26,2	+6,4	+56,6	-34,4	+19,0	**+73,8**	-76,6	**-2,8**
2	1.4541 (unten)	+78,6	+89,8	-73,6	-2,8	-57,0	**+35,0**	-49,6	**-14,6**
3	1.4841 (unten)	+97,4	-6,4	-45,0	+8,4	-30,2	**+24,2**	-108,4	**-84,2**
4	1.4301 (oben)	+47,8	+90,0	-60,8	-40,6	+31,8	**+68,2**	-112,4	**-44,2**
5	1.4541 (oben)	+44,4	+74,8	-1,6	-95,0	+6,8	**+29,4**	-74,6	**-45,2**
6	1.4841 (oben)	+64,4	+55,4	-63,8	-9,2	+18,2	**+65,0**	-122,6	**-57,6**

Für die konventionellen Stahlproben sind die Messergebnisse breiter gestreut. Betrachtet man die Dickenabnahme über den gesamten Zeitraum liegt diese zwischen 3 und 85 µm. Im vorliegenden Versuch ist leider keine Korrelation der Dickenabnahme mit den verschiedenen Legierungen erkennbar, allerdings ist die Dickenabnahme der oben befestigten Proben II mit 44-57 µm gleichmäßiger als bei den mittig angebrachten Proben I. Die REM-Aufnahmen bestätigen eine unregelmäßig ausgebildete Si-Cr-Oxidschicht auf der Probenoberfläche, wobei die Stahlproben eine multiple Rissbildung bis unter dieser Oxidschicht aufweisen. Hierdurch dringt Silizium aus dem Quarzsand in die Metallstruktur unter die Oxidschicht ein.

Dies lässt wiederum auf starke lokale Erosionseffekte schließen, wobei der Weg des Blasenwachstums und lokale Fluidgeschwindigkeitsspitzen durch exzentrischen Einbau eine große Rolle spielen. Dies zeigt sich vor allem in der äußerlichen Entwicklung der Proben über den Versuchszeitraum (s. Abbildung 69 und Abbildung 70).

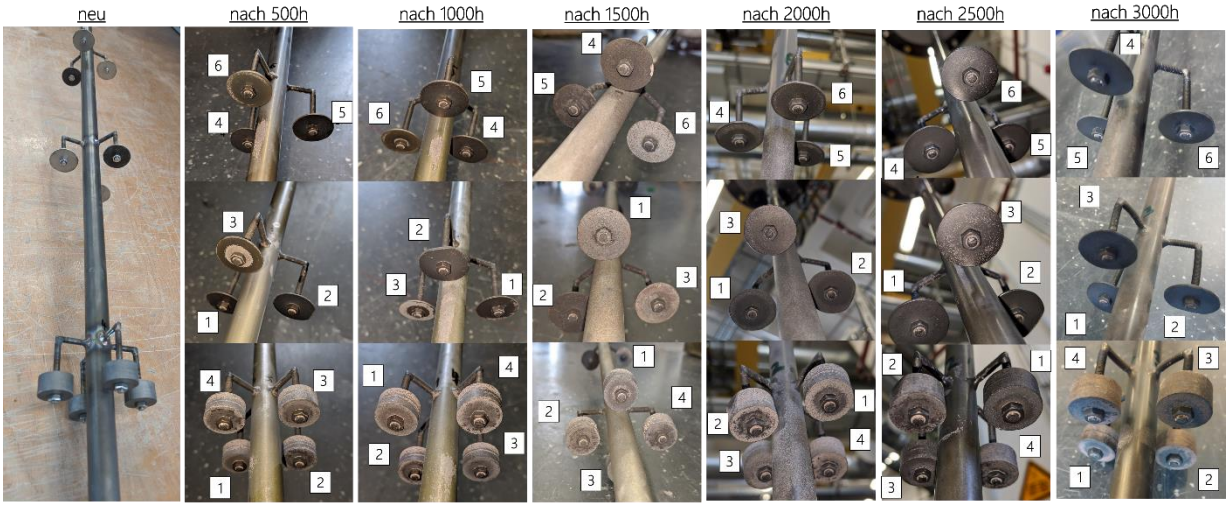


Abbildung 69 Entwicklung der Probenoberfläche pro Versuchsintervall

Besonders tritt dieser Effekt bei Probe 2 der partikelverstärkten Legierungen (af_5681) und der Probe 2 der Standardlegierungen (1.4541 unten) auf. In Abbildung 70 ist eine starke einseitige Erosion dieser beiden Proben zu sehen, wobei es sich hierbei jeweils um die der Wirbelschichtaußenwand zugewandten Probenseite handelt. Durch einen exzentrischen Einbau bzw. leicht verschobenen Probeneinbau wurde der Wandabstand zwischen Probe und Außenwand (nominal: 7 mm) verkleinert, was wiederum zu hohen lokalen Fluidgeschwindigkeiten führt. Zudem blockieren die Proben hier an der Wand entlanglaufende aufsteigende Blasen mit einer nachkommenden

Partikelfront. Beides gekoppelt führt zu starken Erosionserscheinungen und Materialabtrag in diesen Bereichen.

Abbildung 70 Probenoberfläche nach 3000 h Versuchszeit

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Untersuchungen nochmals den starken Einfluss der Geometrien auf das Erosionsrisiko hervorheben. Kritisch hinsichtlich der Erosionsneigung sind lokale bauliche Engstellen, die zu hohen Fluidgeschwindigkeiten führen, sowie größere Partikelgrößen und schließlich höhere Partikelimpulse bei Partikel-Wand-Kollisionen. Ein Materialabtrag konnte demnach vor allem in Randbereichen und bei gröberem Quarzsand beobachtet werden. Diese bekannten Problematiken wurden bereits in die Auslegung der Pilotanlage (s. AP 1) einbezogen. Daher konnte über den Versuchszeitraum im Feldtest kein signifikanter Materialabtrag beobachtet werden.

3.5 Wirtschaftlichkeitsbetrachtung und Evaluierung des Marktpotentials

3.5.1 Last- und einsatzabhängige Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen

(AP5.1 – EVT, SWW)

Die Bewertung der Wirtschaftlichkeit erfolgte gemäß der Vorgehensweise angelehnt an die VDI 2067. Da die entwickelte Anlage sowohl wärme- als auch stromgeführt betrieben werden kann, sollen zunächst beide Einsatzszenarien wirtschaftlich betrachtet werden.

Im Allgemeinen lassen sich die Kosten in investitions-, verbrauchs- und betriebsgebundene Kosten aufteilen. Dabei setzten sich die Investitionskosten wiederum vor allem durch die Kosten für die Feuerung, die notwendige Peripherie, sowie den Stirlingmotor zusammen. Der Reaktorköper der kleinskaligen Wirbelschichtfeuerung an sich ist einfach zu fertigen, wobei vor allem hinsichtlich der Verbrennungsluftzufuhr und dem Horizontalzyklon komplexere Geometrien einfließen. Eine Fertigung aus hochtemperaturfestem Stahl, wie in dem aktuellen Pilotanlagenkonzept, wäre deutlich teurer als mit vergleichsweise günstigerem Kesselstahl wie bei herkömmlichen Pelletsfeuerungen. Zukünftig ist daher eine Lösung mit Ausmauerung und einfachem Kesselstahl zu bevorzugen, wobei die sonst notwendige Wasserummantelung im oberen Bereich des Kessels wegfallen würde. Insgesamt liegen die Investitionskosten hier ca. 30 % über herkömmlichen etablierten Feuerungen. Auch hinsichtlich der Peripherie ergeben sich keine merklichen Unterschiede zu herkömmlichen Feuerungen, da die Kosten für einen Pufferspeicher, Pelletbunker, Brennstoffzufuhr und Montage vergleichbar sind. Das notwendige größere Gebläse zur Fluidisierung, im Vergleich zum herkömmlichen Saugzugebläse, wird durch das Einsparen eines Ascheaustragsystems kompensiert, da sich in den Versuchen eine automatische Füllstandsregelung über den Horizontalzyklon realisieren ließ. Besonders fallen allerdings die Investitionskosten für den Stirlingmotor ins Gewicht. Da die verwendete Maschine Modell A600 bereits weiter verbessert wurde und ein Nachfolgemodell (G600) noch kurz vor der Marktreife steht, können keine marktspezifischen Kosten für den Motor angesetzt werden. Daher wird auf die bisherige Schätzung der Kosten im relevanten kleinskaligen Bereich von ca. 3.500 €/kW_{el} zurückgegriffen. Basierend auf einem aktuellen Zinssatz von 2 % und einer Abschreibungsdauer von 18 Jahren, werden die jährlichen spezifischen Investitionskosten mit einem Annuitätenfaktor von 0,07 berechnet.

Neben den Investitionskosten bilden die verbrauchsgebundenen Kosten einen großen Kostenblock in der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung. Hierfür sind vor allem die veranschlagten Brennstoffkosten entscheidend. Für die zugrundeliegenden Berechnungen wurden für die verwendeten Brennstoffe folgende Preise angenommen (s. Tabelle 17).

Tabelle 17 Verwendete Brennstoffpreise für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung

Brennstoff	Preis [€/MWh]	Wassergehalt [m.-%]
Holzpellets [1]	50	6,9
NaWaRo-Pellets [2]	38,5	8,1
Altholzpellets [2]	30,3	7,4
PinChips [2]	15,6	26,5
Miscanthusballen [1]	39,3	k. A.
Getreidestrohballen [1]	15,8	k. A.
Restkokspellets [3]	-17,9	30,0
Klärschlammpellets [4]	-27,7	7,7

[1] Leitfaden Bioenegie FNR (2014) [69]
[2] Daten von WUNBioenergie GmbH
[3] umfasst nur Kosten für Abtransport (100 €/t), Entsorgung kostenfrei (Daten von WUNBioenergie GmbH)
[4] abgeschätzt basierend auf vermiedenen Kosten bei Mitverbrennung in Steinkohlekraftwerk [70]

Neben den Brennstoffkosten zählen zu den verbrauchsgebundenen Kosten noch der Eigenstromverbrauch, sowie Betriebsmaterialkosten. Da für die Wirbelschicht ein erhöhter Stromverbrauch für die Überwindung des Bettmaterialdruckverlusts notwendig ist, werden hier 5 % des erzeugten Stroms als Eigenverbrauch angesehen, wobei hierfür keine extra Kosten anfallen, sondern die anrechenbaren Stromerlöse reduziert werden (wärmegeführter Betrieb) bzw. die erzeugte Nettostrommenge reduziert wird (stromgeführte Fahrweise). Zusätzlich fallen bei Wirbelschichtfeuerungen Kosten für die kontinuierliche Regeneration des Bettmaterials an. Ausgegangen wird von einer Regenerationsrate von 10 % pro Tag, wobei im aktuellen Setup ca. 0,75 kg Sand pro kW_{th} verwendet werden. Zuletzt müssen noch die betriebsgebundenen Kosten in die Kalkulation einbezogen werden. Hierzu werden branchenübliche Werte gemäß VDI 2067 angenommen:

- Versicherungen: 1,0 % der Investitionssumme pro Jahr
- Wartung und Instandhaltung: 3,0 % der Investitionssumme pro Jahr
- Zusätzliche Reservekosten: pauschal 500 € pro Jahr
- Personalkosten für Schornsteinfeger: 160 € pro Jahr
- Zinssatz: 2,0 %
- Abschreibungsdauer: 18 Jahre

Basierend auf den grundlegenden Kosten werden im Folgenden die zwei Einsatzszenarien „wärmegeführter" und „stromgeführter" Betrieb gegenübergestellt. Dabei stehen für den stromgeführten Betrieb die Stromgestehungskosten im Mittelpunkt und die zusätzlich erzeugte Wärmemenge wird mit 5 ct/kWh Vergütung als vermiedene Kosten angesetzt. Analog wird bei der Berechnung der Wärmegestehungskosten die erzeugte Strommenge, abzüglich des Eigenverbrauchs, mit mindestens 12 ct/kWh (je nach Einsatzszenario) vergütet und mindert somit die Wärmegestehungskosten.

Szenario 1: „Stromgeführt":

Als Haupteinflussfaktoren für die Stromgestehungskosten gelten im Allgemeinen die Jahresvolllaststunden sowie die Brennstoff- und Investitionskosten für den Stirlingmotor. Zuletzt beeinflusst der elektrische Wirkungsgrad bei gegebener elektrischer Solleistung die Nennleistung der Feuerung. Als Ausgangspunkt zeigt Abbildung 71 (links) die berechneten jährlichen Kosten sowie die Stromgestehungskosten in Abhängigkeit der Jahresvollaststunden einer Wirbelschichtfeuerung mit integriertem 10 kW_{el} Stirlingmotor. Als Vergleich wird ein herkömmlicher Pelletkessel mit Stirlingmotor sowie ein Holzgas-BHW der gleichen Leistungsklasse betrachtet. Zum Einsatz kommen Holzpellets, bzw. günstigere Holzhackschnitzel beim Holzgas-BHKW. Die resultierenden Stromgestehungskosten spiegeln klar den Einfluss der Brennstoffkosten wieder, wobei die Wirbelschicht und der Pelletkessel in einem vergleichbaren Kostenbereich (ca. 31 ct/kWh) liegen, trotz leicht höherer Investitionskosten der Wirbelschichtanlage. Der letztlich geringe Einfluss des elektrischen Wirkungsgrades ist durch die positiven (η_{el}=13,5 %) und negativen (η_{el}=16,5 %) Fehlerbalken dargestellt und wirkt sich beispielsweise bei 5000 h/a um -0,94 ct/kWh und +1,15 ct/kWh aus. Die wirtschaftliche Darstellung einer holzpelletbefeuerten Wirbelschicht mit Stirlingmotor ist demnach ausschließlich mit einer hohen Anzahl an Jahresvollaststunden und zusätzlicher Förderung möglich, wobei hier noch kein möglicher KWK-Bonus einberechnet wurde.

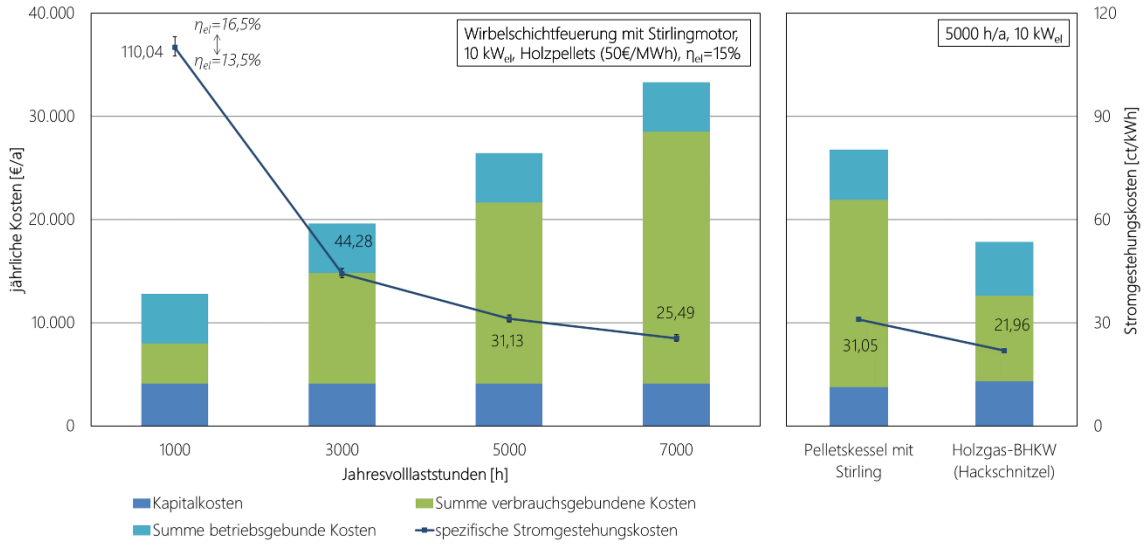


Abbildung 71 Jährliche Kosten und Stromgestehungskosten für eine Wirbelschichtfeuerung mit Stirlingmotor in Abhängigkeit der Jahresvollaststunden (links) im Vergleich zu eine Pelletkessel mit Stirling (η_{el}=15%) und Holzgas-BHKW (η_{el}=22%) (je 10 kW_{el}, 5000 h/a) (rechts)

Der Einfluss der Brennstoffkosten auf die Stromgestehungskosten wird nochmal in Abbildung 72 verdeutlicht. Wird als Referenz ein Strompreis für die Industrie von 12 ct/kWh angesetzt, ist der Betrieb mit holzartigen Brennstoffen trotz hoher Jahresvollaststundenzahl kaum wirtschaftlich darstellbar. Die Ausnahme bilden hier die von der WUNBioenergie vertriebenen PinChips, wobei diese in der Pilotanlage aufgrund von Förderproblemen nicht zum Einsatz kamen. Die Grenzkosten für den eingesetzten Brennstoff bei 5000 h/a und 12 ct/kWh Ziel-Stromgestehungskosten betragen im aktuellen Szenario 22,8 €/MWh und sinken mit geringeren Jahresvollaststunden. Der Einsatz von

günstigeren Reststofffraktionen ist demnach unumgänglich für einen wirtschaftlichen Betrieb der kleinskaligen KWK-Lösung.

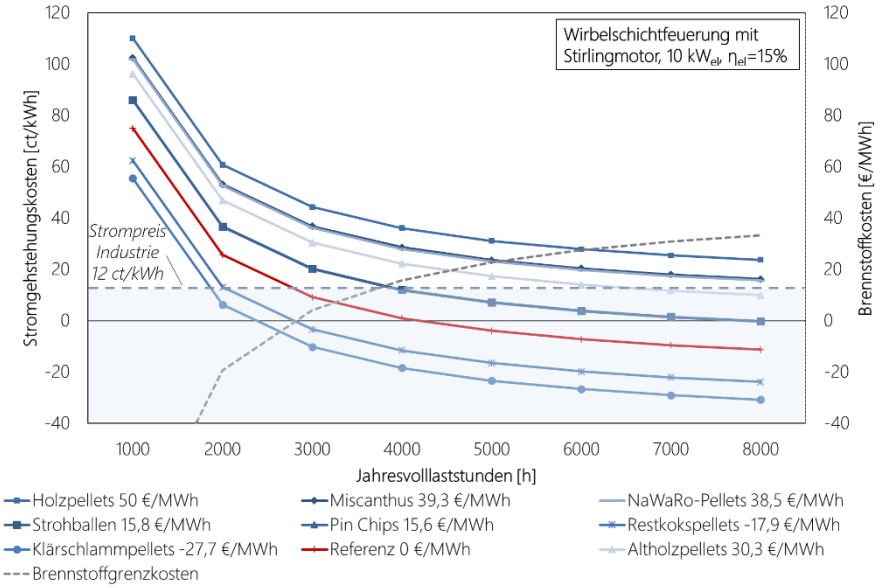


Abbildung 72 Stromgestehungskosten in Abhängigkeit der Brennstoffkosten und der Jahresvolllaststunden

Szenario 2: „Wärmegeführt"

Im Szenario 2 soll die produzierte Nutzwärme als Hauptprodukt angesehen werden, wobei der erzeugte Strom abzüglich des Eigenverbrauchs eingespeist werden soll. Als hier getroffene Annahme, erfolgt die Minderung der Wärmegestehungskosten demnach durch den Stromerlös mit max. 8 ct/kWh$_{el}$. Abbildung 73 zeigt die Abhängigkeit der Wärmegestehungskosten von den Jahresvolllaststunden, sowie dem verwendeten Brennstoff. Analog zu den Stromgestehungskosten wird der Einsatz von holzartigen Brennstoffen nur im Bereich von hohen Jahresvolllaststunden wirtschaftlich (Wärmepreis 5 ct/kWh) und die Brennstoffgrenzkosten liegen für 5000 h/a sogar bei 24,5 €/MWh. Außerdem zeigt sich, dass der Abfall der Wärmegestehungskosten für höhere Jahresvolllaststunden geringer wird und nur für negative Brennstoffpreise auch rechnerisch negative Wärmegestehungskosten resultieren. Der Grund dafür liegt vor allem in der niedrigen Stromkennzahl und geringen Stromerlösen. Durch den Eigenverbrauch der kompletten erzeugten Strommenge könnten beim Verbraucher wiederum Stromkosten gespart werden, was letztlich zu höheren Einsparpotenzialen führt. Diese Option soll hier allerdings zunächst nicht einberechnet werden.

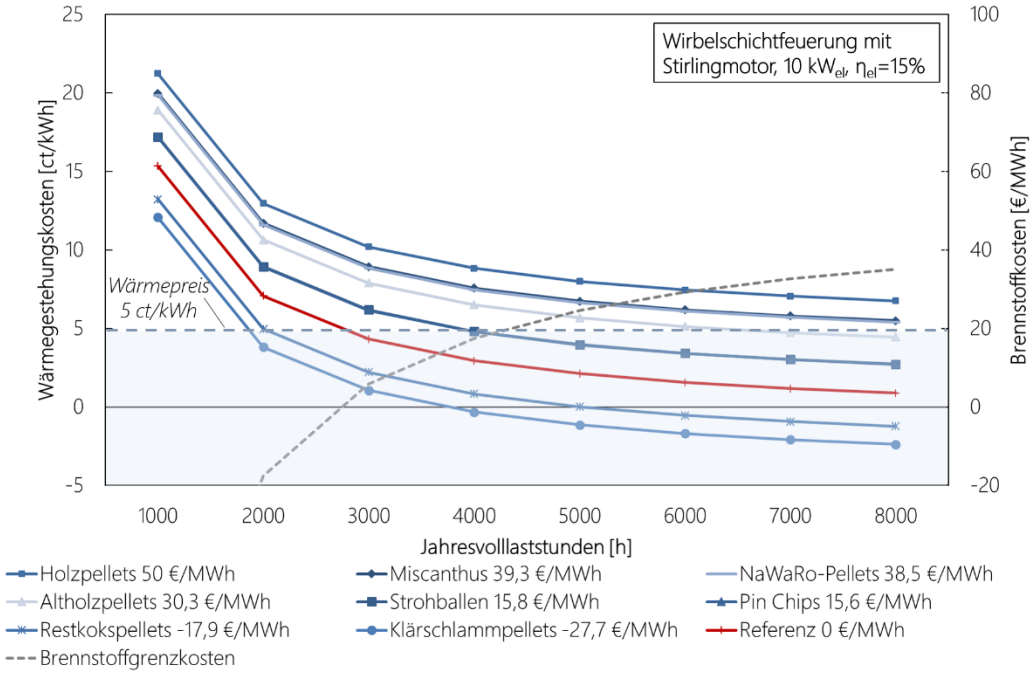


Abbildung 73 Wärmegestehungskosten in Abhängigkeit der Brennstoffkosten und der Jahresvolllaststunden

Da in AP2 bereits bestätigt wurde, dass die Anlage auch im Teillastbereich mit hohen Wirkungsgraden betrieben werden kann, ist der Einsatz in einer Umgebung mit schwankendem Wärmebedarf in jedem Fall möglich. Dennoch sollten komplette An- und Abfahrvorgänge vermieden werden, da aufgrund der hohen Wärmekapazität des Bettmaterials, die notwendige Anfahrzeit im Bereich von wenigen Stunden liegt. Die Flexibilität einer Gasfeuerung kann somit nicht erreicht werden und eine Grundlast an Wärmebedarf ist unabdingbar für den Anlagenbetrieb. Eine saisonal schwankende Wärmenutzung stellt allerdings kein Problem dar.

In Zukunft sind außerdem noch Skalierungseffekte zu beachten, die sich vor allem auf die spezifischen Investitionskosten auswirken. Den größten Einfluss hat hierbei das Stromerzeugungsmodul (in diesem Fall der einzusetzende Stirlingmotor), welches bisher statisch mit 3.500 €/kWh$_{el}$ angenommen wurde. Es ist davon auszugehen, dass größere elektrische Nennleistungen zu geringen spezifischen Kosten führen, was wiederum die Strom- und Wärmegestehungskosten positiv beeinflusst.

Insgesamt konnte die Machbarkeit der Verbrennung holzartiger Brennstoffe im Feldtest nachgewiesen werden, was den Markt vor allem für holzverarbeitendes Gewerbe und weitere Akteure kontinuierlich anfallenden Restholzmengen öffnet. Hinsichtlich der getesteten Reststofffraktionen kann die Machbarkeit über spezifische Anpassungen im Prozess bzw. der Bauart sichergestellt werden. Die potentiellen Märkte, die aus den Ergebnissen resultieren, sollen im Folgenden näher beleuchtet werden. Darüber ist, vor allem hinsichtlich der biogenen Reststoffe, die Betrachtung der Genehmigungssituation notwendig, um weitere Schritte zu definieren.

3.5.2 Bewertung des Nutzungs- und Marktpotentials und genehmigungsrechtliche Betrachtungen verschiedener Brennstoffe

(AP5.2-5.3 – EVT, SWW, TFZ)

Basierend auf der vorangegangenen Kostenschätzung zeigt sich der Markt vor allem in der Nutzung von kostengünstigen Reststoffen oder kontinuierlich anfallender Brennstoffe, welche kostenlos zur Verfügung stehen. Gleichzeitig wird angestrebt, eine kontinuierliche Nachfragesituation zu schaffen und Schwankungen im Tagesverlauf durch Lastanpassungen zu entgegnen. An- und Abfahrvorgänge sollen auf den saisonalen Bereich beschränkt werden. Demnach eignet sich das Anlagenkonzept vor allem für klein- und mittelständische Unternehmen, welche einen kontinuierlichen Wärmebedarf und anfallende Reststoffmengen vorweisen können. Gleichzeitig zählen Gewerbe mit einer kontinuierlichen Entsorgungsproblematik im biogenen Reststoffbereich zum Zielmarkt.

Gemäß der 1. BImSchV „Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen" [71] lassen sich die verwendeten Brennstoffe in verschiedene Brennstoffklassen einteilen. Unter die in §3 genannten „Regelbrennstoffe" fallen demnach naturbelassenes Holz (u.a. Holzoellets, Holzhackschnitzel und Holzspäne). Behandeltes Holz (Altholzpellets) darf nur mit Ausnahme in holzverarbeitendem Gewerbe genutzt werden. Gesonderte Bestimmungen gelten für Brennstoffe nach §3, Abs. 2, Nr. 13 (z.B. Biertreber). Diese Brennstoffe müssen u.a. genormte Qualitätsanforderungen entsprechen und die Einhaltung gesonderter Grenzwerte unter Prüfbedingungen muss erfüllt werden. Daneben wird für Stroh und strohähnliche Brennstoffe (§3, Abs. 2, Nr. 8) neben gesonderten Grenzwerten eine Typenprüfung erforderlich. Ein großer Teil von Brennstoffen fällt allerdings nicht unter die sogenannten Regelbrennstoffe der 1. BImSchV, weshalb nach heutigem rechtlichen Stand keine Anwendung in Kleinanlagen möglich ist. Darunter fällt unter anderem der verwendete Klärschlamm, sowie beispielsweise Tiermist und ähnliche Produkte aus der Tierhaltung. Im Folgenden soll eine Darstellung der Potentiale für verschiedene gewerbliche Bereiche erfolgen. Eine Einordnung in die gesetzlichen Rahmenbedingungen erfolgt individuell für jeden Bereich.

Holzverarbeitendes Gewerbe

Im mittelständischen holzverarbeitendem Gewerbe sollen vor allem Schreinereien und Tischlereien im Fokus stehen. Der Energiebedarf von Tischlereien besteht im Schnitt zu drei Vierteln aus Heizwärme, wofür hauptsächlich Biomasse in Form von Restholz verfeuert wird. Der weitere Energiebedarf wird in Form von Strom benötigt, was aber 70% der Kosten ausmacht [72]. Der Wärmebedarf von Betrieben beläuft sich auf 100-200 kWh/m² pro Jahr, wobei pro Mitarbeiter ca. 50-80 m² angesetzt werden. Der jährliche Strombedarf beläuft sich auf 2-5 MWh pro Mitarbeiter. Bei 200.000 Angestellten in diesem Sektor resultiert somit ein Gesamtbedarf von 1.000-3.200 GWh Wärme und 400-1.000 GWh Strom [73].

Ein Großteil der Betriebe nutzen bereits eigene holzartige Reststoffe in Stückholz-, Hackschnitzel- oder Brikettheizungen im Leistungsbereich von 15 bis 200 kW. Früher wurden häufig

überdimensionierte Anlagen ab 50 kW (oft ohne Pufferspeicher) eingebaut, um verschiedene Holzklassen verfeuern zu dürfen. Aktuell darf das holzverarbeitende Gewerbe mit einer Ausnahmengenehmigung nach § 5 der 1. BImSchV auch in kleineren Kesseln (>30 kW) behandeltes Holz (Klasse A I und A II analog zu Brennstoffen gemäß §3, Absatz 1, Nummer 4 und 5 bzw. 6 und 7) verfeuern [74]. Da die Entsorgungskosten für unbehandeltes Restholz zwischen 30-80 €/t und behandeltes Holz 75-100 €/t liegen [75–77], ist eine Eigennutzung für die Betriebe in jedem Fall vorzuziehen. Im Vergleich zu konventionellen Heizkesseln, welche bereits umfassend zum Einsatz kommen, können die Gesamtkosten der Betriebe durch eine zusätzliche Stromerzeugung mit dem vorliegenden KWK-Konzept erheblich gesenkt werden. Die potentiellen Einsparungen korrelieren dabei mit den bisher gezahlten Strompreisen, wobei diese im Kleingewerbe meist über den, in der Kalkulation angenommenen, Industriestrompreisen von 12 ct/kWh liegen. Eine Deckung des kompletten jährlichen Wärmebedarfs (3.200 GWh) durch das KWK-Konzept würde letztlich auch zu der Deckung von ca. 65 % des jährlichen Strombedarfs (1000 GWh) führen. Bei durchschnittlich gezahlten Strompreisen von 25 ct/kWh beträgt das gesamte Einsparpotenzial für Schreinereien und Tischlereien hinsichtlich der Stromkosten ca. 1,7 Mio. Euro.

Brauereien

In Deutschland fielen beim Brauvorgang schätzungsweise 2 Mio. (2008 [78]) bzw. 1,9 Mio. (2013 [79]) Tonnen Biertreber an, wobei sich die Nutzung der Biertreberreste aktuell auf die Futtermittelindustrie und den Einsatz in Biogasanlagen konzentriert und somit kaum für eine energetische Nutzung zur Verfügung steht [80]. Diese Situation verstärkt sich 2020 durch geringere Absatzmengen der Brauereien aufgrund der anhaltenden Corona-Pandemie, was die Treberbeschaffung auch für dieses Projekt zur energetischen Nutzung nicht möglich machte. Prinzipiell wurde die energetische Nutzung von Biertreber bereits untersucht [81], wobei nur unter Beimischung von Holzhackschnitzeln ein technisch und wirtschaftlich sinnvoller Betrieb gewährleistet werden konnte. Der Wassergehalt von Frischtreber beträgt ca. 80 %, was den Heizwert auf 2 MJ/kg (ca. 20 MJ/kg_{TS}) begrenzt. Eine Entwässerung oder Trocknung wäre demnach vor dem Einsatz in Feuerungsanlagen notwendig. Zudem begrenzt die biologische Instabilität den Transportradius und Verwertungszeitraum [82].

Gemäß der 1. BImSchV fällt Biertreber unter §3, Absatz 1, Brennstoffe nach Nr. 13 und unterliegt somit besonderen Anforderungen vor der Zulassung (§3, Absatz 5). Neben einem zu absolvierenden einjährigen Messprogramm, bei dem vergleichbare Emissionen wie bei der Verbrennung von unbehandeltem Holz zugelassen sind, muss der eingesetzte Brennstoff genormten Qualitätsanforderungen entsprechen. Dafür wäre zunächst eine Norm über den Normenausschuss „Feste Biobrennstoffe“ für Biertreberpellets zu verabschieden.

Kläranlagen

Im Jahr 2017 fielen in kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen etwa 1,7 Mio. Tonnen Klärschlamm (Trockenmasse) an. Etwa 70% davon wurden thermisch verwertet (s. Abbildung 74). Wegen der immer stärkeren Regulierung der Landwirtschaftlichen Nutzung gewinnt die thermische

Verwertung immer mehr an Bedeutung, ihr Anteil betrug 2010 noch 50 %. Der Einsatz in der Landwirtschaft hatte sein Maximum 1997 mit 41 % erreicht und ist nach einer Stagnationsphase (2006-2012) bei ca. 30 % nun rückläufig [83]. Auch insgesamt ist die Klärschlammmenge leicht rückläufig: 2,2 Mio. Tonnen im Jahr 1998 und 2011 waren es noch knapp 2 Mio. Tonnen (Trockenmasse) [70]. Analog sinkt die spezifische Klärschlammmenge pro Einwohner von 24,2 kg_{TS}/(EW*a) (1991) auf 15,8 kg_{TS}/(EW*a) (2010) [84].

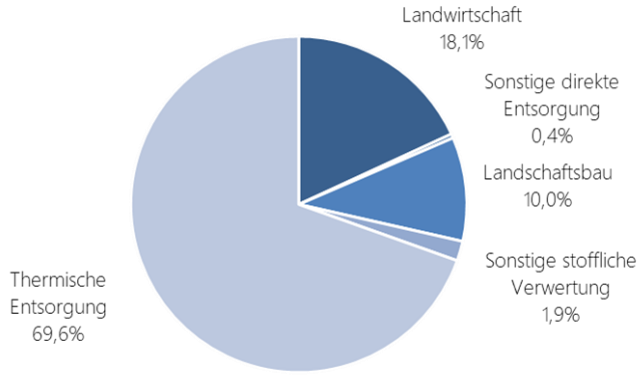


Abbildung 74 Entsorgungswege für Klärschlamm (Trockenmasse) im Jahr 2017 in Anlehnung an [83]

Seit 2015 gelten zusätzlich die Grenzwerte des Düngerechts für als Düngemittel verwendeten Klärschlamm. 2017 wurde außerdem die Klärschlammverordnung (AbfKlärV) novelliert. Demnach dürfen große Kläranlagen, die das Abwasser von mehr als 100.000 bzw. 50.000 Einwohnern behandeln, Klärschlamm nur noch bis 2029 bzw. 2032 bodenbezogen verwerten, also zum Beispiel als Dünger [85]. Nach Angaben des LFU weisen in Bayern ca. 50% der ca. 2.600 kommunalen Kläranlagen eine Ausbaugröße < 1.000 Einwohner (EW) auf und fallen demnach nicht unter die novellierte Verordnung. In diesen kleinen Kläranlagen fallen allerdings (bezogen auf die Trockenmasse) weniger als 2% des bayerischen Klärschlamms an [86]. Im gleichen Zuge gewinnt das Thema Phosphorrecycling zunehmend an Bedeutung und ist in der novellierten Klärschlammverordnung verankert.

Insgesamt fällt die Klärschlammentsorgung in der Abwasserbehandlung mit einem Anteil von 3% an den Gesamtkosten wenig ins Gewicht. Entwässerung und Transport eingeschlossen, schwanken die Entsorgungskosten für Klärschlamm zwischen 125 und 400 €/Tonne Trockenmasse [70]. In der Regel besitzt der Trockensubstanzanteil von Klärschlamm einen unteren Heizwert von 10 (ausgefault) bis 18 MJ/kg (nicht ausgefault). Klärschlamm verbrennt erst ab einem Heizwert von etwa 4,5-5 MJ/kg energieautark. Daher ist vor der thermischen Verwertung zwingend eine Entwässerung und eine Trocknung nötig, wobei dies in der Regel nur für Anlagen > 20.000 EW wirtschaftlich ist. Häufig werden auch Konzepte zur Mitverbrennung in Kohle-, Müllverbrennungs- oder Zementwerken realisiert. Hinsichtlich der Phosphorrückgewinnung ist allerdings zukünftig die thermische Verwertung in Monoverbrennungen vorzuziehen, da die Klärschlammasche bei Einhaltung der Grenzwerte der Düngemittelverordnung direkt als Dünger ausgebracht werden kann und Phosphorrückgewinnungsraten von 90 % erzielt werden können [87]. Zudem entfällt aufgrund des

Kohleausstiegs künftig zunehmend die Möglichkeit zur thermischen Entsorgung in Braunkohlekraftwerken.

Gerade für kleinere und mittelständische Kommunen bietet eine kleinskalige Anlagenlösung zur Monoverbrennung von eigenen anfallenden Klärschlämmen Einsparpotentiale für Abtransport und Entsorgungskosten. Grundvoraussetzung ist jedoch eine Entwässerung und Trocknung vor Ort. Darüber hinaus muss technisch die Rückgewinnung des enthaltenen Phosphors sichergestellt werden, wobei sich weitere Forschungsfelder hinsichtlich der Interaktion mit dem Bettmaterial ergeben.

Rechtlich gesehen fällt die Entsorgung von Klärschlamm neben der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) unter das Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG), welches für die thermische Verwertung in §13 für die Betreiber die Einhaltung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes zu Grunde legt. Demnach gilt für die Mono- oder Mitverbrennung von Klärschlamm die 17. BImSchV für Anlagen, in denen Abfälle eingesetzt werden. Eine Genehmigung für Kleinfeuerungsanlagen gemäß der 1. BImSchV, beispielsweise gemäß §3, Absatz 1, Brennstoffe nach Nr. 13, ist daher nicht möglich.

Landwirtschaftliche Betriebe

In Deutschland fielen zwischen 1999 und 2007 jährlich rund 25,8 Mio.t Getreidestroh, außerdem 6,4 Mio. t Rapsstroh und 3,1 Mio. t Körnermaisstroh an [88]. Flächenmäßig liegt der Ertrag bei ca. 5 t Stroh pro landwirtschaftlich genutztem Hektar. Davon verbleibt ein Teil auf den Feldern, um die nachhaltige Humuserhaltung zu sichern oder wird als Einstreu für die Tierhaltung genutzt. Letztlich liegt das nachhaltig energetisch nutzbare Strohpotential im deutschlandweiten Mittel bei einem Drittel der Gesamtmenge [84] . Die Strohpotenziale sind regional unterschiedlich, wobei die größten Potentiale im Osten Schleswig-Holsteins, im Nordwesten Mecklenburg-Vorpommerns sowie im nördlichen Teil Nordrhein-Westfalens bis hinein ins angrenzende Niedersachsen vorzufinden sind [89].

2011 wurden in Deutschland nur ca. 20.000 t Stroh in 25-50 Feuerungsanlagen (max. 1,5 MW_{th}) energetisch genutzt [90]. Europaweit werden nur ca. 1 % des anfallenden Strohs energetisch genutzt, v.a. in Dänemark [91]. Eine weitere Problematik ist die geringe Energiedichte von frischem Stroh und der damit verbundene kostenintensive Transportaufwand. Daher werden seit kurzem mobile Strohpelletpressen vermarktet, mit denen direkt auf dem Feld pelletiert werden kann. Hinsichtlich der Kosten für Stroh gibt es starke regionale und zeitliche Schwankungen, wobei der theoretische Wert von Stroh umgerechnet auf die Düngerkosten 15-25 €/t beträgt [92]. Strohpelletpreise schwanken hingegen zwischen 200-320 €/t je nach Bestellmenge und Zusammensetzung.

Für mittelständische landwirtschaftliche Betriebe kann die Nutzung der eigenen Strohpotenziale in Kleinanlagen hingegen wirtschaftlich darstellbar sein. 2019 hatten mehr als 83 landwirtschaftliche Betriebe in Deutschland mehr als 50 ha landwirtschaftlich genutzte Fläche [93]. Wenn nur 33 % des Strohertrags energetisch genutzt werden würde, könnten bereits mit einer Flächennutzung von je 32 Hektar kleinskalige KWK-Anlage mit 50 kW_{th} Nennleistung 4000 Jahresvollaststunden betrieben

werden. Entsprechend der vorherigen Kostenkalkulation könnten somit wirtschaftliche Wärme- und Stromgestehungskosten realisiert werden.

Allerdings müssen auch hier rechtlich die Regelungen der 1. BImSchV beachtet werden. Feuerungsanlagen, die Stroh und strohähnliche Brennstoffe gemäß §3, Absatz 1, Nr. 8 müssen nutzen, müssen sich demnach seit 2010 einer Typprüfung unterziehen (§4, Absatz 7) und gesonderte Grenzwerte hinsichtlich Stickoxid-, CO- sowie Dioxin- und Furan-Emissionen einhalten. Tiermist auf der Basis von Stroh fällt nicht unter die Regelbrennstoffe der 1. BImSchV und darf demnach nicht beigemischt werden. Im Einzelfall ist eine allerdings Ausnahmegenehmigung nach §22 über die zuständige Landesbehörde möglich.

Übersteigt die Nennwärmeleistung der Anlage für den Einsatz von Sonderbrennstoffen (1. BImSchV, §3, Absatz 1, Nr. 8 und Nr. 13) >100 kW, ist sie nach 4. BImSchV genehmigungspflichtig und unterliegt den Grenzwerten der 44. BImSchV. Dies ist beispielsweise für die Anwendung von Biertreber oder Stroh in Feuerungsanlagen der Fall. Die Verwendung von Klärschlamm unterliegt weiterhin dem Kreislaufwirtschaftsgesetz und entsprechende Verbrennungsanlagen müssen nach der 17. BImSchV genehmigt werden.

Insgesamt zeigt sich das Marktpotential für die kleinskalige KWK-Anlage als Nischenanwendung im Bereich der mittelständischen Betriebe, wobei hier individuell große Einsparpotenziale vorhanden sind. Grundvoraussetzung ist allerdings ein kontinuierlich anfallender oder gut lagerfähiger Rohstoff, um einen kontinuierlichen Betrieb der Anlage zu sichern. Der gute Teillastbereich bietet zudem Flexibilität hinsichtlich Schwankungen im Tagesverlauf. Nichtsdestotrotz gilt der übliche Grundsatz wie bei den meisten Bioenergietechnologien, nämlich, dass die Wirtschaftlichkeit solcher Anlagen die zumeist vergleichbar hohen Investitionskosten nur bei hohen Jahresvolllaststunden („Grundlast") dargestellt werden kann. Eine zwar technisch mögliche Flexibilisierung mit erhöhtem Betrieb in Teillast würde jedoch nicht nur die Menge der aus biogenen Brennstoffen herstellten Energie reduzieren, sondern auch die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen signifikant verringern.

3.5.3 Ökologische und ökonomische Bewertung im Zuge einer effizienten und nachhaltigen Bioenergiebereitstellung

(AP5.4 – EVT, SWW, TFZ)

Neben der reinen Wirtschaftlichkeitsbetrachtung einer einzelnen Anlage abhängig von Einsatzgebiet und Last, sollen schließlich noch die Kriterien einer effizienten und nachhaltigen Bioenergiebereitstellung im Zuge der Energiewende beleuchtet werden.

Ökonomische Wirkung

Ein Teilaspekt einer erfolgreichen Energiewende ist die Minimierung des CO_2-Austoßes in die Atmosphäre. Um dieses Ziel zu erreichen und CO_2-Emissionen zu verringern, kann eine Technologie neben den Strom- oder Wärmegestehungskosten durch die CO_2-Vermeidungskosten charakterisiert werden. Diese sollen daher im Folgenden für die im Projekt entwickelte kleinskalige KWK-Anlage

bestimmt werden. Basierend auf der bereits vorgestellten Wirtschaftlichkeitsrechnung wurden für die statische Bestimmung der CO_2-Vermeidungskosten folgende weitere Annahmen getroffen:

Tabelle 18 Angenommene Parameter für die Berechnung der CO_2-Vermeidungskosten

Parameter	Wert	Einheit
Anlagenparameter		
elektrische Leistung	10	kW
elektrischer Wirkungsgrad	15	%
Brennstoffausnutzungsgrad	85	%
Jahresvolllaststunden	5000	h
Brennstoffkosten[1]	30,3	€/MWh
Heizwert Brennstoff	4,6	MWh/t
CO_2-Äquivalent Holzpellets[2]	343	$kg_{CO2äqu.}/t_{BS}$
Referenzsysteme [3]		
Stromerzeugungskosten 2010	51,3	$€/GJ_{el}$
prognostizierte Stromerzeugungskosten 2020	59,9	$€/GJ_{el}$
Wärmeerzeugungskosten 2010	36,1	$€/GJ_{th}$
prognostizierte Wärmeerzeugungskosten 2020	37,9	$€/GJ_{th}$
CO_2-Äquiv.-Emissionen Strom 2010	168,7	$g_{CO2äqu}/MJ_{el}$
CO_2-Äquiv.-Emissionen prognostiziert Strom 2020	111,2	$g_{CO2äqu}/MJ_{el}$
CO_2-Äquiv.-Emissionen Wärme 2010	86,7	$g_{CO2äqu}/MJ_{th}$
CO_2-Äquiv.-Emissionen prognostiziert Wärme 2020	82,4	$g_{CO2äqu}/MJ_{th}$

[1] Annahme: Verwendung von Altholzpellets
[2] inkl. Vorkette (Transport, Herstellung etc.) [94]
[3] Werte entnommen aus [95], Strommix auf Niederspannungsebene (frei lokalem Abnehmer), Wärme-Mix aus Erdgas-/Öl-Heizung

Da es sich um ein KWK-System handelt, müssen sowohl erzeugter Strom und Wärme anteilig in die Berechnung einbezogen werden. Bezogen auf die Daten für das Referenzsystem im Jahr 2010 resultieren CO_2-Vermeidungskosten von -63,05 $€/t_{CO2äqu}$. Dieser Wert verringert sich noch weiter auf -116,87 $€/t_{CO2äqu}$ für den Bezug auf das Referenzsystem 2020. Der negative Wert zeigt, dass die Vermeidung von CO_2-Emissionen zusätzlich einen wirtschaftlichen Nutzen mit sich bringt. Dieser überwiegt sogar für das Jahr 2020, obwohl die CO_2-Äquivalenten-Emissionen im Strommix bereits stark reduziert wurden, während die Erzeugungskosten im Referenzsystem leicht ansteigen. Bei den Berechnungen wurde bisher keine staatliche Förderung oder CO_2-Bepreisung einberechnet, was die Attraktivität der KWK-Anlage noch weiter steigern würde.

Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass das Projekt langfristig Effekte auf die Beschäftigungssituation haben kann. Die Weiterentwicklung, Herstellung und Vertrieb des entwickelten Konzepts wird sich vor allem auf der Ebene von KMU's bewegen und somit zur Schaffung von neuen Arbeitsplätzen in Bioenergiesektor führen. Hinsichtlich der Anwenderseite lässt sich hingegen kein Effekt auf die Beschäftigungssituation erwarten, da die kleinskalige Lösung im Bereich der Strom- und Wärmebereitstellung ohne ständige Überwachung auskommt und somit als

herkömmliche Heizungsanlage ohne zusätzlichen Personalaufwand eingestuft werden soll. Allerdings ergeben sich bei der im Fokus stehenden Technologie gute Exportpotentiale für mittelständische Unternehmen im benachbarten Ausland. Im speziellen können hier Österreich und Skandinavien genannt werden, welche im Bereich der Energiewende ebenfalls eine Vorreiterrolle einnehmen.

Technische Wirkungsgradsteigerung

Eine direkte Wirkungsgradsteigerung im herkömmlichen Sinn konnte durch das vorgestellte Projekt im Vergleich zu fossilen Anlagen nicht identifiziert werden. Auch im Vergleich zu konventionellen Holzgas-BHKW's konnte der elektrische Wirkungsgrad nicht gesteigert werden. Da das untersuchte Anlagenkonzept allerdings die Nutzung bisher ungenutzter Reststoffe zur Erzeugung von Strom und Wärme zum Ziel hat, muss im besten Fall ein Vergleich mit der bisherigen energetischen Nutzung dieser Reststofffraktionen erfolgen. Da bisher maximal eine thermische Verwertung verfolgt wurde, kann nun mit der zusätzlichen Erzeugung von Strom ein thermodynamisch und wirtschaftlich hochwertigeres Produkt erzeugt werden.

Ökologische Wirkung

Neben den wirtschaftlichen Aspekten soll nun auch das Minderungspotential der absoluten CO_2-Äquivalent-Emissionen betrachtet werden. Dazu werden bisher ungenutzte Biomassepotentiale in Deutschland herangezogen (s. Tabelle 19). Hierbei wird vor allem auf die ungenutzten Potentiale von holzartiger Biomasse und Stroh eingegangen, da für weitere Reststoffe wie z.B. Klärschlamm nach dem KrWG eine Entsorgungs- und Verwertungspflicht besteht. Das THG-Emissionsminderungspotential wird wieder im Vergleich zur Nutzung im bereits zuvor betrachteten Referenzsystem (s. Tabelle 18) berechnet.

Tabelle 19 Ungenutzte Biomassepotentiale in Deutschland 2020 nach [96]

Biomasse	Potential [GJ]	Potential [TWh]
Waldrestholz (forstwirtschaftliche Biomasse)	164.700.000	45,75
Altholz	116.600.000	32,39
Industrierestholz	57.000.000	5,7
Stroh	103.100.000	28,64

Für das Referenzsystem 2010 beläuft sich das jährliche Einsparpotential der Treibhausgasemissionen (CO_2-Äquivalente) auf 29.353.471 $t_{CO2äqu}$, während sich dieses Minderungspotential für 2020 auf 24.874.316 $t_{CO2äqu}$, reduziert. Dies hängt vor allem mit den geringeren CO_2-Äquivalent-Emissionen im Referenzsystem 2020 zusammen. Daraus resultiert ein Jährliches THG-Minderungspotential von 106,5 bzw. 90,3 $t_{CO2äqu}/€_{Förderung}$.

Modellcharakter, Übertragbarkeit und Multiplikatorwirkung

Das Projekt untersuchte erstmalig den Einsatz einer kleinskaligen Wirbelschichtfeuerung gekoppelt mit einem Stirlingmotor als kleinskalige KWK-Anlage. Die Durchführung von Langzeitversuchen unter realen Feldtestbedingungen im Anschluss an die detaillierte Charakterisierung im Labor bestätigt die technische Machbarkeit des Konzepts. Darüber hinaus bilden die Projektergebnisse den Ausgangspunkt für die weiteren notwendigen technischen Adaptionen, welche bereits spezifisch für verschiedene Brennstofffraktionen definiert werden können.

Der Einsatz verschiedener biogener Reststofffraktionen in kleinskaligen Anlagen stößt weiterhin die rechtliche Diskussion zur dezentralen Nutzung solcher Reststoffpotenziale an und zeigt Entscheidungsträgern die technischen Möglichkeiten auf.

Insgesamt stieß das Projekt auf kommunaler Ebene auf breites Interesse, da vor allem klein- und mittelständische Unternehmen in dem Konzept eine effiziente Nutzung ihrer eigenen biogenen Reststoffe ermöglicht sehen. Durch das Mitwirken des österreichischen Stirlingmotorherstellers Frauscher Thermal Motors als assoziierter Partner im Projekt konnte zudem der Interessenskreis über die deutschen Grenzen hinaus erweitert werden.

3.6 Zusammenfassung und Ausblick

Abschließend lässt sich zusammenfassen, dass die Skalierung der Laboranlage und Weiterentwicklung zur autarken Pilotanlage erfolgreich dargestellt werden konnte. Die Ergebnisse aus dem Feldtestbetrieb bestätigen darüber hinaus, insbesondere mit holzartigen Brennstoffen, die Dauerlauffähigkeit des Konzepts. Hinsichtlich der Verwertung von biogenen Reststoffen konnten aus den Feldtestversuchen geeignete Maßnahmen zur weiteren Optimierung abgeleitet werden. Somit bildet die entwickelte Pilotanlage die Basis für eine nachfolgende Demonstrationsanlage und die seriennahe Weiterentwicklung.

Insgesamt ist das Mikro-KWK-Konzept zukünftig vor allem für holverarbeitende Betriebe im Kleingewerbebereich und in der Landwirtschaft mit Reststoffnutzung interessant. Potentiale sind hierbei nicht nur in Deutschland, sondern auch im europäischen Ausland vorhanden. Die Nutzung von Klärschlammpellets in dem vorgestellten Konzept wir hingegen in naher Zukunft sowohl genehmigungstechnisch als auch verfahrenstechnisch kritisch angesehen und nicht in den weiteren Fokus gerückt.

Der geplante Abschlussworkshop für Interessenten aus dem Bioenergiebereich konnte aufgrund der anhaltenden Beschränkungen im Zuge der Corona-Pandemie nicht am Feldteststandort stattfinden, soll aber nach Möglichkeit im Nachgang an das Projekt nachgeholt werden um die Anschlussfähigkeit der Arbeiten sicherzustellen.

C ANHANG

C.1 Zahlenmäßiger Nachweis

Der zahlenmäßige Nachweis wurde dem Projektträger in einem separaten Schreiben übergeben.

C.2 Veröffentlichungen Lehrstuhl für Energieverfahrenstechnik

C.2.1 Artikel in wissenschaftlichen Fachzeitschriften

Schneider, T.; Müller, D.; Karl, J.: A review of thermochemical biomass conversion combined with Stirling engines for the small-scale cogeneration of heat and power. Renewable and Sustainable Energy Reviews 2020; 134C; DOI: 10.1016/j.rser.2020.110288

Schneider, T.; Ruf, F.; Müller, D.; Karl, J.: Performance of a fluidized bed-fired Stirling engine as micro-scale CHP system on wood pellets. Applied Thermal Engineering 2021; 189; DOI: 10.1016/j.applthermaleng.2021.116712

Schneider, T.; Moffitt, J.; Volz, N.; Müller, D.; Karl, J.: Effects of the application of ilmenite in a micro-scale bubbling fluidized bed combined heat and power pilot plant for biomass oxygen carrier aided combustion. *Under review*

C.2.2 Konferenzbeiträge

Schneider, T.; Müller, D.; Karl, J.: "BioWasteStirling" – Long-operation experience of a fluidized bed-fired Stirling engine for micro-scale CHP. 2. Deutsches Doktorandenkolloquium Bioenergie, Nürnberg, 30.09.-01.10.2019.

Schneider, T.; Müller, D.; Karl, J.: „BioWasteStirling" – Langzeitbetriebserfahrungen mit einem wirbelschichtgefeuerten Stirlingmotor für die kleinskalige KWK. 8. Statuskonferenz „Energetische Biomassenutzung", Leipzig, 17.-18.09.2019.

Schneider, T.; Müller, D.; Karl, J.: Projekt „BioWasteStirling" – Kleinskalige KWK mit einem wirbelschichtgefeuerten Stirlingmotor. 11. Österreichisches IEA-Wirbelschichttreffen, 03.-05.04.2019.

Schneider, T.; Müller, D.; Karl, J.: „BioWasteStirling" – Verstromung von biogenen Reststoffen mit einem wirbelschichtgefeuerten Stirlingmotor. Europäische Pelletskonferenz, Wels, 27.-28.02.2019.

Schneider, T.; Müller, D.; Karl, J.: Verstromung von biogenen Reststoffen in einem wirbelschichtgefeuerten Stirlingmotor. 1. Deutsches Doktorandenkolloquium Bioenergie, Leipzig, 20.-21.09.2018.

Schneider, T.; Müller, D.; Karl, J.: „BioWasteStirling" – Verstromung von biogenen Reststoffen mit einem wirbelschichtgefeuerten Stirlingmotor. Biomass to Power and Heat, Zittau, 07.-08.06.2018.

Schneider, T.; Müller, D.; Karl, J.: „BioWasteStirling" – Verstromung von biogenen Reststoffen mit einem wirbelschichtgefeuerten Stirlingmotor. Eröffnung „Haus der Energiezukunft", Wunsiedel, 05.02.2018.

Schneider, T.; Müller, D.; Karl, J.: „BioWasteStirling" – Projektvorstellung neuer Projekte aus dem Forschungsprogramm. 7. Statuskonferenz „Energetische Biomassenutzung", Leipzig, 20.-21.11.2019.

C.2.3 Artikel in Konferenzbänden

Schneider, T.; Müller, D.; Karl, J.: Biomass conversion with a fluidized bed-fired Stirling engine in a micro-scale CHP plant. In: 26th European Biomass Conference and Exhibition Proceedings (14.-18.05.2018), pp. 630-634.

C.2.4 Bachelor- und Masterarbeiten

Wondra, C.: Untersuchung des Langzeitbetriebsverhaltens eines wirbelschichtgefeuerten Stirlingmotors als Mikro-KWK-Anlage, Masterarbeit, 2020

Chhim, S.: Untersuchung der Eigenschaften von Ilmenit als Oxygen Carrier für die Nutzung in stationären Wirbelschichtfeuerungen, Masterarbeit, 2020

Proxa, A.: Aufbau und Inbetriebnahme eines Horizontalzyklonprüfstandes zur experimentellen Untersuchung des Partikelabscheideverhaltens, Bachelorarbeit, 2020

Moffitt, J.: Aufbau und Inbetriebnahme einer µ-KWK-Pilotanlage in Feldtestumgebung, Masterarbeit, 2020

Ruf. F.: Charakterisierung einer Wirbelschichtfeuerung mit integriertem Stirlingmotor, Masterarbeit, 2019

Bauer, P.: Aufbau und Inbetriebnahme einer Wirbelschichtfeuerung mit integriertem Stirlingmotor, Masterarbeit, 2018

C.3 Veröffentlichungen Technologie- und Förderzentrum Straubing

Feuerungsprüfstand für den Atlas Copco Kompressor. Neuigkeiten der Beutlhauser Gruppe, 08. Dezember 2020

C.4 Weitere projektpartnerübergreifende Veröffentlichungen

C.4.1 Artikel in weiteren thematischen Fachzeitschriften

Pellets für den Stirlingmotor. VDI Nachrichten, Nr. 30/31, 26.07.2019

Neuartige Mikro-KWK-Pilotanlage mit erfolgreichem Labor-Langzeitversuch: Robust, Sauber, ausdauernd. In: BWK, Band 71, Nr. 7/8, 2019

FAU geht mit „BioWasteStirling" in Feldtest". In: Energie aus Pflanzen, Nr. 4, 2019

Kleinverstromungsanlage im Feldtest. In: Holz-Zentralblatt, 26.07.2019.

Projekt BioWasteStirling: Feldtest der Pilotanlage startet. In: Neue Energie, 26, 2019.

C.5 Literaturverweise

[1] Höftberger E. Biomass-CHP: Technologies, Market and Developments. Eur. Pellet Conf. 2017, Wels: 2017.

[2] Bräkow D, Burkhardt G, Kuffer G, Mäkinen M. Feste Rückstände von Holzvergasungs-KWK-Anlagen – Spezifikation , Probleme , Wertungen , Handlungsbedarf. DGMK-Fachbereichstagung Konversion von Biomassen und Kohlen, Rotenburg a.d. Fulda: 2016.

[3] Tchanche BF, Papadakis G, Lambrinos G, Frangoudakis A. Fluid selection for a low-temperature solar organic Rankine cycle. Appl Therm Eng 2009;29:2468–76. https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2008.12.025.

[4] Schuster A, Karellas S, Kakaras E, Spliethoff H. Energetic and economic investigation of Organic Rankine Cycle applications. Appl Therm Eng 2009;29:1809–17. https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2008.08.016.

[5] Biedermann F, Carlsen H, Obernberger I, Schoch M. Small-Scale CHP Plant Based on a 75 kWel Hermetic Eight Cylinder Stirling Engine for Biomass Fuels — Development , Technology and Operating Experiences. 2nd World Conf. Exhib. Biomass Energy, Ind. Clim. Prot., Rome, Italy: 2004, p. 1722–5.

[6] Marinitsch G, Biedermann F, Carlsen H, Bovin JK, Schöch M. Development of a hot gas heat exchanger and a cleaning system for a 35kWel hermetic four cylinder Stirling engine for solid biomass fuels. Int. Stirling Engine Conf., 2005.

[7] Jensen N, Werling J, Carlsen H, Henriksen UB. CHP from updraft gasifier and Stirling engine. 12th Eur. Biomass Conf., 2002, p. 726–9.

[8] Jagd L. Biomasse KWK auf Basis eines Stirling Motors in Kombination mit einem Gegenstrom-Vergaser. 4. Dtsch. Stirling Kongress mit Stirling-Mikro-KWK, Stuttgart: 2012, p. 1–25.

[9] Schneider T, Müller D, Karl J. A review of thermochemical biomass conversion combined with Stirling engines for the small-scale cogeneration of heat and power. Renew Sustain Energy Rev 2020;134. https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110288.

[10] Carlsen H. 10kW Hermetic Stirling Engine for Stationary Applications. 6th Int. Stirling Engine Conf., Eindhoven, Holland: 1993, p. 401–6.

[11] Carlsen H. Operating experience with a 10 kW hermetic Stirling engine. 29th Intersoc. Energy Convers. Eng. Conf., Monterey CA, USA: 1994. https://doi.org/10.2514/6.1994-3802.

[12] Carlsen H, Obernberger I, Schöch M, Hansen F, Rainer H, Toropov V. Small-scale CHP Plant based on a Hermetic Four Cylinder Stirling engine for Biomass Fuels, Final publishable report of the EU project No. NNE5-1991-00097 2003.

[13] Carlsen H, Bovin JK, Werling J, Jensen N, Kittelmann JF. Results from tests of a Stirling engine and wood chips gasifier plant. 6th Eur. Stirling Forum 2002, Osnabrück, Germany: ECOS; 2002.

[14] Jagd L. Biomass Fueled Stirling Engine CHP Installations by Stirling DK. 3. Dtsch. Stirling-Kongress, Stuttgart: 2010.

[15] Biedermann F, Carlsen H, Schöch M, Obernberger I. Operating experiences with a

small-scale CHP pilot plant based on a 35 kWel hermetic four cylinder Stirling engine for biomass fuels. 11th Int. Stirling Engine Conf., Rome: 2003.
[16] Hülscher M. Eine Anlagenkombination aus Biomassevergaser und Stirlingmotor – Anlagendesign und Auslegung für den Dauerbetrieb. 19. Symp. "Bioenergie - Festbrennstoffe," Bad Staffelstein: Ostbayerisches Technologie-Transfer-Institut e.V. (OTTI); 2010, p. 82–7.
[17] Hülscher M. Die Anlagenkombination Biomassevergaser und Stirlingmotor – Betriebsverhalten und praktische Erfahrungen. 20. Symp. "Bioenergie - Festbrennstoffe," Bad Staffelstein: Ostbayerisches Technologie-Transfer-Institut e.V. (OTTI); 2011.
[18] Qalovis GmbH. Technical Information Qalovis Q-PowerGen System n.d.:4.
[19] Shrieves J. Qalovis Energy Introduction and FleXgen Overview. 2010.
[20] Hegele D. Einbindung von Stirling-Motoren in Stückholz- und Pelletskessel. 3. Dtsch. Stirling-Kongress, Stuttgart: 2010.
[21] Hegele D. Einbindung von Stirling-Motoren in Stückholz- und Pelletskessel - Wärme und Strom aus Biomasse. 9. Bundesweite Fachtagung Versorgungstechnik, 2011.
[22] Kammerich B. Abschlussbericht: Felderprobung eines neu entwickelten Stirling-Motors in Kombination mit einer Klein-Feuerungsanlage. Dortmund: 2008.
[23] Stanzel KW. Stromerzeugung im Einfamilienhaus - Strom und Wärme zu Hause selbst aus Holzpellets erzeugen 2006.
[24] Stanzel K. Jedem sein Kraftwerk - Das 1kWe spm-Modul im Feldtest. 2. Dtsch. Stirling-Kongress, Stuttgart: 2008.
[25] Stanzel K, Ptak G. EP 1 455 117 B1 - Stirling engine and combustion plant, 2004.
[26] STIP Stirling Institut Potsdam gemeinnützige GmbH. Geräteübersicht 2012 - Mikro-KWK auf Basis von Stirlingmotoren 2012:4.
[27] Pargfrieder R. ÖkoFEN_e - Strom und Wärme aus Pellets. Stirling-Forum 2016, Garching: 2016.
[28] ÖkoFEN. The electricity generating pellet heating 2019. http://www.okofen-e.com/en/pellematic_smart_e/ (accessed April 23, 2019).
[29] Aoun B, Thiers S, Peuportier B. Experimental Characterization of a Micro-CHP unit based on a Stirling Engine, fueled by Wood Pellets. 14th Int. Stirling Engine Conf., Groningen: 2009.
[30] Baugemeinschaft Deicheleweier GbR. Abschlussbericht Holzpellet-BHKW in einem Mehrfamilienhaus in Freiburg, Projektnummer 2007-07. Freiburg: 2011.
[31] Gimsa A. US 7 891 184 B2 - 4-cycle Stirling Machine with two double-piston units, 2011. https://doi.org/10.1038/incomms1464.
[32] Gimsa A. Der Motor mit 4 Zyklen und kein SIEMENS , eine vielversprechende Maschine. CEP - Clean Energy Passiv. 25.-27.02.2010, Stuttgart: 2010.
[33] Gimsa A. EP 1 917 434 B1 - 4-cycle Stirling engine with two double piston units, 2009.
[34] Höftberger E, Schnetzinger R, Aigenbauer S, Mair C. Betriebserfahrungen mit einem Pellet betriebenen 5 kWel Stirling. Stirling-Forum 2016, Garching: 2016.
[35] Cardozo E, Erlich C, Malmquist A, Alejo L. Integration of a wood pellet burner and a

Stirling engine to produce residential heat and power. Appl Therm Eng 2014;73:671–80. https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2014.08.024.

[36] Genoastirling. Guidelines for furnace installation 2017. https://genoastirling.com/eng/guideline-furnace-installation.php (accessed April 25, 2019).

[37] Robert Bosch GmbH. Schlussbericht Mikro-Kraft-Wärme-Kopplungsmodul bestehend aus schadstoffarmem Pelletbrenner und wartungsfreiem Freikolben-Stirlingmotor für Haushaltsanwendungen (Pellet-µKWK). Schwieberdingen: 2012.

[38] MomoseMD. Japan's first mass-produced Stirling engine n.d.:3.

[39] Saito T, Kusu K, Momose Y, Hamaguchi K. A small-scale co-generation system fueled by wood pellets. 16th Int. Stirling Engine Conf., Bilbao: 2014, p. 513–20.

[40] Tukada M, Irago Y, Saito T, Yokokura S, Hamaguchi K. A study of wood pellet combustor for Stirling engine. Proc. Symp. Stirlling Cycle, vol. 2009.12, 2009, p. 29–30. https://doi.org/10.1299/jsmessc.2009.12.29.

[41] Werther J, Saenger M, Hartge EU, Ogada T, Siagi Z. Combustion of agricultural residues. Prog Energy Combust Sci 2000;26:1–27. https://doi.org/10.1016/S0360-1285(99)00005-2.

[42] Winter F, Szentannai P. Brennstoffmix in Wirbelschichtfeuerungen : Status und Entwicklungstendenzen 2009:1–13.

[43] Obernberger I. Decentralized Biomass Combustion Stateof the art and future development. Biomass and Bioenergy 1998;14:33–56.

[44] Topal H, Atimtay AT, Durmaz A. Olive cake combustion in a circulating fluidized bed. Fuel 2003;82:1049–56. https://doi.org/10.1016/S0016-2361(02)00404-0.

[45] Madhiyanon T, Sathitruangsak P, Soponronnarit S. Co-firing characteristics of rice husk and coal in a cyclonic fluidized-bed combustor (??-FBC) under controlled bed temperatures. Fuel 2011;90:2103–12. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2011.02.019.

[46] Madhiyanon T, Sathitruangsak P, Sungworagarn S, Fukuda S, Tia S. Ash and deposit characteristics from oil-palm empty-fruit-bunch (EFB) firing with kaolin additive in a pilot-scale grate-fired combustor. Fuel Process Technol 2013;115:182–91. https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2013.05.018.

[47] Ergudenler A, Ghaly AE. Agglomeration of alumina sand in a fluidized bed straw gasifier at elevated temperatures. Bioresour Technol 1993;43:259–68. https://doi.org/10.1016/0960-8524(93)90039-E.

[48] Anthony EJ. Fluidized bed combustion of alternative solid fuels; status, successes and problems of the technology. Prog Energy Combust Sci 1995;21:239–68. https://doi.org/10.1016/0360-1285(95)00005-3.

[49] Scranton J. Fluidized bed combustion with heat engine. US 6796122 B2, 2004.

[50] Lauber H-P. Leistungssteigerung und Optimierung eines biomassebefeuerten Stirlingmotors. TU München, 2005.

[51] Miccio F. On the integration between fluidized bed and Stirling engine for micro-generation. Appl Therm Eng 2013;52:46–53. https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2012.11.004.

[52] Marra FS, Miccio F, Solimene R, Urciuolo M, Chirone R, Continillo G, et al. Setup of

an integrated Stirling Engine - Fluidized Bed (SE-FB) experimental system. 16th Int Stirling Engine Conf 2014.

[53] Lombardi S, Bizon K, Marra FS, Continillo G. Effect of Coupling Parameters on the Performance of Fluidized Bed Combustor-Stirling Engine for a Micro CHP System. Energy Procedia 2015;75:834–9. https://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.07.149.

[54] Schneider T, Müller D. Kleinskalige KWK mit einem wirbelschichtgefeuerten Stirlingmotor zur Verstromung von biogenen Reststoffen. Eur. Pelletskonferenz 26.-27. Febr., Wels, Austria: 2019.

[55] Müller D, Karl J. Biomass CHP with micro-fluidized bed combustion. 21st Eur. Biomass Conf. Exhib., 2013, p. 147–50.

[56] Müller D, Plankenbühler T, Karl J, Mueller D, Plankenbühler T, Karl J. Small-scale CHP with Stirling Engines based on fluidized-bed combustion of biomass. 17th Int. Stirling Conf., Newcastle: 2016.

[57] Müller D. Kleinskalige Wirbelschichtfeuerungen zur Kraft-Wärme-Kopplung mit Stirlingmotoren. Nürnberg: Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg; 2018.

[58] Reitmeier A. Feuerungsprüfstand für den Atlas Copco Kompressor. 08122020 n.d.

[59] Schneider T, Müller D, Karl J. Biomass conversion with a fluidized bed-fired stirling engine in a micro-scale chp plant. 26th Eur. Biomass Conf. Exhib. Proc., 2018, p. 630–4.

[60] Schneider T, Ruf F, Müller D, Karl J. Performance of a fluidized bed-fired Stirling engine as micro-scale combined heat and power system on wood pellets. Appl Therm Eng 2021;189. https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2021.116712.

[61] TNO Biobased and Circular Technologies. Phyllis2, database for (treated) biomass, algae, feedstocks for biogas production and biochar 2020. https://phyllis.nl/.

[62] ISO 21404:2020 - Determination of ash melting behaviour 2020.

[63] Plankenbühler T, Müller D, Karl J. Abschlussbericht: "FuelBand" -Erweiterung des Brennstoffbandes moderner Biomassefeuerungen (FKZ: 03KB069). Nürnberg: 2016.

[64] Mack R. Schwierige Pelletbrennstoffe für Kleinfeuerungsanlagen - Verbrennungstechnische Optimierung durch Additivierung und Mischung. Straubing: 2018.

[65] Bouillard JX, Lyczkowski RW. On the erosion of heat exchanger tube banks in fluidized-bed combustors. Powder Technol 1991;68:37–51. https://doi.org/10.1016/0032-5910(91)80062-N.

[66] Rong D, Mikami T, Horio M. Particle and bubble movements around tubes immersed in fluidized beds - a numerical study. Chem Eng Sci 1999;54:5737–54. https://doi.org/10.1016/S0009-2509(99)00090-1.

[67] Singh T, Sundararajan G. The erosion behavior of 304 stainless steel at elevated temperatures. Metall Trans A 1990;21:3187–99. https://doi.org/10.1007/BF02647314.

[68] Levy AV, Wang BQ, Geng GQ. Erosion-corrosion of carbon steel by particles in circulating fluidized bed combustors. Mater Sci Eng A 1989;120–121:603–9. https://doi.org/10.1016/0921-5093(89)90821-6.

[69] Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. Leitfaden feste Biobrennstoffe. 2014.

[70] Wiechmann B, Dienemann C, Kabbe C, Brandt S, Vogel I, Roskosch A. Klärschlammentsorgung in der Bunderepublik Deutschland. 2013.
[71] Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz. Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen 1. BImSchV) 2010.
[72] Energieinstitut der Wirtschaft GmbH. Effiziente Tischlerei. 2014.
[73] Statistisches Bundesamt. Produzierendes Gewerbe: Unternehmen, tätige Personen und Umsatz im Handwerk - Jahresergebnisse (Berichtsjahr 2018). 2020.
[74] Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. Handbuch Bioenergie-Kleinanlagen. 2013.
[75] Containerdienst-regional.de. Preise für Container, um Holz, Altholz zu entsorgen n.d. https://www.containerdienst-regional.de/container-containerdienst-holz-altholz-entsorgen.html (accessed March 3, 2021).
[76] KAVG. No Entsorgungspreise Pohlsche Heide (Stand 01.01.2021) n.d. https://www.kavg-ml.de/entsorgungspreise-pohlsche-heide/ (accessed March 3, 2021).
[77] KOPP Umwelt. Preisliste für Anlieferung von Abfällen und Wertstoffen n.d. https://kopp-umwelt.de/recyclen-entsorgen/preisliste/ (accessed March 3, 2021).
[78] Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. Biertreber - Futterwert, Konservierung und erfolgreicher Einsatz beim Wiederkäuer. 2008.
[79] Kaltschmitt M, Hartmann H, Hofbauer H, editors. Energie aus Biomasse. Springer Verlag; 2016. https://doi.org/10.1007/978-3-8348-9327-7_9.
[80] Technische Universität München Lehrstuhl für Rohstoff- und Energietechnologie. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben Optimierte energetische Nutzung eines nassen Abfalls (Biertreber) durch Kombination biologischer, mechanis cher und thermischer Verfahren (FKZ-Nr.: 03KB038). 2012.
[81] Thrän D, Pfeiffer D. Effizient , Neue Konzepte für die Nutzung von. Leipzig: 2013.
[82] Fritsche et al. Stoffstromanalyse zur nachhaltigen energetischen Nutzung von Biomasse. 2004.
[83] Bundesministerium für Umwelt Naturschutz und nukleare Sicherheit. Entsorgungswege von Klärschlamm aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen 2017. 2018 n.d. https://www.bmu.de/themen/wasser-abfall-boden/abfallwirtschaft/statistiken/klaerschlamm/entsorgung-und-verwertung-von-klaerschlamm-infografik/ (accessed March 5, 2021).
[84] Fehrenbach et al. BioRest: Verfügbarkeit und Nutzungsoptionen biogener Abfall- und Reststoffe im Energiesystem - Abschlussbericht. 2018.
[85] Verordnung über die Verwertung von Klärschlamm , Klärschlammgemisch und Klärschlammkompost (Klärschlammverordnung - AbfKlärV). 2017.
[86] Bayerisches Landesamt für Umwelt. Klärschlamm - Entsorgungsituation 2020. https://www.lfu.bayern.de/abfall/klaerschlamm/index.htm (accessed March 5, 2021).
[87] Roskosch A, Heidecke P. Klärschlammentsorgung in der Bunderepublik Deutschland. Dessau-Roßlau: 2018.
[88] DBFZ. Aufkommen verschiedener landwirtschaftlicher Reststoffarten im Zeitraum

von 1999 bis 2007. Statista n.d. https://de.statista.com/statistik/daten/studie/207175/umfrage/aufkommen-verschiedener-landwirtschaftlicher-reststoffarten/ (accessed March 5, 2020).
[89] Münch J. Nachhaltig nutzbares Getreidestroh in Deutschland. Heidelberg: 2008.
[90] Fachangentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. Marktanalyse Nachwachsende Rohstoffe. 2014.
[91] Thrän D. Stand der europaweiten energetischen Nutzung von Halmgütern. 2. Int. Fachtagung Strohenergie, Berlin, Germany: 2012.
[92] Badischer Landwirtschafts-Verlag GmbH. Strohverkauf bringt Geld und kostet Nährstoffe. Badische Bauernzeitung 2018. https://www.badische-bauern-zeitung.de/strohverkauf-bringt-geld-und-kostet-naehrstoffe (accessed March 5, 2021).
[93] Statistisches Bundesamt. Landwirtschaftliche Betriebe - Betriebsgrößenstrukturlandwirtschaftlicher Betriebe nach Bundesländern. Destatis n.d. https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Landwirtschaftliche-Betriebe/Tabellen/betriebsgroessenstruktur-landwirtschaftliche-betriebe.html (accessed March 5, 2021).
[94] Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz. Berechnung der CO2-Äquivalent-Emissionen 2018. https://www.umweltpakt.bayern.de/energie_klima/fachwissen/217/berechnung-co2-emissionen (accessed March 9, 2021).
[95] Thrän D, Pfeiffer D. Methodenhandbuch - Stoffstromorientierte Bilanzierung der Klimagaseffekte. 2013.
[96] Agentur für Erneuerbare Energien. Potenzialatlas - Bioenergie in den Bundesländern. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.; 2013.