

Mitverbrennung von Biobrennstoffen in zirkulierenden Wirbelschichtfeuerungen

Verfahrenstechnik · Umweltschutz · Wirtschaftlichkeit

Dipl.-Ing. (FH) Christoph Ipsen
Dissertation zur Erlangung des Grades
Doktor der Wirtschaftswissenschaften (Dr. rer. pol.)

Zentrum für nachhaltige Energiesysteme
an der Europa-Universität Flensburg

Flensburg, Oktober 2016

Betreuer

Prof. Dr. Olav Hohmeyer
Europa-Universität Flensburg
Zentrum für nachhaltige Energiesysteme (ZNES)

Prof. Dr.-Ing. Jürgen Teifke
Hochschule Flensburg
Institut für Verfahrenstechnik

„Curiosity is the essence of the scientific mind.“
(Watterson, 1993)

Eidesstattliche Versicherung

Ich erkläre hiermit an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig und ohne Hilfsmittel angefertigt habe; die aus fremden Quellen (einschließlich elektronischer Quellen, dem Internet und mündlicher Kommunikation) direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind ausnahmslos unter genauer Quellenangabe als solche kenntlich gemacht. Insbesondere habe ich nicht die Hilfe sogenannter Promotionsberaterinnen/Promotionsberater in Anspruch genommen. Dritte haben von mir weder unmittelbar noch mittelbar Geld oder geldwerte Leistungen für Arbeiten erhalten, die im Zusammenhang mit dem Inhalt der vorgelegten Dissertation stehen. Die Arbeit wurde bisher weder im Inland noch im Ausland in gleicher oder ähnlicher Form einer anderen Prüfungsbehörde vorgelegt.

Vorwort

Die vorliegende Arbeit ist im Rahmen meiner nebenberuflichen Promotion an der Universität Flensburg zwischen den Jahren 2010 und 2016 entstanden. Wäre mir im Vorwege bewusst gewesen, mit welchem Aufwand die Ausarbeitung einer Dissertation neben der beruflichen Tätigkeit verbunden ist und wie viel Durchhaltevermögen dieses Vorhaben von einem abverlangt – ich hätte mir diesen Schritt zweimal überlegt. Trotz alledem war die Entscheidung zu promovieren für mich richtig.

Den Weg zur Dissertation kann man nicht alleine beschreiten. Neben dem eigenen Tatendrang ist eine ganz wichtige Voraussetzung zum Erfolg die Unterstützung aus dem sozialen Umfeld. An dieser Stelle möchte ich mich bei allen bedanken, die mich über die lange Zeit begleitet haben und ohne die diese Arbeit nicht entstanden wäre.

Herzlichen Dank an meinen Doktorvater Prof. Dr. Olav Hohmeyer, der mich mit offenen Armen in den Kreis seiner Doktoranden aufgenommen, mir in konstruktiven Gespräche nützliche Anregungen zur inhaltlichen Gestaltung dieser Arbeit gegeben und für seine Promovenden immer ein offenes Ohr hat. Herrn Prof. Dr.-Ing. Jürgen Teifke bin ich zum Dank verpflichtet, da er in mir den Gedanken geweckt hat, nach dem erfolgreich abgeschlossenen Maschinenbaustudium eine Promotion anzustreben. Als Gutachter hat er mir viele hilfreiche Ratschläge und wertvolle Hinweise gegeben und somit maßgeblich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen.

Ich danke Dirk Roschek, der mich an das Thema der Wirbelschichtfeuerungen herangeführt hat und mit dem ich viele interessante Diskussionen über den Betrieb von Feuerungsanlagen geführt habe. Darüber hinaus danke ich Ihm, dass er mir so viel Vertrauen entgegengebracht hat, um verfahrenstechnische Optimierungsmaßnahmen an den Wirbelschichtfeuerungen der Stadtwerke Flensburg durchführen zu können. Mein Dank gilt auch Matthias Trost, der mich an seinem Erfahrungsschatz aus über 30 Jahren Betrieb von Wirbelschichtfeuerungen guthaben ließ, wodurch ich zahlreiche neue Impulse für diese Arbeit erhalten habe.

Ebenso wichtig wie die fachliche Unterstützung war mir der Rückhalt aus meinem persönlichen Umfeld. Ich danke Ingard Ipsen und Helge Nickel für ihre Ermutigung und die große Hilfe beim Korrekturlesen. Mein besonderer Dank gilt Susann Schrader, die mir mit ihrer tatkräftigen Unterstützung, ihrer schier unerschöpflichen Geduld, ihrem menschlichen Beistand und ihrer aufrichtigen Liebe auch in schweren Zeiten getreu zur Seite stand.

Ich widme diese Arbeit meinen Eltern, denen ich so vieles zu verdanken habe.

Christoph Ipsen

Flensburg, im Oktober 2016

Inhaltsverzeichnis

<i>Nomenklatur</i>	XV
<i>Zusammenfassung</i>	XXI
<i>Abstract</i>	XXII

1	Einleitung	1
1.1	Wissenschaftlicher Hintergrund	1
1.2	Einordnung der Arbeit.....	2
1.3	Stand der Forschung	4
1.4	Zielsetzung, Eingrenzung und Hypothese.....	7
1.5	Methodik	8
2	Grundlagen	9
2.1	Zirkulierende Wirbelschichtfeuerungen.....	9
2.1.1	Entwicklungsgeschichte	9
2.1.2	Einordnung nach dem Strömungszustand	9
2.1.3	Ascheumlauf.....	12
2.1.4	Verbrennung und Wärmeübertragung.....	14
2.2	Rauchgasseitige Schädigung von Dampferzeugern	15
2.2.1	Verschmutzung.....	15
2.2.2	Verschlackung	15
2.2.3	Hochtemperatur-Chlorkorrosion	16
2.2.4	Agglomeration des Umlaufmaterials.....	17
2.2.5	Schädigung der feuerfesten Auskleidung.....	18
2.2.6	Zusammenfassung	19
2.3	Luftschadstoff-Emissionen.....	19
2.3.1	Stäube und Aerosole.....	20
2.3.2	Kohlendioxid	20
2.3.3	Kohlenmonoxid	21
2.3.4	Stickoxide.....	22
2.3.5	Schwefeloxide	24
2.3.6	Halogenwasserstoffe	25
2.3.7	Dioxine und Furane	26
2.3.8	Gesetzliche Anforderungen an den anlagenbezogenen Immissionsschutz	26
2.4	Emissionsmindernde Maßnahmen	28
2.4.1	Trockenadditivverfahren	29
2.4.2	Entstaubung	33
2.4.3	Trockensorption.....	35
2.5	Brennstoffeigenschaften.....	37
2.5.1	Immediatanalyse.....	40
2.5.2	Elementaranalyse.....	44
2.5.3	Ascheschmelzverhalten	46
2.5.4	Schütt- und Energiedichte	49
2.6	Erzeugung und Nutzung von Biobrennstoffen.....	50
2.6.1	Methoden der nachhaltigen Forst- und Landwirtschaft	50
2.6.2	Technisches Potenzial biogener Festbrennstoffe	52

2.7	Bereitstellung von Energieträgern.....	54
2.7.1	Bedarfsermittlung	54
2.7.2	Aufbereitung, Transport und Lagerung.....	55
2.7.3	Emissionen in der Vorkette zur Bereitstellung von Energieträgern.....	58
2.8	Marktpreisentwicklungen.....	60
2.8.1	Brennstoffe	60
2.8.2	Emissionszertifikate	62
2.8.3	Elektrischer Strom.....	63
2.9	Anreize zur Mitverbrennung in Deutschland	64
3	Beschreibung des physikalisch-mathematischen Modells	65
3.1	Struktur.....	65
3.2	Brennstoffgemisch.....	66
3.2.1	Brennstoff-Massenstrom	66
3.2.2	Heizwert	66
3.2.3	Brennstoffzusammensetzung.....	66
3.2.4	Massenanteil des Kohlenstoffes biogenen Ursprunges	68
3.3	Verbrennungsrechnung und Berechnung der Schadstoffeinbindung.....	68
3.3.1	Elementare Reaktionsabläufe bei unvollständiger Verbrennung	68
3.3.2	Berechnungen der Schadstoffeinbindung im Trockenadditivverfahren.....	69
3.3.3	Mindestsauerstoffbedarf	73
3.3.4	Luftbedarf.....	74
3.3.5	Zusammensetzung und Volumen des Rohgases	76
3.3.6	Zusammensetzung der Flug- und Grobasche	78
3.4	Rauchgasreinigung	78
3.4.1	Absorption mit Natriumhydrogencarbonat	79
3.4.2	Zusammensetzung und Volumen des Reingases.....	79
3.4.3	Zusammensetzung der Gewebefilterasche	81
3.5	Massenbilanz	81
3.5.1	Eingehende Massenströme	82
3.5.2	Ausgehende Massenströme	82
3.6	Energiebilanz.....	83
3.6.1	Eingehende Energieströme.....	84
3.6.2	Ausgehende Energieströme	84
3.7	Wirkungsgrade	88
3.7.1	Feuerungswirkungsgrad	88
3.7.2	Dampferzeugerwirkungsgrad	88
3.7.3	Elektrischer Wirkungsgrad.....	89
3.7.4	Thermischer Wirkungsgrad.....	89
3.7.5	Gesamtwirkungsgrad.....	89
3.8	Verfahrenstechnische Kennzahlen	89
3.8.1	Adiabate Verbrennungstemperatur.....	89
3.8.2	Mittlere Geschwindigkeit der Verbrennungsgase im Brennraum	90
3.8.3	Mittlere Verweilzeit der Verbrennungsgase im Brennraum	90
3.8.4	Alkali-Index.....	91
3.8.5	Molares Schwefel-Chlor-Verhältnis.....	91
3.9	Schadstoffkonzentrationen im Abgas.....	91
3.9.1	Gesamtstaub	92

3.9.2	Gasförmige Emissionen	92
3.9.3	Schwefelabscheidegrad	92
3.9.4	Umrechnung auf den Bezugssauerstoffgehalt	92
3.10	Zuteilungsmethode für Emissions- und Kostenbeiträge	93
3.11	Absolute Emissionen	94
3.12	Spezifische äquivalente Kohlendioxid-Emissionen	94
4	Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen	97
4.1	Rahmenbedingungen	97
4.1.1	Kraftwerksstandort Flensburg	97
4.1.2	Beschreibung der Szenarien	99
4.1.3	Definition der Abbruchkriterien	100
4.2	Verfahrenstechnische Auswirkungen	100
4.2.1	Massenbilanz	101
4.2.2	Verfahrenstechnische Kennzahlen	116
4.2.3	Energiebilanz	122
4.2.4	Zusammenfassung verfahrenstechnischer Auswirkungen	129
4.3	Ökologische Auswirkungen	130
4.3.1	Luftschadstoffe	130
4.3.2	Treibhausgase	138
4.3.3	Zusammenfassung ökologischer Auswirkungen	140
4.4	Verfahrenstechnische und ökologische Grenzen der Mitverbrennung	141
4.5	Ökonomische Auswirkungen	141
4.5.1	Beschreibung der Szenarien	141
4.5.2	Zusammenstellung der Kostenansätze	142
4.5.3	Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung	146
4.5.4	Möglichkeiten zur Internalisierung von Umweltkosten	164
4.5.5	Zusammenfassung ökonomischer Auswirkungen	165
5	Verifizierung der Hypothese	167
5.1	Technische Realisierbarkeit	167
5.2	Ökologische Vorteilhaftigkeit	168
5.3	Ökonomische Vertretbarkeit	168
6	Perspektive und Forschungsbedarf	171
6.1	Verfahrenstechnische Aspekte	171
6.2	Ökologische Aspekte	172
6.3	Ökonomische Aspekte	172
	<i>Literaturverzeichnis</i>	<i>173</i>
	<i>Rechtsquellenverzeichnis</i>	<i>193</i>
	<i>Abbildungsverzeichnis</i>	<i>197</i>
	<i>Tabellenverzeichnis</i>	<i>205</i>

Inhaltsverzeichnis

<i>Anhang A</i>	<i>Allgemeine Brennstoffanalysen</i>	<i>209</i>
<i>Anhang B</i>	<i>Allgemeine Rahmenbedingungen des physikalisch-mathematischen Modells</i>	<i>213</i>
<i>Anhang C</i>	<i>Spezielle Rahmenbedingungen der Szenarien.....</i>	<i>217</i>
<i>Anhang D</i>	<i>Wirtschaftlichkeitsbetrachtung.....</i>	<i>221</i>

Nomenklatur

Allgemeine Abkürzungen

AKh	Arbeitskraftstunde
BImSchV	Bundes-Immissionsschutzverordnung
EBS	Ersatzbrennstoff
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EEX	European Energy Exchange
FBK	Fließbettkühler
FWL	Feuerungswärmeleistung
g	von engl. ‚gaseous‘ gasförmig
GEMIS	Globales Emissions-Modell integrierter Systeme
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung
KWKG	Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz
NWG	Nachweisgrenze
PAK	polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PC	Polycarbonat
PCDD	polychlorierte Dibenzodioxine
PCDF	polychlorierte Dibenzofurane
PE	Polyethylen
PM	von engl. ‚particulate matter‘ Staub
PP	Polypropylen
ppm	von engl. ‚parts per million‘ Teile pro Million
PVC	Polyvinylchlorid
REA	Rauchgasentschwefelungsanlage
roh	im Rohzustand
s	von engl. ‚solid‘ fest
SAG	Schwefelabscheidegrad
SCR	selektive katalytische Reduktion
SKE	Steinkohleeinheit (Umrechnungsfaktor: 1 t SKE = 8,1472 MWh)
SNCR	selektive nichtkatalytische Reduktion
w	Wasser
waf	wasser- und aschefrei
wf	wasserfrei
ZWSF	zirkulierende Wirbelschichtfeuerung

Summenformeln chemischer Verbindungen

Al_2O_3	Aluminiumoxid
$\text{Ca}(\text{OH})_2$	Calciumhydroxid
CaCl_2	Calciumchlorid
CaCO_3	Calciumcarbonat
$\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$	Dolomit (Mineral)
CaF_2	Calciumfluorid
CaO	Calciumoxid
CaSO_4	Calciumsulfat

Nomenklatur

CH ₄	Methan
Cl ₂	Chlor, molekular
CO	Kohlenmonoxid
CO ₂	Kohlendioxid
F ₂	Fluor, molekular
Fe ₂ O ₃	Eisen(III)-oxid
FeCl ₂	Eisen(II)-chlorid
FeCl ₃	Eisen(III)-chlorid
H ₂	Wasserstoff, molekular
H ₂ O	Wasser
H ₂ SO ₄	Schwefelsäure
HCl	Chlorwasserstoff
HCN	Cyanwasserstoff
HF	Fluorwasserstoff
K ₂ O	Kaliumoxid
K ₂ SO ₄	Kaliumsulfat
KCl	Kaliumchlorid
MgCO ₃	Magnesiumcarbonat
MgO	Magnesiumoxid
N ₂	Stickstoff, molekular
N ₂ O	Distickstoffmonoxid (Lachgas)
Na ₂ CO ₃	Natriumcarbonat
Na ₂ O	Natriumoxid
Na ₂ SO ₃	Natriumsulfit
Na ₂ SO ₄	Natriumsulfat
Na ₃ (HCO ₃)(CO ₃)·2H ₂ O	Trona (Mineral)
NaCl	Natriumchlorid
NaF	Natriumfluorid
NaHCO ₃	Natriumhydrogencarbonat
NH ₃	Ammoniak
NO	Stickstoffmonoxid
NO ₂	Stickstoffdioxid
NO _x	Stickoxid
O ₂	Sauerstoff, molekular
P ₂ O ₅	Phosphor(V)-oxid
SiO ₂	Siliciumdioxid
SO ₂	Schwefeldioxid
SO ₃	Schwefeltrioxid
SO _x	Schwefeloxid
TiO ₂	Titandioxid

Indices

0	Bezugszustand; Standardzustand
1	Zustand 1
abs	absorbiert
ad	adiabat
äq	äquivalent

bio	biogen
Br	Brennstoff
D	Dampf(-erzeuger)
E	Einbindung
EGR	elektrostatische Gasreinigung
el	elektrisch
EP	Erweichungspunkt
F	Feuerung
FGA	Flug- und Grobasche
FP	Fließpunkt
g	Gas
ges	gesamt
GF	Gewebefilter
GFA	Gewebefilterasche
Gl	Gleichgewicht
i	Komponente <i>i</i> eines Gemisches
L	Luft
Misch	Mischfeuerung
m	molar
mA	mit Additivzugabe
min	minimal
n	im Normzustand ($T_n = 273,15 \text{ K}$, $p_n = 101,325 \text{ kPa}$)
N	Nennleistung; Nutzwärme
oA	ohne Additivzugabe
p	Partikel
PM	von engl. ‚particulate matter‘ Staub
Ref	Referenz
Rein	Reingas
RG	Rauchgas
Roh	Rohgas
s	Sättigung
SB	Sinterbeginn
SPW	Speisewasser
Szen	Szenario
th	thermisch
tr	Tripelpunkt; trocken
u	Umgebung
W	Wasser
WBK	Wirbelbrennkammer

Lateinische Buchstaben

<i>A</i>	1	Allokationsfaktor
<i>A</i>	1	Anbauflächenbedarf
<i>AI</i>	kg GJ^{-1}	Alkali-Index
a_i	1	Polynomialkoeffizient
<i>Ar</i>	1	Archimedeszahl
b_l	1	Integrationskonstante

Nomenklatur

c	mol m^{-3}	Stoffmengenkonzentration
c_p	$\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$	spezifische isobare Wärmekapazität
\bar{c}_p	$\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$	mittlere isobare spezifische Wärmekapazität
c_w	1	Strömungswiderstandskoeffizient
d	m	Durchmesser
E	kg	absolute Emission
\dot{E}	J s^{-1}	Energiestrom; Exergiestrom
e	kg m^{-3}	spezifische Emission
e	J kg^{-1}	spezifische Exergie
f	1	Faktor zur Berücksichtigung der Anlagenauslastung
f	1	Streckenfaktor
Fr	1	Froudezahl
g	m s^{-2}	Erdbeschleunigung (Normwert: $9,80665 \text{ m s}^{-2}$)
G	kg m^{-3}	Emissionsgrenzwert
h	J kg^{-1}	spezifische Enthalpie
h	m	Höhe
H_o	J kg^{-1}	spezifischer Brennwert
H_u	J kg^{-1}	spezifischer Heizwert
m	kg	Masse
\dot{m}	kg s^{-1}	Massenstrom
M	kg mol^{-1}	molare Masse
N	1	Anzahl der Komponenten eines Gemisches
n	mol	Stoffmenge
p	Pa	Druck
P	W	Leistung
Q	J	Wärme
\dot{Q}	J s^{-1}	Wärmestrom
R	$\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$	universelle Gaskonstante ($8314,472 \text{ J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$)
Re	1	Reynoldszahl
R_s	$\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$	spezifische Gaskonstante
s	$\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$	spezifische Entropie
t	$^{\circ}\text{C}$	Celsius-Temperatur
T	K	thermodynamische Temperatur
v	m s^{-1}	Geschwindigkeit
v	$\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$	spezifisches Volumen
\bar{v}	m s^{-1}	mittlere Geschwindigkeit
V	m^3	Volumen
w	1	gravimetrischer Wassergehalt
W	J	Arbeit
X	1	Wasserbeladung feuchter Luft

Griechische Buchstaben

α	1	Massenanteil des in Kohlenmonoxid umgewandelten Kohlenstoffes
β	1	Massenanteil des unverbrannten Kohlenstoffes
γ	1	Massenanteil des umgewandelten Stickstoffs
$\Delta_{\text{R}}H^0$	J mol ⁻¹	molare Standard-Reaktionsenthalpie
ε	1	Porosität
ε	1	Umsatzgrad einer Reaktion
η	1	Wirkungsgrad
ν	m ² s ⁻¹	kinematische Viskosität
ζ	1	Massenanteil
ρ	kg m ⁻³	Dichte
$\bar{\tau}$	s	mittlere Zeit
φ	1	relative Feuchte
φ	1	Volumenanteil
Ω	1	Omegazahl

Finanzmathematische Buchstaben

a	1	Annuitäten- oder Wiedergewinnungsfaktor
A	€	Ausgaben
E	€	Einnahmen
I	€	Investitionsausgaben
i	1	Zinssatz
K	€	Kapitalwert
K_{B}	€ a ⁻¹	Betriebskosten eines Jahres
K_{ges}	€ a ⁻¹	Gesamtkosten eines Jahres
K_{fix}	€ a ⁻¹	Fixkosten eines Jahres
K_{var}	€ a ⁻¹	variable Kosten eines Jahres
K_{K}	€ a ⁻¹	Kapitalkosten eines Jahres
$k_{\text{CO}_2\text{-Min}}$	€ t ⁻¹	spezifische CO ₂ -Minderungskosten
k_{Kohle}	€ t ⁻¹	spezifischer Steinkohlepreis
$k_{\text{Kohle}}^{\text{Grenz}}$	€ t ⁻¹	spezifischer Grenzpreis von Steinkohle
k_{CO_2}	€ t ⁻¹	spezifischer Preis von Emissionszertifikaten
$k_{\text{CO}_2}^{\text{Grenz}}$	€ t ⁻¹	spezifischer Grenzpreis von Emissionszertifikaten
k_{Biobr}	€ t ⁻¹	spezifischer Biobrennstoffpreis
$k_{\text{Biobr}}^{\text{Grenz}}$	€ t ⁻¹	spezifischer Grenzpreis von Biobrennstoffen
k_{SG}	€ MWh ⁻¹	spezifische Stromgestehungskosten
K_{V}	€ a ⁻¹	Verbrauchskosten eines Jahres
k_{WG}	€ MWh ⁻¹	spezifische Wärmegestehungskosten
m_{Kohle}	t a ⁻¹	jährlicher Steinkohlebedarf
m_{CO_2}	t a ⁻¹	jährlich emittierte Kohlendioxidmenge
m_{Biobr}	t a ⁻¹	Jährlicher Biobrennstoffbedarf
n	1	Anzahl der Perioden
t	1	Periode

Zusammenfassung

Um das Ziel der internationalen Klimapolitik, die globale Erwärmung auf weniger als 2 °C gegenüber dem Niveau vor Beginn der Industrialisierung zu begrenzen, in die Tat umzusetzen, wird für die Industrieländer eine drastische Minderung des Treibhausgas-Ausstoßes gegenüber 1990 um 25 bis 40 % bis 2020 genannt und bis 2050 sogar eine Emissionsminderung um 80 bis 95 % als erforderlich erachtet (SRU, 2008, S. 162). In diesem Zusammenhang wird der energiewirtschaftlichen Nutzung von Biomasse besondere Bedeutung beigemessen. Zweck der Mitverbrennung ist es, durch den Einsatz von Biobrennstoffen fossile Energieträger zu substituieren und somit Netto-Treibhausgas-Emissionen zu reduzieren. Zirkulierende Wirbelschichtfeuerungen (ZWSF) sind aufgrund ihrer hohen Brennstoffflexibilität für die Mitverbrennung besonders geeignet.

In der vorliegenden Arbeit werden die Auswirkungen der Mitverbrennung unter Berücksichtigung verfahrenstechnischer, ökologischer und ökonomischer Aspekte mit dem Schwerpunkt auf bestehenden konventionellen Steinkohlekraftwerken mit Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) untersucht. Zweck dieser Untersuchung ist es festzustellen, ob die Mitverbrennung signifikanter Mengen Biobrennstoffe in Steinkohle gefeuerten ZWSF technisch realisierbar, ökologisch vorteilhaft und ökonomisch vertretbar ist. Im Rahmen dieser Arbeit wurde ein Rechenmodell entwickelt, welches es ermöglicht, Veränderungen infolge der Verdrängung des fossilen Regelbrennstoffes vorherzusagen. Anhand von Mitverbrennungsszenarien, die auf den Ergebnissen der Modellrechnungen beruhen, werden die Folgen einer sukzessiven Steigerung des Mitverbrennungsanteiles dargestellt und erörtert.

Durch die Auswertung von Massen- und Energiebilanzen sowie mithilfe verfahrenstechnischer Kennzahlen konnte der Nachweis erbracht werden, dass eine Substitution des fossilen Regelbrennstoffes Steinkohle durch Biobrennstoffe gravierende Auswirkungen auf den Gesamtprozess hat. Sofern die verfahrenstechnischen Grenzen bestehender Anlagen respektiert und nicht überschritten werden, ist der Einsatz von Biobrennstoffen zur Mitverbrennung technisch realisierbar. Unter der Voraussetzung, dass die eingesetzten Biobrennstoffe unter Einhaltung nachhaltiger Bewirtschaftungsmethoden erzeugt werden, ist die Mitverbrennung aus ökologischer Sicht vorteilhaft. Der Ausstoß von Treibhausgasen und Luftschadstoffen wird dadurch insgesamt deutlich gemindert. Hinsichtlich der ökonomischen Vertretbarkeit besteht zwischen unternehmerischen und gesamtgesellschaftlichen Interessen ein Konflikt. Da für Unternehmen durch die Nutzung von Biobrennstoffen gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle beträchtliche Mehrkosten anfallen, ist unter betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten der Einsatz in Deutschland gegenwärtig nicht vertretbar und wird daher auch kaum praktiziert. Im Gegensatz dazu wäre die Mitverbrennung als umweltpolitische Maßnahme angemessen, da hiermit ein beträchtlicher gesamtgesellschaftlicher Nutzen verbunden ist. Um Unternehmen mehr wirtschaftliche Anreize zum Einsatz von Biobrennstoffen zu bieten, bedarf es staatlicher Lenkungsmaßnahmen zur Internalisierung der anfallenden Umweltkosten.

Als kostengünstigste und gegenüber anderen Arten der regenerativen Energieerzeugung wettbewerbsfähige Brückentechnologie kann die Mitverbrennung in bestehenden Kraftwerken einen wichtigen Beitrag zum kurz- und mittelfristigen Ausbau der Biomassenutzung leisten und somit zur Reduzierung der Netto-CO₂-Emissionen beitragen. In Deutschland sind dringend richtungsweisende Änderungen der energiepolitischen Rahmenbedingungen erforderlich, um den Ausbau der Mitverbrennungskapazitäten voranzutreiben.

Abstract

In order to put the target of the international climate policies to limit the global warming to less than 2 °C compared to the level before industrialization into practice, a drastically reduction of 25 to 40 % of the greenhouse emissions in industrial countries by 2020 compared to 1990 has been mentioned, and it is even considered necessary that the greenhouse emission is reduced by 80 to 95 % by 2050 (SRU, 2008, p. 162). In this context a special importance is attached to the energy-economical use of biomass. The purpose of co-combustion is to substitute fossil fuels for biofuels and thus to reduce net greenhouse emissions. Due to their notable fuel flexibility circulating fluidized bed boilers are particularly suitable for co-combustion.

In the present paper the effects of co-combustion are analyzed under consideration of process technological, ecologic and economic aspects with emphasis on existing conventional coal-fired power plants with combined heat and power generation. The purpose of this analysis is to determine whether co-combustion of significant amounts of biofuel in coal-fired circulating fluidized bed boilers is technically feasible, ecologically beneficial and economically justifiable. In the scope of this study a computer model was developed, which makes it possible to predict changes as a consequence of displacement of the fossil standard fuel. Through co-combustion scenarios based on the results of model calculations the consequences of a gradual increase of the co-combustion share are shown and explained.

Through the evaluation of mass and energy balances and by means of process technical key figures it could be proven that a substitution of the fossil standard fuel hard coal by biofuel has a serious impact on the overall process. Provided that the technical process limits of existing plants are respected and not exceeded, the use of biofuels for co-combustion is technically feasible. Under the precondition that the used biofuels are produced by means of sustainable cultivation methods the co-combustion is beneficial from an ecological point of view. Thereby the emission of greenhouse gases and air pollutants decreases significantly. With regard to the economic justifiability, there is a considerable discrepancy between entrepreneurial and overall societal interests. As the companies' costs are increasing significantly when using biofuels compared to mono-combustion of hard coal, under an economic aspect the use in Germany is presently not justifiable, and therefore it is hardly practiced. In contrast to this co-combustion would be appropriate as environmental measure, as there is a considerable societal benefit connected to it. In order to assign more economical incentive to the companies to use biofuels, governmental regulatory measures for internalization of the arising environmental costs are mandatory.

Being the most cost-effective and compared with other types of regenerative energy generation a competitive bridge technology co-combustion in existing plants can contribute essentially to a short and medium term development of the use of biofuel and thus to the reduction of net CO₂-emissions. In Germany trendsetting modifications of the energy political framework conditions are urgently needed in order to push the development of co-combustion capacities.

1 Einleitung

1.1 Wissenschaftlicher Hintergrund

Seit Beginn der Industrialisierung in der Mitte des 18. Jahrhunderts ist ein kontinuierlicher Anstieg der atmosphärischen Kohlendioxid-Konzentration von vormals 278 ppm auf inzwischen 390,5 ppm zu verzeichnen (vgl. IPCC, 2013a, S. 50). Um das Ziel der internationalen Klimapolitik, die globale Erwärmung auf weniger als zwei Grad Celsius gegenüber dem Niveau vor Beginn der Industrialisierung zu begrenzen, in die Tat umzusetzen, wird für die Industrieländer eine drastische Minderung des Treibhausgas-Ausstoßes gegenüber 1990 um 25 bis 40 % bis 2020 genannt und bis 2050 sogar eine Emissionsminderung um 80 bis 95 % als erforderlich erachtet (SRU, 2008, S. 162). Eine deutliche Reduzierung des Verbrauchs fossiler Energieträger ist daher unerlässlich. Um dieses ambitionierte Ziel zu realisieren, ist ein allseitig entschlossenes und unverzügliches Handeln unabdingbar.

Die Mitgliedstaaten der Europäischen Union haben sich mit der *Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates* dazu verpflichtet, den Ausstoß von Treibhausgasen zu senken und vermehrt Energie aus erneuerbaren Energiequellen zu nutzen. Es wird das Ziel verfolgt, bis zum Jahr 2020 den Anteil regenerativer Energien auf mindestens 20 % des Gesamtenergieverbrauchs auszubauen. Zudem soll die Importabhängigkeit fossiler Brennstoffe verringert werden. Damit gehen Konzepte für mehr Energieeffizienz und -einsparung einher (EG, 2009). Durch eine gezieltere und effektivere Nutzung von Energieträgern können Umweltschäden infolge des Ausstoßes von Treibhausgasen und Luftschadstoffen verringert und begrenzte Ressourcen geschont werden.

Trotz großer gesellschaftlicher und politischer Anstrengungen, den Anteil erneuerbarer Energien weiter auszubauen, werden in Deutschland zur Strom- und Wärmezeugung nach wie vor überwiegend fossile Energieträger eingesetzt. Dem *Bundesministerium für Wirtschaft und Energie* zufolge wurden im Jahr 2014 20,7 % der elektrischen Energie (1030 PJ) und 22,2 % der Fernwärme (110,2 PJ) aus Steinkohle erzeugt (vgl. BMWi, 2016, Tabelle 23 und Tabelle 25).

Die Verbrennung von Biobrennstoffen trägt im Gegensatz zum Einsatz fossiler Energieträger nicht zur Verstärkung des anthropogenen Treibhauseffekts bei, da maximal nur so viel Kohlendioxid emittiert wird, wie die Pflanzen während ihres Wachstums an Kohlenstoff aufgenommen haben (vgl. Kaltschmitt et al., 2009, S. 409). Die Kohlenstoff-Bilanz ist somit ausgeglichen (CO₂-neutral). Aufgrund indirekter Emissionen kann die vollständige CO₂-Neutralität des Gesamtprozesses einschließlich Brennstoffgewinnung, -aufbereitung und -transport in der Regel jedoch nicht erreicht werden (siehe Kap. 2.7.3, S. 58).

Durch die Nutzung klimaneutraler Biobrennstoffe können klimarelevante fossile Energieträger in konventionellen Steinkohlekraftwerken substituiert werden. Die Mitverbrennung von Biobrennstoffen aus Rückständen und Abfällen ist durch die Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen als Technologie zur Reduzierung von Treibhausgas-Emissionen anerkannt (vgl. IEA ETSAP, 2013, S. 4).

Da Biobrennstoffe im Vergleich zu Steinkohle häufig weniger emissionsrelevante Elemente, wie Stickstoff und Schwefel, enthalten, ist davon auszugehen, dass bei deren Verbrennung weniger Luftschadstoffe, wie Stickoxide und Schwefeldioxid, freigesetzt werden. Infolge der Mitverbrennung ist daher eine Umweltentlastung wahrscheinlich (vgl. Spliethoff et al., 2009, S. 597; IEA BCC, 2009b, S. 6; Faaij, 2006a, S. 330).

Dampfkraftwerke zeichnen sich durch eine hohe Flexibilität bei der Strom- und Wärmeerzeugung aus. Im Gegensatz zu einigen Arten der regenerativen Energieerzeugung, die direkt von äußeren Einflüssen wie z. B. der Windstärke oder Solarstrahlung abhängig sind, kann bei thermischen Kraftwerken die Leistung unmittelbar der fluktuierenden Energienachfrage angepasst werden. Daher bietet es sich an, bestehende Kohlekraftwerke zur Mitverbrennung umzurüsten, um die Energieversorgung zu Zeiten geringer Einspeisung aus erneuerbaren Energien zu gewährleisten oder Spitzenlast zu decken.

1.2 Einordnung der Arbeit

In der vorliegenden Arbeit werden die Auswirkungen der Mitverbrennung fester Biobrennstoffe zur Substitution fossiler Energieträger in konventionellen Steinkohlekraftwerken dargestellt und erörtert, um eine Übersicht über die Möglichkeiten und Grenzen der Mitverbrennung zu vermitteln und den weiteren Ausbau der Biomassenutzung zur Deckung der Energienachfrage in Deutschland voranzutreiben. Die Mitverbrennung von Biobrennstoffen in Kohlekraftwerken ist mit Hindernissen verbunden und gilt als technisch anspruchsvoll (vgl. IEA ETSAP, 2013; IEA ETSAP, 2010; IEA BCC, 2009a; Spliethoff et al., 2009). Für den Einsatz von Biobrennstoffen in Staubfeuerungen wird eine gleichbleibende Brennstoffqualität vorausgesetzt. Die Partikelgröße sollte zwischen 10 und 20 mm liegen und der Wassergehalt im Brennstoff nicht 20 Gew.-% (roh) überschreiten (van Loo & Koppejan, 2008, S. 150). Aus diesem Grund ist es erforderlich, die einzusetzende Biomasse durch mechanische Aufbereitungsschritte (u. a. Sortierung, Fremdstoffabscheidung, Zerkleinerung, Siebung, Sichtung, Trocknung, Homogenisierung) zu einem homogenen Biobrennstoff mit definierten Brennstoffeigenschaften zu veredeln. Die Zerkleinerung der organischen Materialien wird durch die faserige Struktur und den oftmals hohen Wassergehalt erschwert (vgl. Spliethoff et al., 2009, S. 583 f.). Um die Transport- und Lagerfähigkeit zu steigern, kann Biomasse in einen höherwertigen Sekundärenergieträger, wie z. B. Pellets, torrefizierte oder karbonisierte Biobrennstoffe, umgewandelt werden (vgl. IEA ETSAP, 2013, S. 6). Jeder weitere Verarbeitungsschritt ist jedoch stets mit zusätzlichen Verarbeitungskosten verbunden.

Nicht alle Feuerungsarten sind gleichermaßen für den Einsatz von Biobrennstoffen geeignet. Um den Aufwand zur Brennstoffaufbereitung so gering wie möglich zu halten, sollte das präferierte Feuerungssystem sowohl zur Verbrennung von Steinkohle als auch zur Mitverbrennung von möglichst naturbelassenen Biobrennstoffen geeignet sein. ZWSF zeichnen sich durch eine hohe Brennstoffflexibilität aus und sind daher auch für den Einsatz „schwieriger“ Brennstoffe (vgl. Abb. 1.1, S. 5) geeignet (vgl. Giglio, 2013). Die Verbrennung erfolgt bei niedriger Temperatur zwischen 850 und 900 °C. Die lange Verweilzeit im Brennraum trägt zu einem hohen Ausbrandgrad des Brennstoffes bei. Die Verbrennung findet ohne offene Flamme statt, weshalb weder lokal noch temporär signifikante Temperaturspitzen auftreten. Die Feuerungsart eignet sich daher auch für den Einsatz „schwieriger“ Brennstoffe mit ungünstigem Ascheschmelzverhalten. Da auf eine weitreichende Zerkleinerung und Trocknung der Brennstoffe verzichtet werden kann, ist der Aufwand zur Brennstoff-

aufbereitung in der Regel gering. Aufgrund der genannten Vorteile eignen sich ZWSF offenbar besonders zur Mitverbrennung von Biobrennstoffen (vgl. IEA CCC, 2013, S. 28 ff.), was im Rahmen dieser Arbeit zu klären ist.

Um fossile Energieträger unverzüglich durch Biobrennstoffe zu substituieren, bietet sich die Umrüstung bestehender konventioneller Kohlekraftwerke zur Mitverbrennung an. Der Einsatz von Biobrennstoffen in bestehenden Anlagen erfordert gegenüber Neuanlagen, die speziell für Biobrennstoffe ausgelegt sind, verhältnismäßig geringe Investitionskosten (vgl. IEA ETSAP, 2013, S. 10). Die vorhandene Anlagentechnik und Infrastruktur muss zwar für gewöhnlich angepasst werden, kann jedoch weitgehend erhalten bleiben. Reinvestitionen in bestehende Kohlekraftwerke zum Umbau bzw. zur Modernisierung bieten sich an, da viele dieser Anlagen bereits vollständig abgeschrieben sind (vgl. Faaij, 2006a, S. 330). Aus klimapolitischen Beweggründen sollten Kraftwerksneubauten nicht mehr für die Verbrennung fossiler Energieträger ausgelegt werden, sondern konsequenterweise den Anforderungen zur Monoverbrennung von Biobrennstoffen genügen. Die Mitverbrennung in bestehenden Kraftwerken könnte als Brückentechnologie bis zur vollständigen Verdrängung fossiler Energieträger einen wichtigen Beitrag zum kurz- und mittelfristigen Ausbau der Biomassenutzung leisten (vgl. PLANETS, 2009, S. 61).

Großfeuerungsanlagen zeichnen sich gegenüber mit Biomasse gefeuerten Kleinanlagen zumeist durch deutlich höhere Wirkungsgrade aus (vgl. IEA ETSAP, 2013, S. 2). Mit zunehmender Anlagengröße nehmen auch die Möglichkeiten zur Rauchgasreinigung zu. Die Verfügbarkeit von Bioenergieträgern im direkten Umfeld eines Kraftwerkes ist häufig einer der limitierenden Faktoren zum Einsatz nachwachsender Rohstoffe. Im Gegensatz zu Steinkohle, die sich aufgrund ihrer Eigenschaften und der vorhandenen Infrastruktur für den Transport über den Seeweg oder die Schiene eignet, werden Biobrennstoffe im Regelfall über die Straße befördert. Da mit zunehmender Entfernung die Transportkosten steigen und die Wirtschaftlichkeit zur Bereitstellung von Biobrennstoffen abnimmt, sind der Größe des Einzugsgebietes zur Beschaffung der Biobrennstoffe Grenzen gesetzt. Vor diesem Hintergrund scheinen für die Mitverbrennung zentrale Großkraftwerke weniger geeignet zu sein als dezentrale Energieerzeugungsanlagen mit geringer bis mittlerer Leistung.

Die Mitverbrennung von Biobrennstoffen bietet sich besonders in dezentralen Kraftwerken an, die aufgrund günstiger Standortvoraussetzungen als Heizkraftwerke betrieben werden können. Bei der Stromerzeugung in konventionellen Dampfkraftwerken fällt Prinzip bedingt ein großer Abwärmestrom an. Aufgrund des niedrigen Temperaturniveaus kann dieser Energiestrom nicht genutzt werden und wird als Verlust an die Umgebung abgegeben. Bei Energieerzeugungsanlagen, die nach dem Prinzip der Kraft-Wärme-Kopplung arbeiten, werden gleichzeitig elektrischer Strom und Wärme erzeugt. Der Nutzwärmestrom wird auf einem höheren Temperaturniveau ausgekoppelt und kann z. B. zur Raumheizung, Warmwasserbereitung, Kälteerzeugung oder als Prozesswärme genutzt werden. Mit zunehmender Wärmeauskopplung nimmt die Stromausbeute bzw. der elektrische Wirkungsgrad ab. Gegenüber Anlagen zur reinen Stromerzeugung ist der Brennstoffausnutzungsgrad jedoch deutlich höher (vgl. Dubbel, 2005, S. D 22-24). Unter der Voraussetzung eines geeigneten Standortes, kann der Betrieb von KWK-Anlagen sowohl ökonomisch als auch ökologisch vorteilhaft sein. Aufgrund des geringeren Primärenergiebedarfes wird weniger Brennstoff benötigt, verbunden mit niedrigeren Brennstoffausgaben sowie einem verminderten Luftschadstoff- und Treibhausgas-Ausstoß. In Deutschland wird mit dem *Gesetz für die Erhaltung, die Modernisierung und den Ausbau der Kraft-Wärme-Kopplung* die Stromerzeugung in KWK-Anlagen finanziell gefördert (vgl. § 1 KWKG).

1.3 Stand der Forschung

Angesichts der globalen Erwärmung und der Folgen des Klimawandels besteht dringender Handlungsbedarf, den Ausstoß anthropogener Treibhausgase in erheblichem Umfang dauerhaft zu reduzieren (IPCC, 2013b, S. 19; SRU, 2008, S. 162). Um die Freisetzung von Kohlendioxid, dem wichtigsten Treibhausgas, zu mindern, wird der energiewirtschaftlichen Nutzung von Biomasse besondere Bedeutung beigemessen.

Die Ermittlung des technischen Potenzials von Biomasse sowie die Nutzung von Biobrennstoffen als regenerative Energieträger war in den letzten beiden Jahrzehnten Gegenstand vieler Arbeiten. Mehrere Autoren kommen zu dem Ergebnis, dass in Deutschland und Europa das vorhandene technische Potenzial von Biomasse vergleichsweise groß und energiewirtschaftlich relevant ist. Bisher wird davon jedoch nur ein geringer Teil ausgeschöpft (Kaltschmitt et al., 2009; Kaltschmitt et al., 2008; Aretz & Hirschl, 2007; WKI, 2004; ITAS, 2003; Kaltschmitt et al., 2003; BFH, 2001). In diesem Zusammenhang kann die Mitverbrennung von Biobrennstoffen in bestehenden Kraftwerken als kostengünstige Brückentechnologie einen wichtigen Beitrag zum kurz- und mittelfristigen Ausbau der Biomassenutzung zur Deckung der Energienachfrage leisten (dena, 2011; PLANETS, 2009; ITAS, 2003).

Tabelle 1.1. Kraftwerke in Europa mit Erfahrung in der Mitverbrennung von Biobrennstoffen, eigene Darstellung mit Daten aus (IEA BCC, 2009a, S. 9)

	Wirbelschicht- feuerung (stationär oder zirkulierend)	Staubfeuerung	Rostfeuerung	unbekannte Feuerungsart	gesamt
Belgien	-	1	-	-	1
Dänemark	1	7	4	-	12
Deutschland	-	4	1	22	27
Finnland	61	10	4	6	81
Großbritannien	2	16	-	-	18
Italien	-	6	-	1	7
Niederlande	-	6	-	-	6
Norwegen	1	-	-	-	1
Österreich	3	1	1	-	5
Schweden	10	3	2	-	15
Spanien	1	-	-	1	2
gesamt	79	54	12	30	175

Ein wichtiger Forschungsschwerpunkt der vergangenen Jahre war die Erprobung des Einsatzes von Biobrennstoffen zur Mitverbrennung im großtechnischen Maßstab (DG JRC, 2006; Karampinis et al., 2016; van Loo & Koppejan, 2008). In Europa werden derzeit etwa 175 Feuerungsanlagen betrieben, in denen Biobrennstoffe mit fossilen Brennstoffen entweder im Dauerbetrieb oder zur praktischen Erprobung verbrannt werden (vgl. Tabelle 1.1, S. 4). Die Mitverbrennung ist besonders in Skandinavien weit verbreitet. Hierbei nimmt Finnland eine herausragende Rolle ein, gefolgt von Schweden und Dänemark. Der verstärkte Einsatz von Biobrennstoffen in Nordeuropa ist zum einen auf ein großes technisches Potenzial und zum anderen auf die Wirksamkeit staatlicher Lenkungsmaßnahmen zur Senkung des Bedarfes an fossilen Energieträgern zurückzuführen. Als Feuerungssysteme werden in Europa überwiegend stationäre oder zirkulierende Wirbelschichtfeuerungen betrieben. Darüber hinaus kommen auch Staubfeuerungen und Rostfeuerungen zum Einsatz.

In ZWSF können neben herkömmlichen fossilen Brennstoffen, wie Stein-, Braun- und Ballastkohle, auch alternative Brennstoffe, wie Abfälle, Reststoffe und Biobrennstoffe, eingesetzt werden. *Hämäläinen* hat unterschiedliche Brennstoffe auf ihre Einsatzfähigkeit in ZWSF untersucht (vgl. Abb. 1.1, S. 5) und festgestellt, dass die jeweiligen Brennstoffarten sich hinsichtlich der physio-chemischen Eigenschaften teils erheblich unterscheiden (*Hämäläinen*, 2004). Um einen störungsfreien Betrieb zu gewährleisten, muss die Anlagentechnik und Betriebsweise den Anforderungen des jeweiligen Brennstoffes entsprechend angepasst werden.

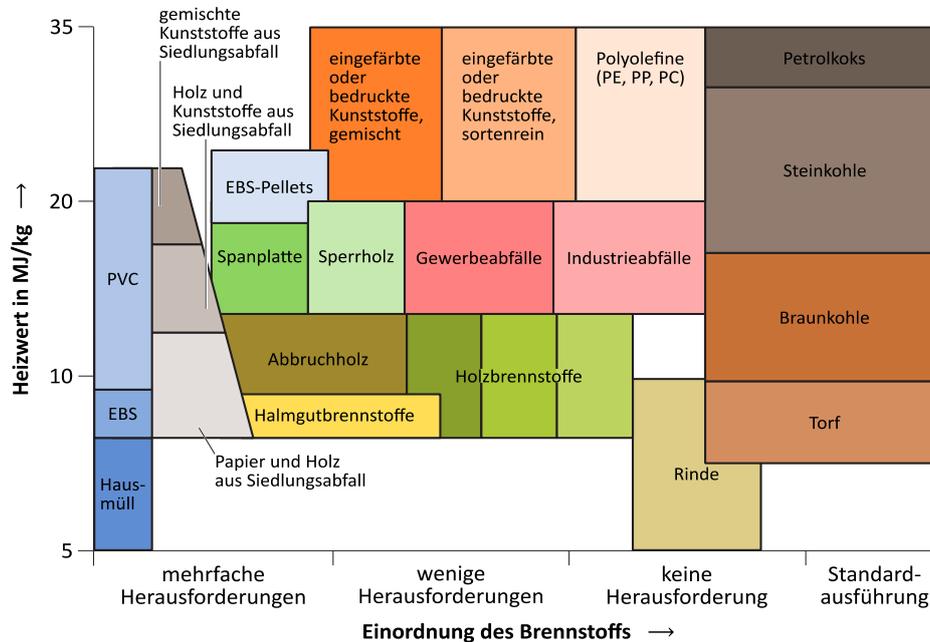


Abb. 1.1. Eignung unterschiedlicher Brennstoffe zum Einsatz in ZWSF, veränderte Darstellung nach (*Hämäläinen*, 2004, S. 167)

Bei der Untersuchung der betrieblichen Auswirkungen der Mitverbrennung stellten *van Loo & Koppejan* eine mögliche Einschränkung der Anlagenverfügbarkeit und betrieblichen Flexibilität sowie einen Anstieg der Instandhaltungskosten fest, womit ein erhöhtes Betriebsrisiko einhergeht (*van Loo & Koppejan*, 2008). Der Einsatz von Biobrennstoffen hat wesentlichen Einfluss auf die Anforderungen an die Aufbereitung, Handhabung und Lagerung von Brennstoffen, den Verbrennungsprozess, die Bildung und Eigenschaften von Aschen, das Korrosionsverhalten der eingesetzten Werkstoffe sowie die Entstehung von Emissionen.

Maciejewska et al. haben sich mit den Anforderungen an Vorbehandlung, Lagerung, Transport, Aufbereitung, Handhabung und Zuführung von Biobrennstoffen beschäftigt und festgestellt, dass mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil bzw. beim Einsatz von Biobrennstoffen mit geringer Qualität die Herausforderungen zur Bewältigung der Brennstoffströme zunehmen. Dies trifft insbesondere auf Anlagen zu, in denen Biobrennstoffe direkt und ohne angepasste Infrastruktur mitverbrannt werden (*DG JRC*, 2006).

Um mehr Erkenntnisse über die komplexen Vorgänge während der Mitverbrennung und die Bildungsmechanismen von Luftschadstoffen zu erlangen, wurden zahlreiche praktische Versuche durchgeführt und die Ergebnisse u. a. dazu genutzt, die Genauigkeit physikalisch-mathematischer

Modelle weiter zu verbessern. Das Verständnis über die Bildungsmechanismen von Luftschadstoffen trägt dazu bei, weitere Möglichkeiten zur Minderung von Schadstoffemissionen zu eröffnen. *Duong et al.* haben in Erfahrung gebracht, dass durch das Vermischen von Biobrennstoffen und Steinkohle die Reaktivität des Brennstoffgemisches oftmals über dem liegt, was anhand der Anteile einzelner Komponenten zu erwarten wäre (Duong et al., 2010). Dies hat erheblichen Einfluss auf grundlegende chemische Vorgänge und das Einsetzen der einzelnen Verbrennungsphasen. *Kolat & Kadlec* stellen fest, dass der vollständige Ausbrand flüchtiger Bestandteile mit einem hohen Feuerungswirkungsgrad und geringem Schadstoffausstoß einhergeht (Kolát & Kadlec, 2012). In diesem Zusammenhang wurden mathematische Modelle entwickelt, um das Ausbrandverhalten und Emissionen bei der Mitverbrennung vorherzusagen (Gayán et al., 2004, Bahillo et al., 2003). *Krzywański et al.* haben die Mitverbrennung verschiedener Biobrennstoffe im großtechnischen Maßstab untersucht und die Vorgänge ebenfalls in einem physikalisch-mathematischen Modell nachgebildet. Ein Ergebnis dieser Untersuchungen ist, dass bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen insgesamt weniger Kohlenmonoxid, Schwefeldioxid und Stickoxide freigesetzt werden, als es beim alleinigen Einsatz von Kohle der Fall ist (Krzywański et al., 2014).

Infolge des Einsatzes von Biobrennstoffen verändern sich die Ascheeigenschaften. Durch den Eintrag von Alkalien, wie Kalium und Natrium, werden die Erweichungs- und Schmelztemperatur herabgesetzt. Infolgedessen kann es zu vermehrter Belagsbildung oder Agglomeration der Aschen kommen. Bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen mit Steinkohle treten Synergieeffekte auf, die Auswirkungen auf die Ascheeigenschaften und Schadstoffeinbindung haben können. Durch die gezielte Kombination unterschiedlicher Brennstoffe können diese Wechselwirkungen zunutze gemacht werden, um die Ascheeigenschaften zugunsten höherer Erweichungs- und Schmelztemperaturen zu verändern und den Ausstoß von Luftschadstoffen zu mindern (Elled, 2008; Leckner, 2007; Coda, 2004). Mehrere Autoren haben sich mit der Weiterentwicklung von Modellen, die ursprünglich für die Verbrennung von Steinkohle ausgelegt waren, beschäftigt, um beim Einsatz von Gemischen aus Steinkohle und Biobrennstoffen die resultierenden Ascheeigenschaften vorherzusagen. Anhand dessen können Aussagen über die Verschlackungsneigung getroffen und somit möglichen Betriebsstörungen vorgebeugt werden (IEA BCC, 2009b, Lind, 1999). In diesem Zusammenhang schreiben *Barišić et al.*, dass durch den Einsatz von Kalkstein die Gefahr der Agglomeration des Bettmaterials verringert werden kann (Barišić et al., 2008; Barišić et al., 2012). Zudem stellt *Sørensen* fest, dass das Gefährdungspotenzial durch Belagsbildung und Agglomeration durch regelmäßige Bestimmung der Ascheeigenschaften und ggf. durch Austausch des Bettmaterials gemindert werden kann (Sørensen, 2001).

Ein weiterer Themenschwerpunkt vieler Arbeiten war die Untersuchung von Korrosionsprozessen im Zusammenhang mit der Nutzung von Biobrennstoffen. Mit zunehmendem Gehalt an korrosionsrelevanten Elementen im Brennstoffgemisch, wie Alkalimetallen und Chlor, geht ein erhöhtes Gefährdungspotenzial durch Korrosion einher. *Pohl et al.* stellen fest, dass eine Bewertung der einzusetzenden Brennstoffe hinsichtlich des zu erwartenden Belagsbildungs- und Korrosionspotenzials mithilfe einer Brennstoffcharakterisierung anhand von Kennzahlen möglich ist. Durch die gezielte Auswahl der Brennstoffe kann das Betriebsrisiko gemindert werden (Pohl et al., 2011). Der Einsatz von Biobrennstoffen kann ebenfalls zu einer höheren chemischen und mechanischen Beanspruchung der feuerfesten Auskleidung führen. In diesem Zusammenhang stellt *Rau* fest, dass eine hohe Lebensdauer der Auskleidung sich nicht allein durch die Auswahl hochwertiger Materialien erzielen lässt, sondern nur in Abstimmung der Materialeigenschaften auf die Anforderungen am jeweiligen Einsatzort erreicht werden kann (Rau, 2009).

1.4 Zielsetzung, Eingrenzung und Hypothese

Die vorliegende Arbeit hat zum Ziel, die Auswirkungen der Mitverbrennung in Steinkohle gefeuerten ZWSF unter Berücksichtigung verfahrenstechnischer, ökologischer und ökonomischer Gesichtspunkte darzustellen und zu erörtern. Vor dem Hintergrund der gegenwärtigen geführten Diskussion über die Voraussetzungen zum weiteren Ausbau regenerativer Energien und dessen Auswirkungen soll ein besonderer Schwerpunkt dieser Arbeit auf dem wirtschaftlichen Aspekt der Mitverbrennung liegen. Da der Themenkomplex der Mitverbrennung von Biobrennstoffen ausgesprochen umfangreich ist, können nur Teilbereiche untersucht werden. Diese Arbeit konzentriert sich auf den Einsatz fester, unbelasteter Biobrennstoffe, insbesondere Holz- und Halmgutbrennstoffe. Es wird kein Anspruch auf Vollständigkeit erhoben.

Die Mitverbrennung von Biobrennstoffen bietet sich besonders in bestehenden ZWSF an, da einerseits die Investitionen zur Umrüstung gegenüber Verbrennungsanlagen, die speziell für Biobrennstoffe ausgelegt sind, verhältnismäßig gering sind und andererseits die Feuerungsart aufgrund der hohen Brennstoffflexibilität für den Einsatz „schwieriger“ Brennstoffe, zu denen viele Biobrennstoffe zählen, offenbar besonders geeignet ist. Da der Betrieb von Heizkraftwerken ein großes Potenzial zur Minderung des Luftschadstoff- und Treibhausgas-Ausstoßes bietet, ist ein besonderes Augenmerk auf Anlagen mit gekoppelter Strom- und Wärmeerzeugung gerichtet. Im Gegensatz zum europäischen Ausland werden in Deutschland bisher kaum Biobrennstoffe mitverbrannt, sofern es sich dabei nicht um den biogenen Bestandteil von Ersatzbrennstoffen im Sinne der thermischen Abfallverwertung handelt.

Die Substitution fossiler Energieträger durch Biobrennstoffe ist nur möglich, wenn trotz veränderter Bedingungen infolge eines geänderten Brennstoffgemisches ein störungsfreier und effizienter Anlagenbetrieb möglich ist. Es wird beabsichtigt, mittels ingenieurwissenschaftlicher Methoden den maximalen Mitverbrennungsanteil zu ermitteln, ohne dass ein grundlegender Umbau der bestehenden Feuerungsanlagen notwendig wäre. Dieses findet unter Berücksichtigung der jeweiligen Brennstoffeigenschaften statt.

Grundsätzlich darf vom Betrieb von Mitverbrennungsanlagen keine Gefahr für Mensch und Umwelt ausgehen. Vor allem der Ausstoß von Luftschadstoffen- und Treibhausgasen sollte geringer sein als bei der Monoverbrennung von Steinkohle. Bei der Nutzung nachwachsender Energieträger müssen, ebenso wie bei der Verbrennung fossiler Energieträger, die gesetzlichen Anforderungen an den anlagenbezogenen Immissionsschutz eingehalten werden.

Zu den vorteilhaften Effekten der Mitverbrennung zählen u. a. ein Rückgang der Umweltbelastung, die Schaffung bzw. der Erhalt von Arbeitsplätzen in der Land- und Forstwirtschaft vor allem in strukturschwachen Regionen sowie die Stärkung der regionalen Wertschöpfungskette. Energieversorger sind für gewöhnlich gewinnorientierte Unternehmen mit dem Bestreben zum wirtschaftlichen Handeln. Hinsichtlich der Mitverbrennung bedeutet dieses, dass der Einsatz nachwachsender Rohstoffe als Alternative zur Monoverbrennung von Steinkohle für Energieversorgungsunternehmen möglichst mit einem wirtschaftlichen Vorteil verbunden sein sollte und keine zusätzlichen Kosten verursachen darf. Diesbezüglich ist zu klären, ob Anreize zum Einsatz nachwachsender Rohstoffe geschaffen werden müssen, damit Energieversorgungsunternehmen zu den ökologischen und sozioökonomischen Effekten der Mitverbrennung beitragen können. Darüber hinaus ist zu klären, ob staatliche Lenkungsmaßnahmen erforderlich sind, um mögliche Zusatzkosten zu kompensieren und

die Wettbewerbsfähigkeit der Mitverbrennung gegenüber anderen, konventionellen Energieerzeugungsarten zu steigern.

Es wird der Frage nachgegangen, welche Folgen durch die Mitverbrennung von Biobrennstoffen hinsichtlich verfahrenstechnischer, ökologischer und ökonomischer Aspekte zu erwarten sind. In diesem Sinne wird folgende Hypothese aufgestellt:

Die Mitverbrennung signifikanter Mengen Biobrennstoffe in Steinkohle gefeuerten ZWSF ist technisch realisierbar, ökologisch vorteilhaft und ökonomisch vertretbar.

Unter einer signifikanten Menge wird ein Mitverbrennungsanteil verstanden, der zu mindestens 25 % der Feuerungswärmeleistung beiträgt.

1.5 Methodik

Im Vordergrund dieser Arbeit steht die Auseinandersetzung mit den ökonomischen Auswirkungen der Mitverbrennung. Um die Zusammenhänge in ihrer ganzen Komplexität zu verstehen, werden im Sinne einer interdisziplinären Arbeit neben ökonomischen Aspekten ebenso verfahrenstechnische und ökologische Standpunkte miteinbezogen.

Im Rahmen dieser Arbeit wird ein physikalisch-mathematisches Modell entwickelt, welches die Voraussetzung für Vorhersagen zu eintretenden Veränderungen infolge einer sukzessiven Verdrängung des fossilen Regelbrennstoffes Steinkohle durch Biobrennstoffe bildet. Dieses sind insbesondere Feststellungen bezüglich des Ausstoßes von Treibhausgasen und Luftschadstoffen sowie der verfahrenstechnischen und ökologischen Grenzen der Mitverbrennung. Das Modell bildet sowohl den eigentlichen Verbrennungsprozess als auch die anschließende Rauchgasreinigung ab. Unter Berücksichtigung der über die Bilanzgrenzen hinweg ein- und ausgehenden Stoff- und Energieströme werden Massen- und Energiebilanzen aufgestellt. Der Aufbau des physikalisch-mathematischen Modells ist in Kapitel 3 (S. 65 ff.) ausführlich beschrieben.

Aufbauend auf den Ergebnissen der verfahrenstechnischen und ökonomischen Untersuchungen erfolgt eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung, um sowohl die Monoverbrennung von Steinkohle als Referenzszenario als auch die Szenarien zur Mitverbrennung von Biobrennstoffen zu bewerten. Diese Untersuchung beruht auf wirklichkeitsnahen Rahmenbedingungen.

Mit der Verifizierung der Hypothese wird der Nachweis erbracht, ob die eingangs getroffenen Annahmen bezüglich der verfahrenstechnischen, ökologischen und ökonomischen Folgen der Mitverbrennung mit den wissenschaftlich belegbaren Erkenntnissen dieser Arbeit übereinstimmen und folglich der vermutete Sachverhalt zutreffend ist.

Zum Abschluss der Arbeit findet ein Ausblick auf weiterführende Themen zur Erforschung der Mitverbrennung von Biobrennstoffen statt, die den Inhalt der vorliegenden Arbeit ergänzen bzw. darüber hinausgehen.

2 Grundlagen

Dieses Kapitel dient zur Erläuterung technischer, ökologischer und ökonomischer Grundlagen, auf denen nachfolgende Überlegungen beruhen.

2.1 Zirkulierende Wirbelschichtfeuerungen

2.1.1 Entwicklungsgeschichte

Das Wirbelschichtverfahren wurde 1926 von dem deutschen Chemiker *Fritz Winkler* zum Patent angemeldet und fand zunächst als „Winkler-Generator“, einem Wirbelschichtvergaser zur industriellen Erzeugung von Synthesegas aus Braunkohle, Einzug in die chemische Verfahrenstechnik (vgl. Strauß, 2006, S. 169). In den 70er Jahren des 20. Jahrhunderts begann die Weiterentwicklung zu einem Feuerungssystem zur Nutzung fossiler Brennstoffe, wie Stein- oder Braunkohle. Ziel dieser Entwicklung war es, eine Technologie zu schaffen, die für den Einsatz eines breiten Spektrums an Brennstoffen unterschiedlichster Qualität geeignet ist, einen hohen Umwandlungswirkungsgrad hat und aufgrund geringer Schadstoffemissionen besonders umweltfreundlich ist.

Durch die stetige Weiterentwicklung in den letzten Jahrzehnten konnten die Zuverlässigkeit, Verfügbarkeit und Wirtschaftlichkeit von ZWSF verbessert werden. Besondere Bedeutung wurde dabei der Steigerung der Anlagenleistung sowie des Wirkungsgrades beigemessen. Bei der Auslegung neuester Anlagen geht die Entwicklung zur Zwischenüberhitzung und zu überkritischen Dampfparametern (vgl. Giglio, 2013; Jäntti & Räsänen, 2011; Utt et al., 2009).

Die Brennstoffqualität lässt aufgrund steigender Nachfrage weiter nach. Zudem werden immer höhere Anforderungen an den anlagenbezogenen Umweltschutz gestellt und der Kostendruck bei der Errichtung und dem Betrieb von Kraftwerken nimmt zu. ZWSF zeichnen sich durch eine hohe Flexibilität im Umgang mit schwierigen Brennstoffen, geringem Schadstoffausstoß ohne hohen apparativen Aufwand zur Rauchgasreinigung sowie eine kompakte Bauweise aus. Aufgrund dieser besonderen Eigenschaften besteht ein hohes Interesse an ZWSF, wodurch die Wettbewerbsfähigkeit dieser Technologie auch in Zukunft gegeben sein wird.

2.1.2 Einordnung nach dem Strömungszustand

Wirbelschichtfeuerungen lassen sich nach dem Strömungszustand zwischen Festbett- und Staubfeuerungen einordnen (vgl. Abb. 2.1, S. 10). In einem Wirbelschichtreaktor strömt ein Fluid von unten durch eine Schüttung aus Feststoffpartikeln, wodurch die Partikel vom Strom getragen werden (vgl. Dubbel, 2005, S. N 34). Dieser Vorgang wird als Fluidisation bezeichnet. Das Gas-Feststoff-Gemisch verhält sich wie eine Flüssigkeit.

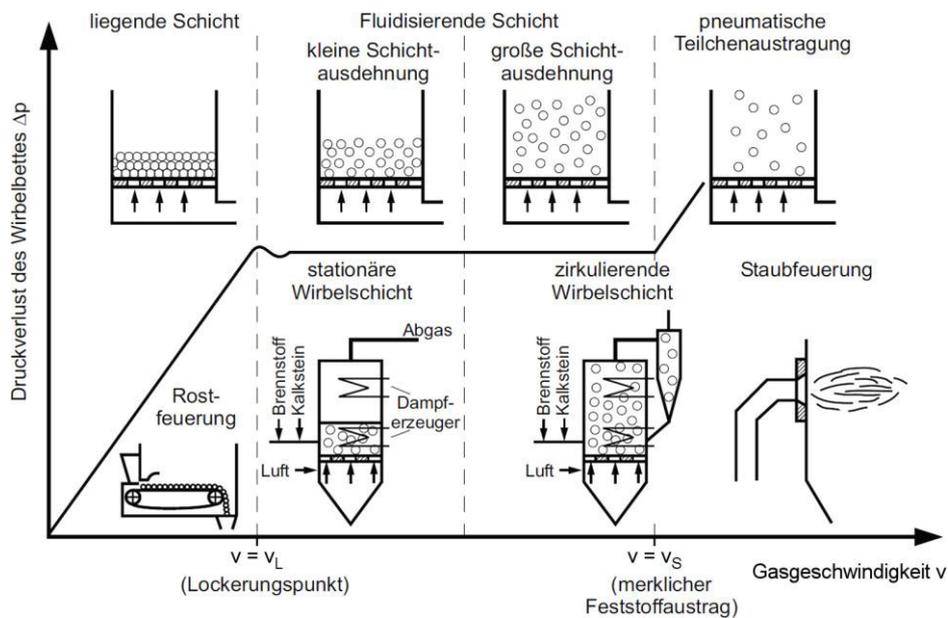


Abb. 2.1. Einordnung der Feuerungsarten nach dem Strömungszustand, veränderte Darstellung nach (Strauß, 2006, S. 131)

Der Strömungszustand der Wirbelschicht hängt im Wesentlichen von Parametern wie

- der Gasgeschwindigkeit v ,
- dem Durchmesser d_p und der Dichte ρ_p der Partikel sowie
- der Dichte ρ_g und kinematischen Viskosität ν_g des Gases

ab, die sich zu folgenden dimensionslosen Kennzahlen zusammenfassen lassen (vgl. Strauß, 2006, S. 169 f.):

Partikel-Reynoldszahl als das Verhältnis der Trägheits- zur Reibungskraft

$$Re_p = \frac{d_p v}{\nu_g} \quad (2.1)$$

invertierter Partikel-Widerstandsbeiwert

$$\frac{1}{c_w} = \frac{3}{4} Fr_p \frac{\rho_g}{\rho_p - \rho_g} \quad (2.2)$$

mit:

Partikel-Froudezahl als das Verhältnis der Trägheits- zur Schwerkraft

$$Fr_p = \frac{v^2}{g d_p} \quad (2.3)$$

Archimedeszahl als das Verhältnis der Auftriebs- zur Reibungskraft

$$Ar = \frac{d_p^3 g \rho_p - \rho_g}{\nu_g^2} \quad (2.4)$$

$$\Omega = Re_p Fr_p \frac{\rho_g}{\rho_p - \rho_g}. \quad (2.5)$$

Porosität als das Verhältnis von Hohlraum- zu Gesamtvolumen

$$\varepsilon = 1 - \frac{V_p}{V_{ges}}. \quad (2.6)$$

Zur Einordnung der Strömungszustände eines Gas-Feststoff-Gemisches können die dimensionslosen Kennzahlen grafisch dargestellt und in ein Zustandsdiagramm der Wirbelschicht eintragen werden, dem sogenannten Reh-Diagramm (siehe Abb. 2.2, S. 11). Die Reynolds-Zahl steht auf der Abszissenachse und der invertierte Widerstandsbeiwert auf der Ordinatenachse. Die anderen Kennzahlen sind als Kurvenparameter eingezeichnet. Die Bereiche stationärer und zirkulierender Wirbelschichten sind farbig hinterlegt.

Der Strömungszustand der Wirbelschicht ist nach unten hin durch die Lockerungslinie ($\varepsilon = 0,4$) begrenzt. Ab Gasgeschwindigkeiten um 1 m/s beginnt eine Schüttung mit Partikeln im Millimeterbereich sich auszudehnen (Lockerungspunkt). Zunächst bildet die Schicht eine klar definierte Oberfläche aus (stationäre Wirbelschicht). Mit steigender Gasgeschwindigkeit dehnt sich die Wirbelschicht weiter aus, sodass keine klare Oberfläche mehr zu erkennen ist. Zirkulierende Wirbelschichten liegen mit Geschwindigkeiten zwischen 4 und 8 m/s im Bereich des beginnenden Feststoffaustrages (vgl. Strauß, 2006, S. 169). Nach oben hin ist der Zustand der Wirbelschicht durch den Übergang zum Feststoffaustrag ($\varepsilon \rightarrow 1$) begrenzt. In der Idealvorstellung liegen alle Partikel direkt im Gasstrom und werden optimal angeströmt (homogener Strömungszustand). Tatsächlich werden jedoch einige Teilchen von anderen, darunterliegenden Partikeln verdeckt, sodass nicht alle Teilchen vom Gasstrom optimal angeströmt werden (inhomogener Strömungszustand). Die Strichlinie stellt den Übergang zum Feststoffaustrag ($\varepsilon \rightarrow 1$) für den Grenzfall des homogenen Strömungszustandes dar. Die Volllinie stellt den Übergang zum Feststoffaustrag ($\varepsilon \rightarrow 1$) für den Grenzfall des inhomogenen Strömungszustandes dar. Bei zirkulierenden Wirbelschichten verläuft die Grenze zum Feststoffaustrag fließend (vgl. Bohnet, 2007, S. 95 f.). Während einige Partikel ausgetragen werden, verbleiben andere im Reaktor.

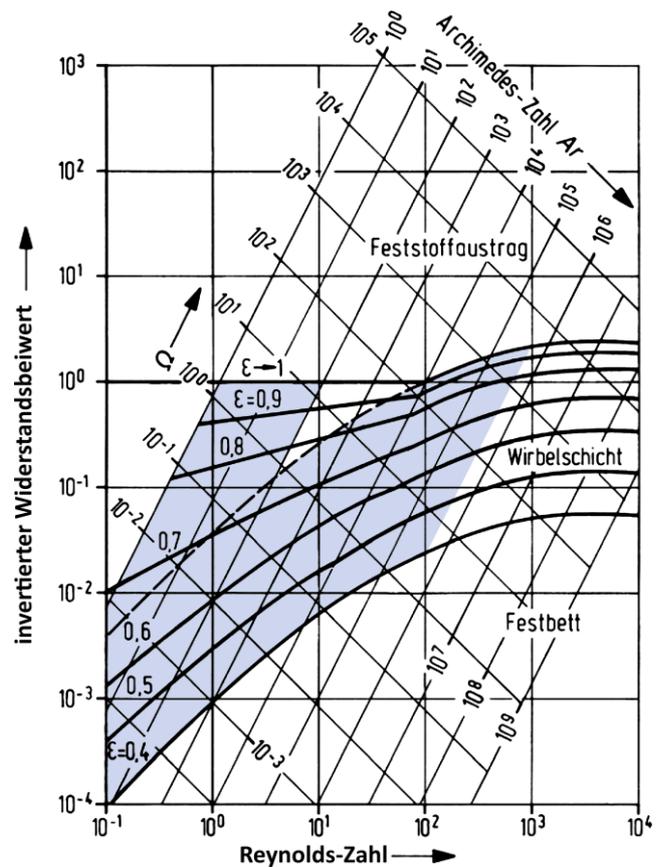


Abb. 2.2. Strömungszustände von Gas-Feststoff-Gemischen nach Reh, veränderte Darstellung nach (Bohnet, 2007, S. 96)

2.1.3 Ascheumlauf

Nachfolgend wird das Prinzip zur Verbrennung in der ZWSF unter atmosphärischem Druck ohne Rauchgasrezirkulation nach dem Lurgi-Verfahren beschrieben, wie es bei den Dampferzeugern der Stadtwerke Flensburg angewendet wird (siehe Kap. 4.1.1, S. 97). Die Verfahren anderer Hersteller können hiervon im Einzelnen abweichen.

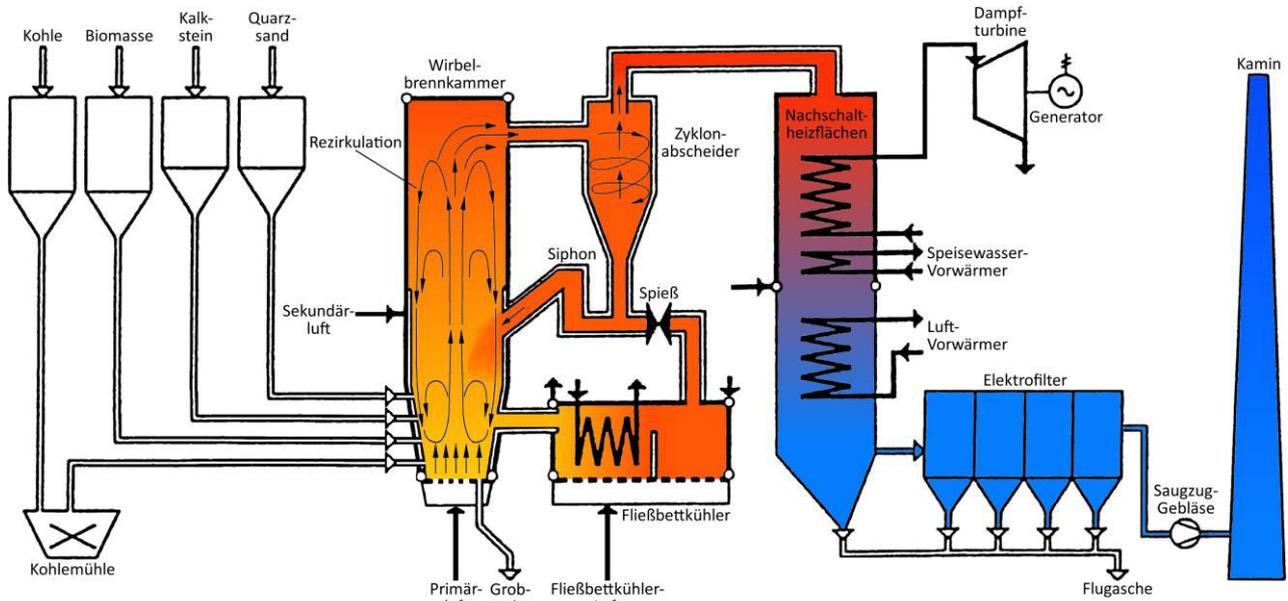


Abb. 2.3. Verfahrensschema einer ZWSF mit Fließbettkühler nach dem Lurgi-Verfahren, veränderte Darstellung nach (Lurgi, 1991, S. 6 f.)

Das Wirbelbett setzt sich aus Inertmaterial (Quarzsand, Kalkstein, Brennstoffasche) und Brennstoff zusammen. Aus dem Gasverteilerboden strömt entgegengesetzt zur Wirkrichtung der Schwerkraft ein Gasstrom. Die Teilchen im Wirbelbett werden vom Gasstrom mitgenommen und abhängig von deren Durchmesser und Dichte in die Höhe getragen (siehe Kap. 2.1.2, S. 9). Da für grobe Partikel die Auftriebskraft zum vollständigen Austrag aus dem Brennraum nicht ausreicht, fallen diese entgegen der Gasrichtung zu den Seiten hin ab. Dieser Teilchenstrom wird als interne Rezirkulation bezeichnet. Feststoffe, die innerhalb des Wirbelbettes zirkulieren, werden als Bettasche oder Bettmaterial bezeichnet.

Die mit dem Gasstrom ausgetragenen Partikel gelangen in einen dem Brennraum nachgeschalteten Zyklonabscheider, auch Rückführzyklon genannt. Die verfahrenstechnische Apparatur funktioniert nach dem Prinzip der Fliehkraftabscheidung und dient zur Trennung von Gas-Feststoff-Gemischen. In einem Zyklonabscheider werden Partikel mit einem Teilchendurchmesser gleich dem Zyklon-Grenzkorndurchmesser zu 50 % abgeschieden bzw. verlassen diesen zu 50 % mit dem Gasstrom (vgl. Muschelknautz, 2006). Die anfallende Asche sammelt sich in einem Standrohr unterhalb des Zyklonabscheiders. Von dort wird der Feststoffstrom entweder direkt in den Brennraum zurückgeführt oder ein Teilstrom über ein verstellbares Regelventil, den sogenannten Spieß, in den Fließbettkühler abgezweigt, um dem Aschestrom Wärme zu entziehen. Anschließend wird das gekühlte Material ebenfalls in den Brennraum zurückgeführt. Die Umlaufasche, auch Umlaufmaterial genannt, bewegt sich zwischen Brennraum, Rückführzyklon, Siphon und Fließbettkühler in einem in sich geschlossenem System. Dieser Kreislauf wird als Zirkulation oder (Asche-)umlauf bezeichnet.

Aufgrund der ständigen Bewegung zerreiben die im Umlauf befindlichen Feststoffe, wodurch der Teilchendurchmesser abnimmt. Sobald dieser unterhalb des Grenzkorndurchmessers fällt, können die feinen Partikel im Zyklonabscheider nicht mehr vollständig vom Gasstrom getrennt werden. Die Staubpartikel werden mit dem Gasstrom ausgetragen. Um die im Rauchgas verbleibende Flugasche herauszufiltern, sind angeschlossene Entstaubungssysteme erforderlich. Je nachdem, in welcher Art von Entstaubungssystem die Abscheidung der Flugasche stattfindet, wird zwischen Elektrofilter- oder Gewebefilterasche unterschieden.

Dem Ascheumlauf wird einerseits ständig neues Material in Form von Brennstoffasche zugeführt, andererseits werden fortwährend Flug- und Grobasche ausgetragen. Im Optimum stehen die ein- und ausgehenden Massenströme zueinander im Gleichgewicht. Sofern mehr Brennstoffasche zugeführt als Flug- und Grobasche ausgetragen wird, gerät der vormals stabile Zustand aus dem Gleichgewicht und die Menge an Umlaufmaterial nimmt zu. Dadurch würde sich langfristig zu viel Material aufbauen, sodass die Fluidisation der Wirbelschicht gestört bzw. nicht mehr möglich wäre. Um dem entgegenzuwirken, ist ein Eingriff von außen erforderlich. Es kann entweder Grobasche am Boden des Brennraumes oder Umlaufasche im Fließbettkühler abgezogen werden. Bei der sogenannten Bettpflege kann nicht nur auf die Quantität, sondern auch auf die Qualität des Umlaufmaterials Einfluss genommen werden. Dazu wird das ausgeschleuste disperse Feststoffgemisch in Fraktionen klassiert, vorzugsweise nach den Kriterien Partikelgröße oder -dichte (siehe Kap. 2.1.2, S. 9). Umlauffähige Fraktionen werden entweder direkt in den Brennraum zurückgeführt oder in einem Bunker zwischengelagert. Die verbleibende Fraktion, die sogenannte Grobasche, wird entsorgt. Sofern mit dem Brennstoff weniger Brennstoffasche zugeführt als Flugasche ausgetragen wird, nimmt die Menge an Umlaufmaterial ab. Kommt langfristig zu wenig Material hinzu, führt dieses zu einer Störung des Wärmehaushaltes der Anlage. Um dem entgegenzuwirken, ist wiederum ein Eingriff von außen erforderlich. Zum Aufbau von ausreichend Bettmaterial kann u. a. Quarzsand zugeführt werden. Es können ebenfalls Aschen aus anderen Verbrennungsanlagen genutzt werden, vorausgesetzt, die Korngrößenverteilung und das Ascheschmelzverhalten sind dafür geeignet. Die Zugabe von Kalkstein trägt ebenfalls zum Aufbau des Umlaufmaterials bei.

Neu zugeführter Quarzsand ist gegenüber Umlaufasche, deren Teilchen durch die ständige Bewegung bereits abgeschliffen sind, vergleichsweise scharfkantig. Die Zugabe von Quarzsand begünstigt daher den Verschleiß des Druckteils und der feuerfesten Auskleidung. Demzufolge sollte die Menge an zugeführtem Quarzsand aufgrund des erhöhten Verschleißpotenzials sowie der zusätzlichen Beschaffungskosten so gering wie möglich gehalten werden.

Das Umlaufmaterial dient als Wärmeträger. Für den zur Funktion einer ZWSF erforderlichen Wärmetransport von der Rauchgasseite zum Wasser-Dampf-Kreislauf muss sich ausreichend Material in geeigneter Qualität im Ascheumlauf befinden. Die Eigenschaften des Brennstoffes (Aschegehalt) und der Brennstoffasche (Korngrößenverteilung, Teilchendichte, Abriebverhalten etc.) sind für die Entstehung des Umlaufmaterials relevante Größen, in denen sich die Brennstoffarten z. T. deutlich unterscheiden. Änderungen der Brennstoffeigenschaften aufgrund schwankender Qualität des fossilen Regelbrennstoffes oder einer gezielten Veränderung des Brennstoffgemisches können gravierende Auswirkungen auf den Ascheumlauf haben, die sich durch Eingriffe von außen nur bedingt korrigieren lassen.

2.1.4 Verbrennung und Wärmeübertragung

Im Kontakt mit dem warmen Bettmaterial trocknet der zugeführte Brennstoff und entzündet sich von allein. Die Verbrennung findet ohne offene Flamme statt. In ZWSF können selbst stark aschehaltige und niederkalorische Brennstoffe, wie Ballastkohle, Klär- oder Papierschlamm, sicher gezündet und effizient verbrannt werden (vgl. Żelkowski, 2004, S. 320). Steinkohle wird auf einen Partikeldurchmesser von 6 bis 15 mm zerkleinert (vgl. Effenberger, 2000, S. 221). Da wenig Aufwand zur Zerkleinerung betrieben werden muss, ist der Energiebedarf verhältnismäßig gering. Holzhackschnitzel können sogar in der Regel ohne weitere Brennstoffaufbereitung mit einer maximalen Stückgröße von etwa 60 mm verbrannt werden (vgl. Bauer et al., 1994, S. 59 ff. zit. nach Kaltschmitt et al., 2009, S. 584).

Das Bettmaterial besteht zu etwa 97 Gew.-% aus Inertmaterial und zu nur etwa 3 Gew.-% aus Brennstoff. Bestünde es vollständig aus Brennstoff, wäre der über den Gasverteilerboden zugeführte Sauerstoff aus der Primärluft infolge der Verbrennung nach kürzester Zeit bzw. über einen kurzen Weg aufgebraucht (vgl. Effenberger, 2000, S. 208). Die starke Verdünnung des Brennstoffes bewirkt einen gleichmäßigen und langsamen Abbrand bei niedriger Temperatur. Da die Verbrennung im unteren Bereich des Brennraumes (Vergasungs- und Reduktionszone) unter unterstöchiometrischen Bedingungen stattfindet, wird die Bildung vom Stickoxid erschwert. Der zur vollständigen Verbrennung erforderliche Sauerstoff wird nach der Reduktionszone als Sekundärluft zugeführt. Im oberen Bereich des Brennraumes (Nachverbrennungszone) findet die Verbrennung unter überstöchiometrischen Bedingungen statt. Diese besondere Art der Luftführung wird als Luftstufung bezeichnet (vgl. Kaltschmitt et al., 2009, S. 423 ff.).

Das Bettmaterial hat eine hohe Wärmekapazität und ist aufgrund seiner großen Masse thermisch träge, wodurch lokale und temporäre Temperaturschwankungen bei der Verbrennung in der Wirbelschicht ausgeglichen werden. Die Verbrennungstemperatur hat großen Einfluss auf die Schadstoffbildung. Eine homogene Temperaturverteilung ist wichtig, um zum einen optimale Bedingungen zur Einbindung von Schwefeloxiden mit Kalkstein zu bieten und zum anderen die Bildung von thermischen Stickoxiden zu erschweren.

Die Wärmeübertragung auf den in sich geschlossenen Wasser-Dampf-Kreislauf erfolgt durch Konvektion und Wärmestrahlung. Im Brennraum wird dem Umlaufmaterial über Rohrwände Wärme entzogen. Die Verbrennungstemperatur lässt sich regulieren, indem das Umlaufmaterial im Fließbettkühler über Wärmetauscher geführt wird. Darüber hinaus wird dem Rauchgas über Nachschaltflächen Wärme entzogen. Die verbleibende Wärme des Rauchgases wird genutzt, um das Speisewasser und die Verbrennungsluft vorzuwärmen. Um die Bildung von saurem Kondensat zu vermeiden, darf dabei dem Rauchgas nur so viel Wärme entzogen werden, dass es am Austritt des Kamins zu keiner Taupunktunterschreitung kommt.

Die starke Durchmischung und große spezifische Oberfläche des Wirbelbettes sowie die hohe Beladungsdichte des Rauchgases nahe den Rohrwänden begünstigen Diffusions- und Wärmeübertragungsprozesse. Dieses wirkt sich vorteilhaft auf den Wärmeübergang und die Temperaturverteilung im Wirbelbett aus, wodurch ein guter Ausbrand sowie ein hoher Feuerungswirkungsgrad bei geringen Schadstoffemissionen erzielt werden können.

2.2 Rauchgasseitige Schädigung von Dampferzeugern

Die Anlagenverfügbarkeit wird maßgeblich durch den Zustand des Druckteils und der feuerfesten Auskleidung beeinflusst. Schäden infolge der Einwirkung von Rauchgasbestandteilen sind oftmals Auslöser für Betriebsstörungen. Diese können bisweilen zu Betriebsausfällen führen. Zur Wiederherstellung der ordnungsgemäßen Funktion sind mitunter längere, unplanmäßige Betriebsstillstände erforderlich. Infolgedessen entstehen Opportunitätskosten, bedingt durch den Produktionsausfall, und Instandsetzungskosten, die zulasten des wirtschaftlichen Anlagenbetriebes gehen.

Nachfolgend wird ein Überblick der häufig anzutreffenden Schadensbilder an Anlagenteilen gegeben, die den schädigenden Bestandteilen des Rauchgases beim Einsatz von Biobrennstoffen direkt ausgesetzt sind. Darüber hinaus werden die den Schädigungen zugrundeliegenden Schadensmechanismen erörtert.

2.2.1 Verschmutzung

Bei der Mitverbrennung stark alkalihaltiger Biobrennstoffe kann es verstärkt zur Verschmutzung der dem Rauchgas ausgesetzten Anlagenteile kommen (vgl. Duong & Tillman, 2009; Livingston, 2007; NREL, 1995). Während der Verbrennung gehen Alkalien aus dem Brennstoff in die Gasphase über. Vor allem beim Einsatz von Brennstoffen mit hohem Gehalt an Chlor und niedrigem Gehalt an Schwefel können sich innerhalb der Gasphase Alkalichloride mit teils niedrigem Schmelzpunkt bilden. Beispielsweise schmilzt Kaliumchlorid bei 770 °C und Natriumchlorid bei 801 °C (NREL, 1995, S. 110).

Beim Kontakt des Rauchgases mit der vergleichsweise kalten Rohraußenwand kondensieren diese Chloride und haften am Grundwerkstoff an. Infolgedessen bilden sich auf der Oberfläche Verschmutzungen (siehe Abb. 2.4, S. 15). Lockere, nicht verklebte Verschmutzungen lassen sich für gewöhnlich einfach entfernen. Mit zunehmender Schichtdicke steigt die Oberflächentemperatur des Rohres und der Wärmeübergang nimmt ab. Infolgedessen können Verschmutzungen sintern oder sogar erweichen. Dadurch entstehen feste Verschlackungen, die nur schwer zu entfernen sind. Um einer möglichen Belagsbildung bei Einsatz von Brennstoffen mit starker Verschmutzungsneigung entgegenzuwirken, empfiehlt es sich, Wärmetauscher ggf. häufiger durch Wasser- oder Dampfblasen zu reinigen.

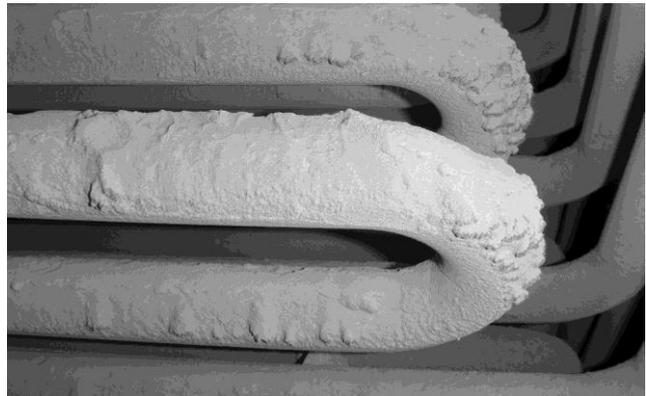


Abb. 2.4. Beläge auf der Oberfläche eines Rohrbündelwärmetauschers, Kessel 11 der Stadtwerke Flensburg (Aufnahme des Autors)

2.2.2 Verschlackung

Bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen besteht bisweilen ein erhöhtes Gefährdungspotenzial durch Verschlackung (vgl. van Loo & Koppejan, 2008, S. 267; Livingston, 2007, S. 31; NREL,

1995). Thermisch hochbelastete Anlagenteile, wie die Überhitzer- und Verdampferrohre der Nachschaltheizflächen sowie die feuerfeste Auskleidung im Brennraum und Zyklonabscheider, sind von den Auswirkungen besonders betroffen. Vor allem halmgutartige Biomasse enthält oftmals größere Mengen Brennstoffasche (siehe Kap. 2.5.1, S. 42), die mitunter ein ungünstiges Ascheschmelzverhalten aufweist (vgl. Abb. 2.27, S. 47 und Abb. 2.28, S. 48). Die Entstehung von Verbindungen und Mischphasen mit ungünstigem Schmelzverhalten wird durch einen hohen Gehalt an Alkali- und Erdalkalimetallen, insbesondere Kalium und Magnesium (siehe Kap. 2.5.2, S. 46), sowie Phosphor begünstigt. Bei hohen Temperaturen können Partikel im Rauchgasstrom sintern oder sogar erweichen. Sofern diese klebrigen Teilchen auf eine Oberfläche treffen, können diese aufgrund von Adhäsionskräften anhaften. Es entstehen feste Verschlackungen mit teils erheblicher Schichtdicke. An Engstellen, wie z. B. schmalen Rohrgassen, können Ablagerungen im Rauchgasweg zu einer Steigerung des Rauchgasdruckverlustes führen. Mit zunehmender Schichtdicke verringert sich der Wärmeübergang, wodurch die Rauchgastemperatur steigt und der Anlagenwirkungsgrad abnimmt.

Verschlackungen können als Störkanten in der Rauchgasströmung Turbulenzen verursachen, was am Material zu überdurchschnittlich hohen Abzehraten führen kann. Zudem kann es unter Ablagerungen auf metallischen Rohroberflächen zur Korrosion kommen. Durch Verschleiß und Korrosion können Schäden sowohl am Druckteil als auch der feuerfesten Auskleidung auftreten, die mitunter Auslöser von Betriebsstörungen bis hin zu -ausfällen sind.

2.2.3 Hochtemperatur-Chlorkorrosion

Mit zunehmendem Gehalt an Alkalien und Chlor im Brennstoff steigt die Gefahr der Hochtemperatur-Chlorkorrosion (vgl. Duong & Tillman, 2009; Kaltschmitt et al., 2009, S. 340 f.; Beu, 2008, S. 37-43; Livingston, 2007, S. 31; NREL, 1995). Demzufolge besteht bei der Mitverbrennung einiger Biobrennstoffe, insbesondere Halmgutbrennstoffe, ein erhöhtes Gefährdungspotenzial.

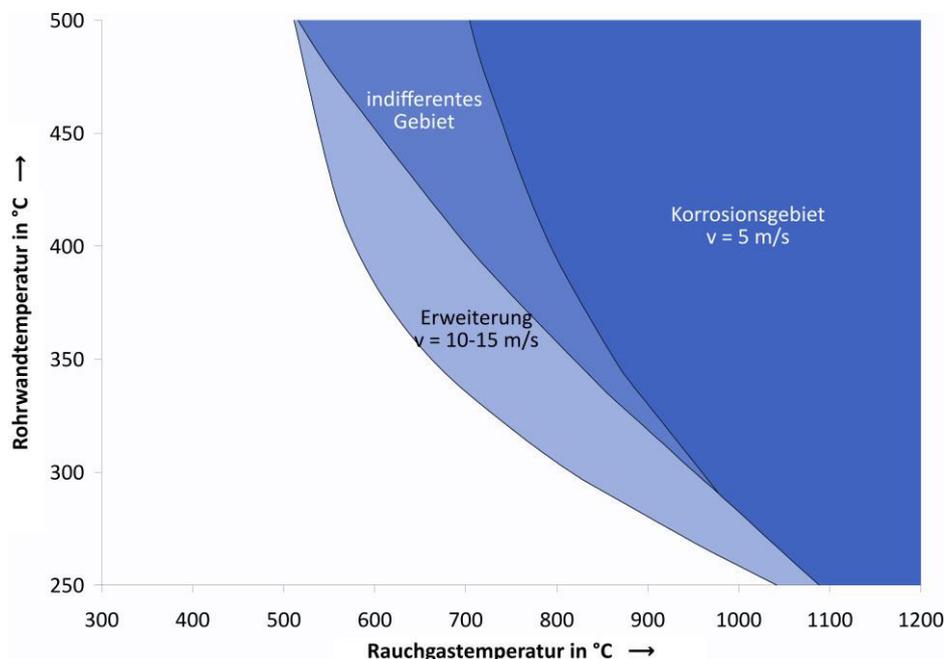
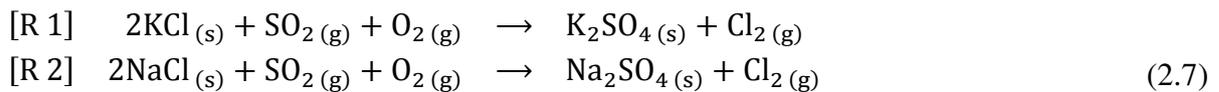


Abb. 2.5. Flingern'sches Korrosionsdiagramm, eigene Darstellung auf Grundlage von (Spiegel et al., 2005, S. 5)

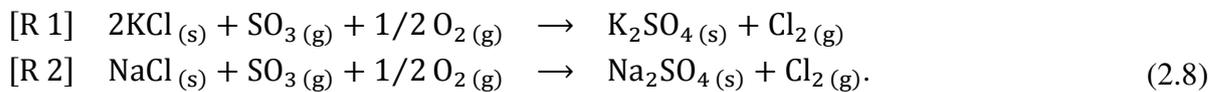
Mit zunehmender Rauchgas- bzw. Rohrwandtemperatur und steigender Rauchgasgeschwindigkeit nimmt für verschmutzte Überhitzer- und Verdampferrohre das Gefährdungspotenzial zu. Hochtemperatur-Chlorkorrosion setzt ab einer Rauchgastemperatur von etwa 500 °C ein. Mit steigender Strömungsgeschwindigkeit nehmen infolge von Erosion bzw. Abrasion Schäden an der schützenden Oxidschicht des Grundwerkstoffes zu, wodurch in Verbindung mit der Bildung von Belägen ein korrosiver Angriff der Oberflächen möglich wird.

Im Folgenden wird der Mechanismus der Hochtemperatur-Chlorkorrosion beschrieben (vgl. Kaltschmitt et al., 2009, S. 340 f.; Born & Bachhiesl, 2003).

Die im Belag enthaltenen Alkalichloride reagieren mit im Rohgas enthaltenen Schwefeldioxid und Sauerstoff



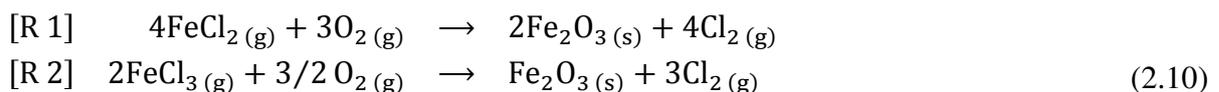
bzw. Schwefeltrioxid und Sauerstoff



Bei der Reaktion entstehen Alkalisulfate (Sulfatisierung) und Chlor. Das äußerst reaktive Chlor kann durch die äußere Zunderschicht bis zur tiefer gelegenen Korrosionsfront diffundieren. Es bilden sich Eisenchloride.



Aufgrund des hohen Eisenchlorid-Partialdruckes diffundieren die Chloride in Richtung der Oberfläche. Dort angelangt, reagieren die Stoffe mit Sauerstoff im Rauchgas. Es entstehen Eisenoxid und wiederum Chlor.



Das hochreaktive Chlor diffundiert erneut bis zur tiefer gelegenen Korrosionsfront und bildet mit dem Grundwerkstoff erneut Metallchloride. Dieser sich eigenständig aufrechterhaltende Mechanismus wird als chlorinduzierte aktive Oxidation bezeichnet.

2.2.4 Agglomeration des Umlaufmaterials

Bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen mit einem hohen Gehalt an Alkali- und Erdalkalimetallen, insbesondere Kalium und Magnesium (siehe Kap. 2.5.2, S. 46), sowie Phosphor können sich Verbindungen bzw. Mischphasen mit einem niedrigen Schmelzpunkt bilden. Es besteht eine erhöhte Gefahr der Agglomeration des Umlaufmaterials (siehe Abb. 2.6, S. 18). Dafür verantwortlich sind zwei unterschiedliche Bildungsmechanismen (vgl. Zabetta et al., 2008, S. 4 f.):

- Bei der *schmelz-induzierten Agglomeration* entstehen schmelzflüssige Verbindungen, infolgedessen sich zwischen den Teilchen Brücken bilden und das Umlaufmaterial verklebt.
- Bei der *schicht-induzierten Agglomeration* infiltrieren Alkalien, insbesondere Kalium und Natrium, die Quarzsand-Partikel. Auf den Korngrenzen bildet sich eine schmelzflüssige Phase, wodurch die Partikel untereinander verkleben.



Abb. 2.6. Agglomerat aus gesintertem Umlaufmaterial in der Leerkammer eines Fließbettkühlers, Kessel 11 der Stadtwerke Flensburg (Aufnahme des Autors)

Mit zunehmendem Partikeldurchmesser wird die Fluidisation des Umlaufmaterials erschwert. Durch die Zugabe von Kalkstein kann die Gefahr der Agglomeration des Umlaufmaterials vermindert werden (vgl. Barišić et al., 2008). Das Verkleben des Quarzsandes wird erschwert, da die Teilchen von einer schützenden Schicht, die reich an Calcium und Schwefel ist, umhüllt werden. Ein vergleichbarer Effekt lässt sich auch durch die Beimischung von Aschen z. B. aus Staubfeuerungen anstatt Quarzsand erzielt (vgl. Barišić et al., 2012).

2.2.5 Schädigung der feuerfesten Auskleidung

Die feuerfeste Auskleidung ist neben dem Druckteil ein wesentlicher Bestandteil des Dampferzeugers und dient sowohl zum Schutz vor Verschleiß und Korrosion in besonders beanspruchten Bereichen als auch zur Wärmedämmung. Die Anforderungen an die thermische, mechanische und chemische Belastbarkeit feuerfester Werkstoffe sind z. T. hoch. Schäden an der feuerfesten Auskleidung infolge der Mitverbrennung von Biobrennstoffen sind häufig auf folgende Mechanismen zurückzuführen:

- Beim Einsatz alkalihaltiger Biobrennstoffe kann es durch chemischen Angriff zur Schädigung der feuerfesten Auskleidung kommen (vgl. Horn, 2014; Rau, 2009, S. 4 f.; Pawlowski, 2008, S. 73; dgfs, 2003, S. 25; Morgenstern, o. J.). Gasförmige Alkalisulfate und -chloride diffundieren über offene Poren in den Werkstoff. Da zwischen der warmen Innen- und kalten Außenseite ein starkes Temperaturgefälle herrscht, gehen die Alkaliverbindungen zwischen 750 und 650 °C von der Gas- in die Feststoffphase über. Aufgrund des Kristallisationsdruckes bauen sich dabei im Gefüge innere Spannungen auf, infolgedessen es zur Rissbildung parallel zur Oberfläche und Abplatzungen der Frontschicht kommt.
- Bei der Verbrennung stark wasserhaltiger Biobrennstoffe, insbesondere feuchte Holzbrennstoffe, bildet sich verstärkt Wasserdampf (siehe Kap. 2.5.1, S. 40). Da das Rauchgasvolumen zunimmt, steigt zwangsläufig auch die Gas- und Feststoffgeschwindigkeit (siehe Kap. 3.8.2, S. 90). Die Abzehrrate von feuerfesten Materialien wächst exponentiell zur Strömungsgeschwindigkeit (vgl. Rau, 2009, S. 4). Bei der Verbrennung stark wasserhaltiger Biobrennstoffe ist daher mit erhöhtem erosiven bzw. abrasiven Verschleiß zu rechnen (siehe Abb. 2.7, S. 19).

Durch die Mitverbrennung von Biobrennstoffen kann es zu besonderer Beanspruchung der feuerfesten Auskleidung kommen. Die Funktionstüchtigkeit einer Anlage kann durch Schäden an der Zustellung (u. a. Rissbildung, Abplatzungen, Ausbrüche, Erosion, Abrasion, Korrosion, Hotspots) erheblich beeinträchtigt werden. Vor allem beim Einsatz „schwieriger“ Brennstoffe muss daher der feuerfesten Auskleidung ebenso wie dem Druckteil die erforderliche Aufmerksamkeit geschenkt werden, damit die Anlagenverfügbarkeit durch deren Zustand nicht nachteilig beeinflusst wird (vgl. Trost, 2014, S. 75). Um den Instandhaltungsaufwand im üblichen Rahmen zu halten, muss das Konzept der feuerfesten Auskleidung ggf. durch konstruktive Änderungen sowie die Auswahl geeigneter Materialien und Zustellverfahren den besonderen Begebenheiten der Mitverbrennung Rechnung tragen.



Abb. 2.7. Ausgewaschene Mauerwerksfugen in der Target-Area eines Zyklonabscheiders, Kessel 11 der Stadtwerke Flensburg (Aufnahme des Autors)

2.2.6 Zusammenfassung

Bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen besteht gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle ein höheres Gefährdungspotenzial durch Verschmutzung, Hochtemperatur-Chlorkorrosion, Verschlackung, Agglomeration des Umlaufmaterials und Schädigung der feuerfesten Auskleidung. Alkali- und Erdalkalimetalle sowie Chlor und Phosphor, die in einigen Biobrennstoffen in größeren Mengen enthalten sind, tragen maßgeblich zur rauchgasseitigen Schädigung des Dampferzeugers bei. Um bei der Mitverbrennung einen störungsfreien Anlagenbetrieb zu gewährleisten, muss besonderes Augenmerk auf die Zusammensetzung sowohl des Rauchgases als auch der Brennstoffasche gelegt werden. Bei besonders „schwierigen“ Brennstoffen ist daher in Erwägung zu ziehen, ob deren Einsatz in Anbetracht erhöhter Risiken gerechtfertigt ist.

2.3 Luftschadstoff-Emissionen

Bei der Verbrennung sowohl fossiler als auch biogener Energieträger entstehen Luftschadstoffe, die mit dem Abgas in die Umwelt gelangen. Der Betrieb von Großfeuerungsanlagen zur Strom- und Wärmeerzeugung trägt wesentlich zur Verunreinigung der Luft und Schädigung des Klimas bei. Aufgrund des stetigen Fortschrittes bei der Rauchgasreinigung konnte die Luftqualität hierzulande innerhalb der letzten Jahrzehnte deutlich gesteigert werden. Es ist davon auszugehen, dass die Schadstoffbelastung aufgrund restriktiverer Emissionsauflagen, verbunden mit dem Einsatz neuester Technologien zur Rauchgasreinigung, zukünftig weiter abnehmen wird.

Im Folgenden wird die Entstehung und schädigende Wirkung von Luftschadstoffen, insbesondere Staub, Kohlendioxid, Kohlenmonoxid, Stickoxide, Schwefeldioxide, Halogenwasserstoffe, Dioxine und Furane, im Hinblick auf die in der Bundesrepublik Deutschland emittierten Mengen erörtert.

2.3.1 Stäube und Aerosole

Mit dem Abgas gelangen mineralische und flüchtige Bestandteile des Brennstoffes, Abrieb der Umlaufasche sowie unverbrannter Kohlenstoff als feinste Stäube und Aerosole in die Umwelt. Mit abnehmendem Partikeldurchmesser nimmt das Gefährdungspotenzial von Stäuben zu. Es ist hinreichend bekannt, dass flüchtige Schwermetalle an der großen Oberfläche von Flugaschepartikeln kondensieren und anreichern (vgl. Kouvo, 2003, S. 17; Biedermann & Obernberger, 2005). Feinstaub mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als $10\ \mu\text{m}$ (PM_{10}) ist lungengängig. Partikel mit einem Durchmesser kleiner als $2,5\ \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$) können im Gewebe eingelagert oder über die Blutbahn weitertransportiert werden (vgl. Kappos et al., 2003).

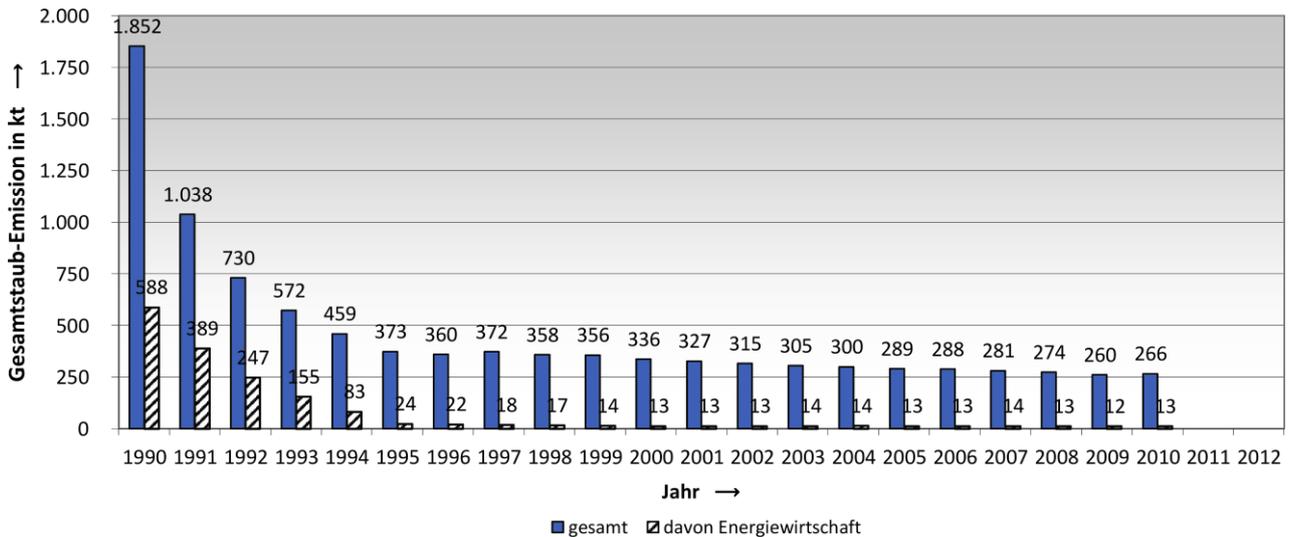


Abb. 2.8. Energiebedingte Gesamtstaub-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland zwischen 1990 und 2010 (keine Angaben ab 2011), eigene Darstellung mit Daten aus (BMWi, 2014)

Durch die Einführung von Technologien zur Rauchgasentstaubung, wie Elektro- und Gewebefilter, konnten die Gesamtstaub-Emissionen von Großfeuerungsanlagen bis dato deutlich gesenkt werden (Abb. 2.8, S. 20). Aufgrund des hohen Aufwandes ist der Einsatz jedoch erst ab einer gewissen Anlagengröße wirtschaftlich vertretbar. Die größten Verursacher energiebedingter Gesamtstaub-Emissionen sind heutzutage nicht mehr die Energiewirtschaft, sondern Industrieprozesse, Verkehr, Privathaushalte und Kleinverbraucher.

2.3.2 Kohlendioxid

Bei der vollständigen Oxidation des im Brennstoff enthaltenen Kohlenstoffes entsteht Kohlendioxid. Die Reaktion trägt während der Verbrennung maßgeblich zur Freisetzung von Wärme bei. Unter technischen Gesichtspunkten ist ein möglichst guter Ausbrand, verbunden mit einem hohen Feuerungswirkungsgrad, anzustreben, wohingegen aus ökologischen Beweggründen der Ausstoß von Kohlendioxid fossilen Ursprunges möglichst zu vermeiden ist. Kohlendioxid ist kein Luftschadstoff im eigentlichen Sinne. Es tritt als Abbauprodukt bei der Zellatmung von Lebewesen auf. Beim gesunden Menschen wird die Atmung über den Kohlenstoffdioxidgehalt im Blut reguliert. In höheren Konzentrationen wirkt das Gas als Atemgift mit Wirkung auf Blut, Nerven und Zellen. Die klimaschädliche Wirkung anthropogener Kohlendioxid-Emissionen ist hinreichend bekannt und wissenschaftlich belegt (vgl. IPCC, 2013b).

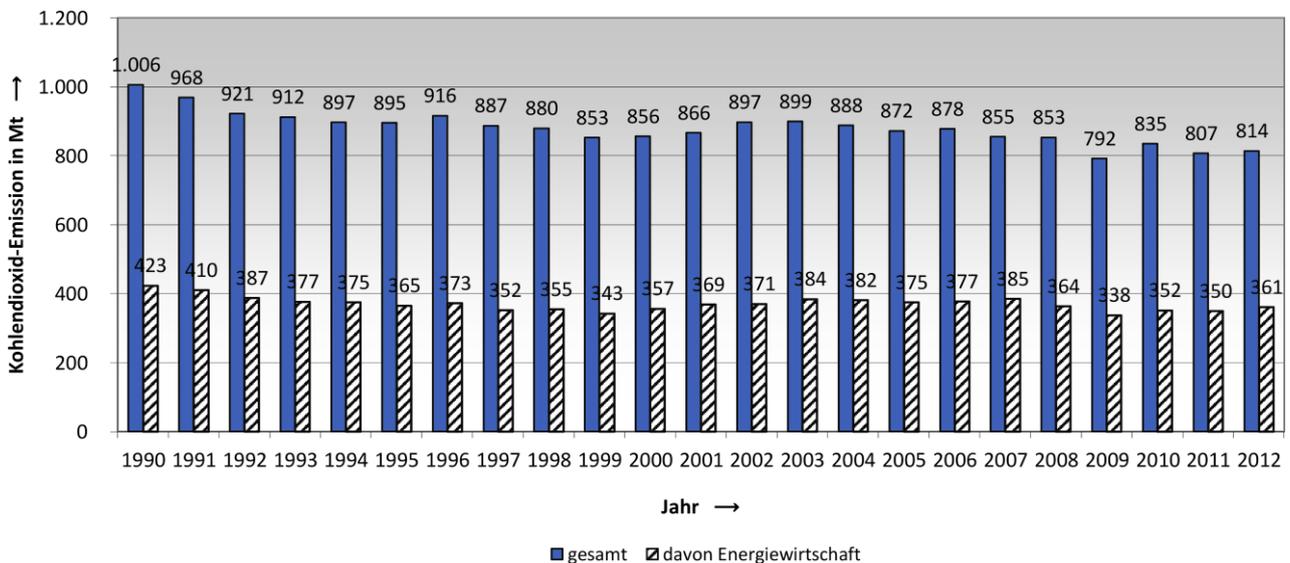


Abb. 2.9. Energiebedingte Kohlendioxid-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland zwischen 1990 und 2012 (erste Schätzung für 2012), eigene Darstellung mit Daten aus (BMWi, 2014)

Die Senkung der energiebedingten Kohlendioxid-Emissionen zu Beginn der 1990er-Jahre ist u. a. auf die Stilllegung vieler ineffizienter Kraftwerke im Zuge des gesellschaftspolitischen Umbruchs in Ostdeutschland zurückzuführen. Innerhalb der vergangenen zwei Jahrzehnte konnte der Ausstoß weiter gesenkt werden (Abb. 2.9, S. 21). Ausschlaggebend dafür sind die Reduktion des Primärenergieverbrauches, der weitere Ausbau von Techniken zur Stromerzeugung aus regenerativen Energien sowie der verstärkte Einsatz gasförmiger Energieträger. Die Energiewirtschaft ist jedoch nach wie vor Hauptverursacher von Kohlendioxid-Emissionen. Bisher werden in Deutschland keine Technologien zur Abscheidung von Kohlendioxid aus dem Rauchgas und anschließender Sequestrierung im großtechnischen Maßstab eingesetzt.

2.3.3 Kohlenmonoxid

Kohlenmonoxid tritt während der Verbrennung als Zwischenprodukt auf. Der im Brennstoff enthaltene Kohlenstoff kann nicht immer vollständig zu Kohlendioxid oxidieren. Ursache dafür können unterstöchiometrische Bedingungen im unteren Bereich des Brennraumes, unzureichende Durchmischung (Strahlenbildung einhergehend mit lokalem Sauerstoffmangel), eine zu kurze Verweilzeit der Verbrennungsgase in Brennraum und Nachverbrennungszone sowie eine zu geringe Verbrennungstemperatur sein (vgl. Brauer, 1996a, S. 286). Aufgrund der unvollständigen Reaktion ist im Abgas stets Kohlenmonoxid enthalten. Kohlenmonoxid ist ein Atemgift mit Wirkung auf Blut, Nerven und Zellen. Bei Inhalation gelangt es über die Atemwege ins Blut. Es verbindet sich mit dem Hämoglobin und behindert dadurch die Aufnahme und den Transport von Sauerstoff.

2 Grundlagen

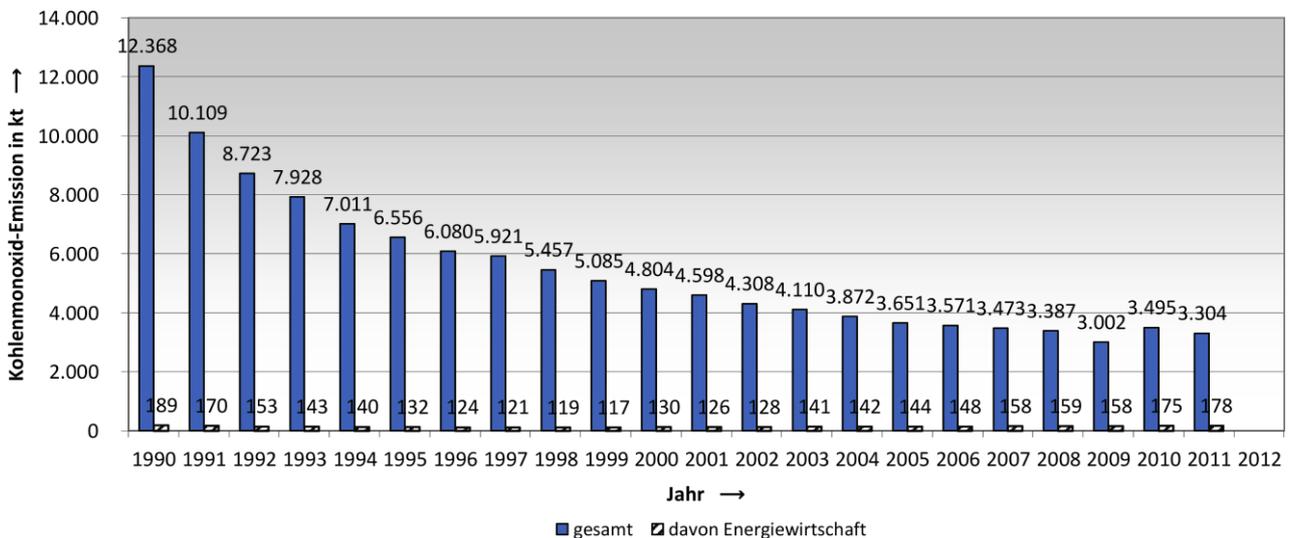


Abb. 2.10. Energiebedingte Kohlenmonoxid-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland zwischen 1990 und 2011 (keine Angaben ab 2012), eigene Darstellung mit Daten aus (BMWi, 2014)

Innerhalb der vergangenen zwei Jahrzehnte haben technische Verbesserungsmaßnahmen, insbesondere die Weiterentwicklung der motorischen Verbrennung, dazu geführt, dass die energiebedingten Kohlenmonoxid-Emissionen insgesamt deutlich gesunken sind (Abb. 2.10, S. 22). Bei Feuerungsanlagen wird seit jeher besonderes Augenmerk auf ein gutes Abbrandverhalten gelegt. Die Kohlenmonoxid-Emissionen sind daher in der Regel gering und die Möglichkeiten zur weiteren Minderung des Kohlenmonoxid-Ausstoßes weitestgehend ausgereizt. Die Kohlenmonoxid-Emissionen aus der Energiewirtschaft sind innerhalb der letzten beiden Jahrzehnte annähernd gleichbleibend.

2.3.4 Stickoxide

Stickoxid ist der Sammelbegriff für nitrose Gase (hier vornehmlich Stickstoffmonoxid, Stickstoffdioxid und Distickstoffmonoxid). Die Entstehung von Stickoxiden während der Verbrennung wird durch die Verbrennungstemperatur, das Sauerstoffangebot, die Verweilzeit und den Stickstoffgehalt im Brennstoff maßgeblich beeinflusst.

Die Entstehung von Stickoxiden (vgl. Abb. 2.11, S. 23) beruht auf drei voneinander unabhängigen Reaktionsmechanismen:

- *Promptes* NO_x bildet sich nach dem Fenimore-Mechanismus. Die Reaktion wird durch unterstöchiometrische Bedingungen sowie das Vorhandensein von Brennstoffradikalen begünstigt (vgl. Joos, 2006, S. 605). Es spielt bei der Verbrennung in ZWSF eine nur untergeordnete Rolle, da hier, bis auf den unteren Bereich des Brennraumes, vorwiegend überstöchiometrische Bedingungen herrschen.
- *Thermisches* NO_x bildet sich nach dem Zeldovich-Mechanismus bei Temperaturen oberhalb von etwa 1100 °C (vgl. Abb. 2.11, S. 23) (vgl. van Loo & Koppejan, 2008, S. 295; Joos, 2006, S. 601; Brauer, 1996a, S. 247). Es wird bei der Verbrennung in ZWSF aufgrund der niedrigen Verbrennungstemperatur und der gestuften Luftführung (siehe Kap. 2.1.4, S. 14) weitestgehend vermieden. Der Reaktionsmechanismus ist aus diesem Grund ebenfalls vernachlässigbar.

- *Brennstoff-NO_x* bildet sich aus brennstoffgebundenem Stickstoff. Dabei entsteht etwa 95 % Stickstoffmonoxid, der Rest ist Stickstoffdioxid und, in bestimmten Fällen bei der Verbrennung in Wirbelschichtfeuerungen, Distickstoffmonoxid (vgl. Brauer, 1996a, S. 282; Epple et al, 2009, S. 357). Der Reaktionspfad zur Bildung von Stickstoffmonoxid ist daher für die Entstehung von Stickoxiden während der Verbrennung in ZWSF bei Temperaturen zwischen 850 und 900 °C maßgeblich.

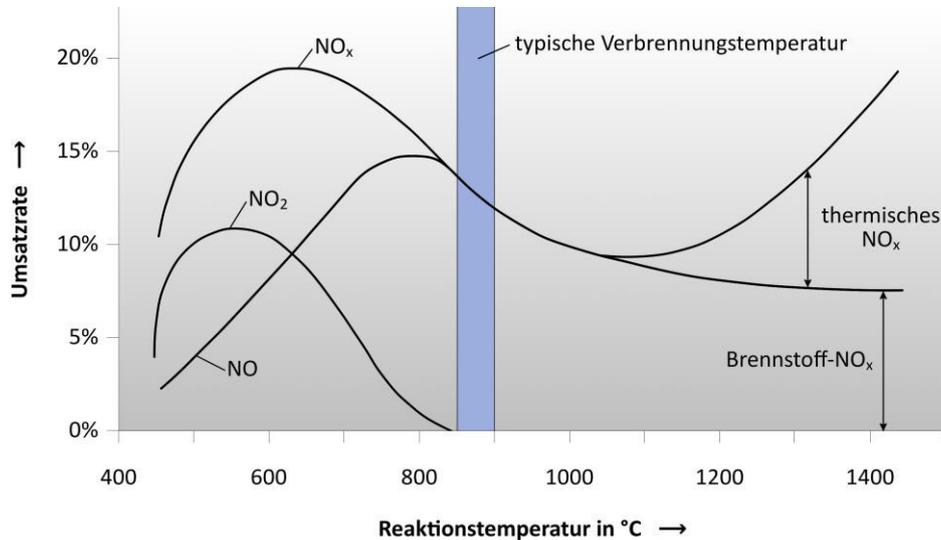


Abb. 2.11. Entstehung von Stickoxiden in Abhängigkeit von der Reaktionstemperatur, eigene Darstellung auf Grundlage von (Brauer, 1996a, S. 281; Effenberger, 2000, S. 253)

Aus brennstoffgebundenem Stickstoff entstehen unter Beteiligung von Radikalen über mehrere Zwischenreaktionen Stickstoffmonoxid und molekularer Stickstoff (vgl. Abb. 2.12, S. 23) (ähnliche Darstellung bei Epple et al, 2009, S. 365). Da Stickstoffmonoxid an der Atmosphäre innerhalb weniger Minuten zu wesentlich schädlicherem Stickstoffdioxid oxidiert, werden die Emissionen der verschiedenen nitrosen Gase für gewöhnlich in Summe als NO₂-Äquivalente angegeben.

Die Inhalation von Stickoxiden kann bei Mensch und Tier von einer Reizung bis hin zur Schädigung der Atmungsorgane führen. Bei Pflanzen können Vegetationsschäden u. a. durch Eutrophierung auftreten. Stickoxide sind Vorläuferprodukte von Ozon und Feinstaub und tragen maßgeblich zur Versauerung von Böden und Gewässern bei (vgl. BAFU, 2008). Zudem haben Stickoxide eine klimaschädliche Wirkung. Vor allem Distickstoffmonoxid hat ein 265-mal höheres Treibhausgaspotenzial (bezogen auf 100 Jahre) als Kohlendioxid (vgl. IPCC, 2013c, S. 714).

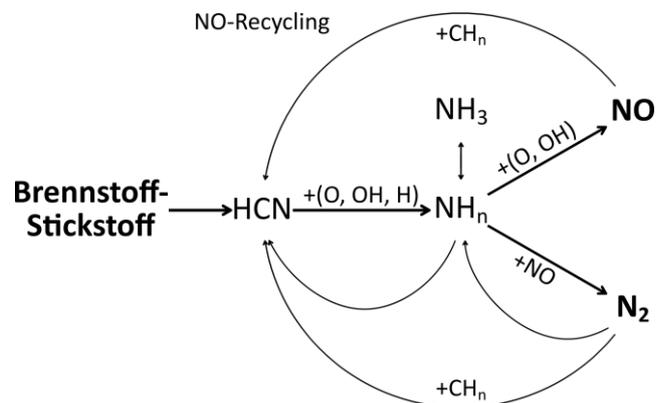


Abb. 2.12. Bildung und Zersetzung von Stickoxiden aus brennstoffgebundenem Stickstoff in der Gasphase (vereinfachter Reaktionspfad), veränderte Darstellung nach (Salzmann & Nussbaumer, 2001, S. 576)

2 Grundlagen

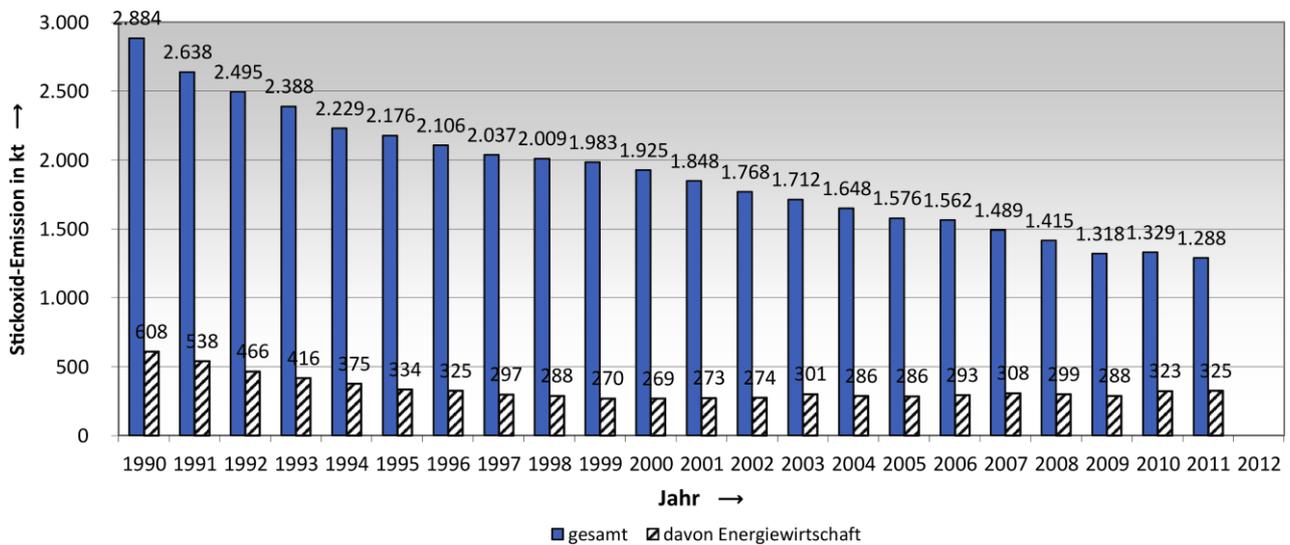


Abb. 2.13. Energiebedingte Stickoxid-Emissionen (berechnet als NO_2) in der Bundesrepublik Deutschland zwischen 1990 und 2011 (keine Angaben ab 2012), eigene Darstellung mit Daten aus (BMWi, 2014)

Der Straßenverkehr ist die größte Quelle von Stickoxid-Emissionen, gefolgt von der Energiewirtschaft. Der Ausstoß konnte innerhalb der vergangenen zwei Jahrzehnte durch die Optimierung von Verbrennungsprozessen sowie Fortschritten bei der Rauchgasreinigung mehr als halbiert werden (Abb. 2.13, S. 24). Auf dem Gebiet der Kraftwerkstechnik konnten die Emissionen durch feuerungstechnische Maßnahmen drastisch gesenkt werden (vgl. Eppele et al, 2009, S. 358). Dieses ist zum einen auf Primärmaßnahmen, u. a. Luftstufung und Rauchgasrezirkulation, und zum anderen auf Sekundärmaßnahmen, z. B. selektive katalytische (SCR) und selektive nichtkatalytische Reduktionsverfahren (SNCR), zurückzuführen. In ZWSF entstehen aufgrund der niedrigen Verbrennungstemperatur verhältnismäßig wenige Stickoxide, sodass keine weiteren Sekundärmaßnahmen zur Rauchgasentstickung erforderlich sind.

2.3.5 Schwefeloxide

Schwefeloxid ist der Sammelbegriff für schweflige Gase (hier vornehmlich Schwefeldioxid und Schwefeltrioxid). Es entsteht durch die Oxidation des im Brennstoff enthaltenen Schwefels. Zwischen Schwefeldioxid und Schwefeltrioxid stellt sich abhängig von der Reaktionstemperatur und -zeit sowie vom Sauerstoff-Partialdruck ein thermodynamisches Gleichgewicht



ein.

Im Rauchgas ist hauptsächlich Schwefeldioxid enthalten, da die Entstehung von Schwefeltrioxid unter den im Brennraum vorherrschenden Bedingungen kinetisch stark gehemmt ist. Schwefeloxid-Emissionen werden in Summe als SO_2 -Äquivalente angegeben. An der Atmosphäre bildet sich aus Schwefeldioxid im Zusammenspiel mit Luftsauerstoff Schwefeltrioxid. Die wässrige Lösung von Schwefeltrioxid ist Schwefelsäure.

Die Inhalation von Schwefeloxiden kann bei Mensch und Tier von einer Reizung bis hin zur Schädigung der Atmungsorgane führen. Schwefeloxide sind Vorläuferprodukte von Feinstaub und tragen maßgeblich zur Versauerung von Böden und Gewässern bei.

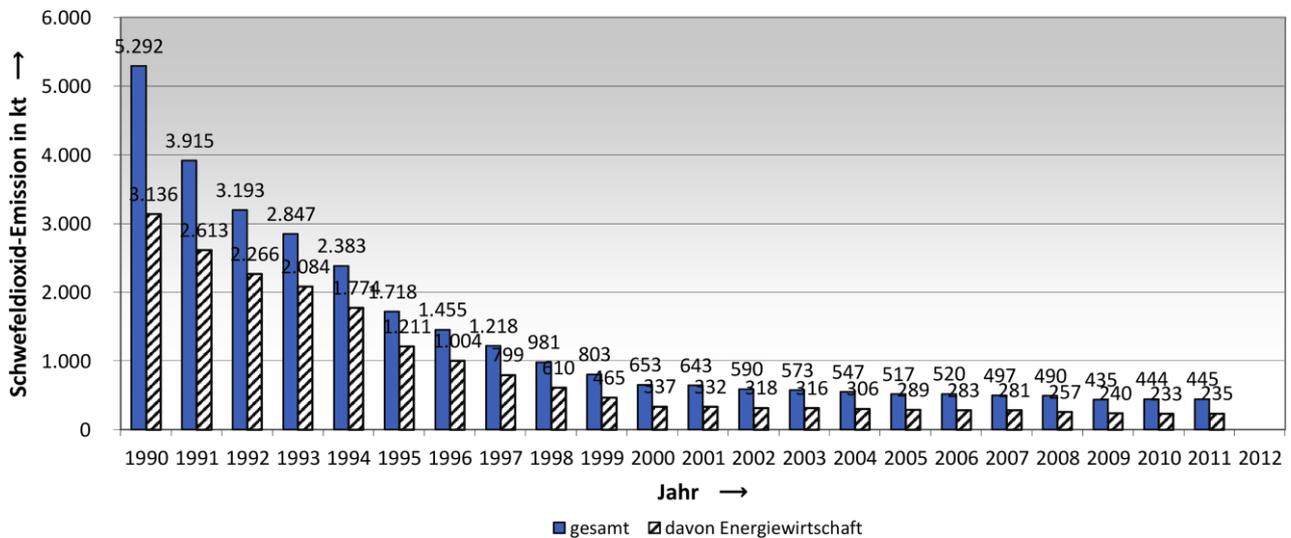
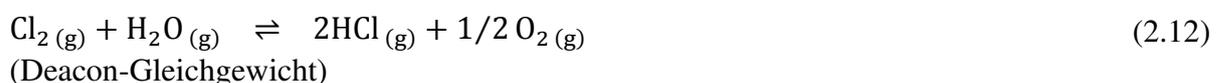


Abb. 2.14. Energiebedingte Schwefeldioxid-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland zwischen 1990 und 2011 (keine Angaben ab 2012), eigene Darstellung mit Daten aus (BMWi, 2014)

Die Energiewirtschaft ist Hauptverursacher energiebedingter Schwefeldioxid-Emissionen. Der Ausstoß konnte aufgrund der konsequenten Anwendung von Maßnahmen zur Rauchgasentschwefelung innerhalb der vergangenen zwei Jahrzehnte deutlich reduziert werden (Abb. 2.14, S. 25). Der Einsatz von Rauchgasentschwefelungsanlagen (REA) bei Großfeuerungsanlagen hat dazu entscheidend beigetragen. Bei der Verbrennung in ZWSF werden Schwefeloxide direkt im Brennraum eingebunden (siehe Kap. 2.4.1, S. 29). Daher sind keine weiteren Sekundärmaßnahmen, die stets mit einem erheblichen apparativen Aufwand verbunden sind, erforderlich.

2.3.6 Halogenwasserstoffe

Chlor und Fluor sind im Brennstoff als Nebenbestandteile enthalten. Die Elemente treten als organische und anorganische Halogenverbindungen auf. Während der Verbrennung entstehen im Zusammenspiel mit Wasserdampf Halogenwasserstoffe, insbesondere Chlor- und Fluorwasserstoff. Der Bildungsmechanismus wird als Pyrohydrolyse bezeichnet. In Abhängigkeit sowohl von der Reaktionstemperatur und -zeit als auch vom Wasserdampf- und Sauerstoff-Partialdruck stellt sich mit Chlor



bzw. Fluor



ein thermodynamisches Gleichgewicht ein. Aufgrund der im Rauchgas vorherrschenden Bedingungen (hohe Temperatur, hoher Wasserdampf- und niedriger Sauerstoff-Partialdruck) wird die Bildung

von Halogenwasserstoffen stark begünstigt (vgl. Born & Bachhiesl, 2003, S. 10). Dabei wird Chlor- bzw. Fluorgas weitestgehend umgesetzt. Die wässrige Lösung der Halogenwasserstoffe ist Salz- bzw. Flusssäure. Die Inhalation toxischer Halogenverbindungen kann bei Mensch und Tier von einer Reizung bis hin zur Schädigung der Atmungsorgane führen.

2.3.7 Dioxine und Furane

Gasförmige anorganische Chlor- und Fluorverbindungen im Rauchgas können im Zusammenspiel mit Aromaten zur Entstehung chlorierter Aromaten führen, welche Vorläuferprodukte polychlorierter Dibenzodioxine (PCDD) und Dibenzofurane (PCDF) sind. Das Reaktionsschema lautet:



Da die Synthese von Dioxinen und Furanen gewissermaßen „von Neuem“ über mehrere Zwischenreaktionen aus einfachen Molekülen erfolgt, wird dieser Entstehungsmechanismus als „de-novo-Synthese“ bezeichnet (vgl. Schultes, 1996, S. 223). Die Reaktion läuft bei Temperaturen zwischen 200 und 700 °C ab.

Ein hoher Chlor- und Fluorgehalt im Brennstoff begünstigt die Bildung von Dioxinen und Furanen. Diese treten verstärkt bei der Verbrennung schadstoffhaltiger Brennstoffe auf, deren Einsatz in den Geltungsbereich der 17. Bundes-Immissionsschutzverordnung (BImSchV) mit besonders niedrigen Emissionsgrenzen (vgl. Tabelle 2.1, S. 27) fällt. Die Vorläuferprodukte von PCDD und PCDF werden in der Nachverbrennungszone unter Sauerstoffmangel bei einer Mindesttemperatur von 850 °C und einer Verweilzeit von mindestens zwei Sekunden weitestgehend zerstört (vgl. § 7 Abs. 1 und Abs. 3 17. BImSchV). Verbleibende Dioxine und Furane können durch adsorptive Reinigungsverfahren (siehe Kap. 2.4.3, S. 36) nahezu vollständig aus dem Rauchgas entfernt werden. Der Ausstoß von Dioxinen und Furanen, die als humankanzerogen eingestuft werden, ist seit den 1980er-Jahren in Deutschland stark zurückgegangen, was u. a. auf Fortschritte bei der Rauchgasreinigung, insbesondere in Abfallverbrennungsanlagen, zurückzuführen ist (vgl. UBA, 2013a).

2.3.8 Gesetzliche Anforderungen an den anlagenbezogenen Immissionsschutz

Um Lebewesen und Lebensräume sowie Sach- und Kulturgüter vor schädlichen Umwelteinwirkungen zu bewahren, hat der Gesetzgeber mit dem *Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz)* einen immissionsrechtlichen Rahmen geschaffen (vgl. BImSchG). Großfeuerungsanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung ab 50 MW fallen je nach Kategorie des eingesetzten Brennstoffes entweder unter die *Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Großfeuerungs- und Gasturbinenanlagen – 13. BImSchV)* oder die *Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen – 17. BImSchV)*.

Tabelle 2.1. Geltungsbereich der Bundes-Immissionsschutzverordnungen bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen in Feuerungsanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung ab 50 MW, eigene Darstellung mit Daten aus (FNR, 2005, S. 191)

Biobrennstoff zur Mitverbrennung	Verordnung
Naturbelassenes Holz	13. BImSchV
Holz gestrichen, lackiert, beschichtet, Sperrholz, Spanplatten, Faserplatten sowie deren Rest ohne halogenorganische Verbindungen, Beschichtungen und Holzschutzmittel	
Stroh oder ähnliche pflanzliche Stoffe	
Holz oder Holzwerkstoffe mit halogenorganischen Verbindungen in der Beschichtung	17. BImSchV
Holz oder Holzwerkstoffe mit Holzschutzmittel	

Mitverbrennungsanlagen, in denen neben Steinkohle auch schadstoffarme Biobrennstoffe zum Einsatz kommen, fallen unter die 13. BImSchV (vgl. § 1 Abs. 1 13. BImSchV). Werden Abfälle oder andere Stoffe mit erhöhter Schadstoffbelastung (mit)verbrannt, gilt die 17. BImSchV (vgl. § 1 Abs. 1 17. BImSchV).

Tabelle 2.2. Emissionsgrenzwerte (Tagesmittelwerte) für Gesamtstaub, Kohlenmonoxid, Stickoxide, Schwefeldioxid, Chlor- und Fluorwasserstoff und Mindestschwefelabscheidegrad nach 13. BImSchV für den Einsatz fester Brennstoffe in Wirbelschichtfeuerungen (vgl. § 4 und § 5 13. BImSchV)

FWL	Brennstoffart	Massenkonzentration ^a						SAG ^b %
		Staub mg/Nm ³	CO mg/Nm ³	NO ₂ mg/Nm ³	SO ₂ mg/Nm ³	HCl mg/Nm ³	HF mg/Nm ³	
50 MW bis 100 MW	naturbelassenes Holz	10	150	250	200	-	-	-
	sonstige Biobrennstoffe		250					≥ 75 %
	andere Brennstoffe		150	300	350			≥ 93 %
	einheimische Brennstoffe mit hohem Schwefelgehalt				-			
100 MW bis 300 MW	naturbelassenes Holz	10	200	200	200	-	-	-
	sonstige Biobrennstoffe		250					≥ 85 %
	andere Brennstoffe		200	150	300			≥ 93 %
	Brennstoffe mit hohem Schwefelgehalt							
mehr als 300 MW	naturbelassenes Holz	10	200	150	200	-	-	-
	sonstige Biobrennstoffe		250					≥ 85 %
	andere Brennstoffe		200	150	400			≥ 97 %
	einheimische Brennstoffe mit hohem Schwefelgehalt							

^a trockenes Abgas im Normzustand (273,15 K, 101,3 kPa), 6 Vol.-% Bezugssauerstoffgehalt

^b Schwefelabscheidegrad

Tabelle 2.2 vermittelt einen Überblick über Emissionsgrenzwerte (Tagesmittelwerte) für Gesamtstaub, Kohlenmonoxid, Stickoxide, Schwefeldioxid, Chlor- und Fluorwasserstoff sowie den Mindestschwefelabscheidegrad nach der 13. BImSchV für den Einsatz fester Brennstoffe in Wirbelschichtfeuerungen. Auf eine Darstellung der Emissionsgrenzwerte und des Mindestschwefelabscheidegrades nach der 17. BImSchV, die bei der Mitverbrennung schadstoffbelasteter Biobrennstoffe gelten, wird verzichtet, da diese Arbeit sich auf den Einsatz unbelasteter Biobrennstoffe konzentriert.

Beim Vergleich der Emissionsgrenzwerte wird deutlich, dass die Anforderungen an den anlagenbezogenen Immissionsschutz z. T. unterschiedlich sind. Dieses hat sowohl techno-ökonomische als

auch politische Ursachen (vgl. Beu, 2008, S. 23 f.). Für Anlagen mit geringer Feuerungswärmeleistung sind die Emissionsauflagen z. T. weniger restriktiv, da der hohe apparative Aufwand zur Rauchgasreinigung aus Gründen der Wirtschaftlichkeit nicht vertretbar ist. Bei Emissionen aus der Verbrennung von Biobrennstoffen gelten teilweise höhere Grenzwerte, um die Nutzung nachwachsender Rohstoffe zu erleichtern und somit den Anteil regenerativer Energien weiter auszubauen.

Im Falle einer Mischfeuerung, bei der mehrere Brennstoffe gleichzeitig zum Einsatz kommen, sieht die 13. BImSchV vor, die Emissionsgrenzwerte nach den jeweiligen Anteilen der Brennstoffe an der Feuerungswärmeleistung zu bilden (vgl. § 10 Abs. 2 13. BImSchV).

$$G_{\text{Misch}} = \frac{\sum \dot{Q}_i G_i}{\sum \dot{Q}_i} \quad (2.14)$$

Bei Einsatz eines heterogenen Brennstoffgemisches (z. B. bei der Mitverbrennung schadstoffbelasteter Althölzer) können aufgrund schwankender Schadstofffrachten im Betrieb Emissionsspitzen auftreten. Um Grenzwertüberschreitungen zu vermeiden, werden Verbrennungsanlagen zumeist so betrieben, dass die Emissionswerte im Normalbetrieb unterhalb der vom Gesetzgeber erlaubten Grenzwerte liegen.

Die Senkung des Schadstoffausstoßes ist mit einem höheren Verbrauch an Additiven und apparativen Aufwand zur Rauchgasreinigung verbunden. Bei der Festlegung von Emissionswerten ist eine Übereinkunft zwischen technischen, ökologischen, ökonomischen, sozialen und politischen Interessen zu treffen. Mitunter kann eine Selbstverpflichtung des Anlagenbetreibers, den Schadstoffausstoß deutlich unterhalb der gesetzlichen Grenzwerte zu halten, z. B. bei der Festlegung von Emissionsgrenzwerten im Rahmen des Genehmigungsverfahrens, seitens der Öffentlichkeit zur Steigerung der Akzeptanz führen.

2.4 Emissionsmindernde Maßnahmen

Seit Beginn der 1980er-Jahre haben Maßnahmen zum Umweltschutz, insbesondere zur Reinhaltung der Luft, in der Energiewirtschaft zunehmend an Bedeutung gewonnen. Maßgeblich dazu beigetragen hat das *Genfer Luftreinhalteabkommen*, welches den Zweck hat, grenzüberschreitende Luftverschmutzungen zu verringern und am 16. März 1983 in Kraft getreten ist (vgl. UNECE, 2008). Im Laufe der Zeit wurden Technologien zur Minderung des Schadstoffausstoßes von Kraftwerken neu- und weiterentwickelt. Inzwischen ist in Deutschland die lokale Luftverschmutzung zurückgegangen (vgl. UBA, 2013b), was u. a. zu einer gesteigerten Lebenserwartung beiträgt.

Emissionsmindernde Maßnahmen, die direkt in den Verbrennungsprozess eingreifen, werden als Primärmaßnahmen bezeichnet. Diese dienen der Senkung des Schadstoffausstoßes bzw. der Steigerung des Ausbrandgrades.

Dazu gehören u. a. die

- Optimierung der Brennraumgeometrie, um Feststoffe und Gase gut zu durchmischen und das Auftreten von Rauchgasstrahlen, einhergehend mit Temperaturspitzen, zu vermeiden,
- gestufte Luft- oder Brennstoffführung für ein gleichmäßiges Sauerstoffangebot während des Abbrands,

- Senkung der Verbrennungstemperatur durch Wärmeauskopplung im Brennraum, um der Bildung von thermischen Stickoxiden entgegenzuwirken,
- Rauchgasrezirkulation, um den Sauerstoffgehalt im Verbrennungsgas bzw. die Verbrennungstemperatur zu senken bzw. zu regulieren,
- Additivzugabe, um Schadstoffe, insbesondere Schwefeloxide und Halogenwasserstoffe, zu binden (Trockenadditivverfahren).

Um die strengen Emissionsauflagen zur Reinhaltung der Luft einzuhalten, reichen Primärmaßnahmen allein oftmals nicht aus. Es sind weitere, dem Verbrennungsprozess angeschlossene Verfahrensschritte zur Rauchgasreinigung notwendig. Diese werden als Sekundärmaßnahmen bezeichnet. Dazu gehören u. a.

- filternde und elektrische Abscheider, Fliehkraftabscheider sowie Wäscher zur Entstaubung des Rauchgases,
- absorptive und adsorptive Rauchgasreinigungsverfahren (Trockensorption) zur Entschwefelung und Abscheidung anderer Schadstoffe,
- selektive katalytische (SCR) und selektive nichtkatalytische Reduktionsverfahren (SNCR) zur Entstickung des Rauchgases,
- Rauchgasentschwefelungsanlagen (REA) zur Reduzierung von Schwefeloxid-Emissionen.

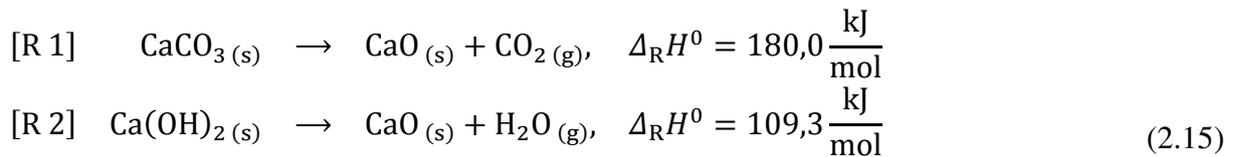
Nachfolgend werden die Funktionsweisen einiger Primär- und Sekundärmaßnahmen zur Rauchgasreinigung veranschaulicht. Da die beiden letztgenannten Sekundärmaßnahmen bei der Verbrennung in ZWSF nicht erforderlich sind, wird in diesem Zusammenhang auf eine weitere Erläuterung verzichtet.

Bevor das Rauchgas die Reinigungsstufen durchlaufen hat, wird es als Rohgas bezeichnet. Nach abgeschlossener Rauchgasreinigung wird es als Reingas bezeichnet. Um die Schadstoffkonzentration in der bodennahen Umgebungsluft möglichst gering zu halten, wird der Gasstrom über einen Schornstein in die Umwelt geleitet. Dadurch findet eine großflächige Verteilung und Verdünnung der Schadstoffe in der Atmosphäre statt. Emittiertes Rauchgas wird als Abgas bezeichnet.

2.4.1 Trockenadditivverfahren

Aufgrund günstiger Voraussetzungen bei der Verbrennung in Wirbelschichtfeuerungen können Schadstoffe im Trockenadditivverfahren direkt (in situ) eingebunden werden. Dazu wird ein basisches Additiv in den Brennraum gegeben. Dabei entstehen Feststoffe, die mit der Asche ausgetragen werden. Zur Schadstoffeinbindung eignen sich kalkhaltige Absorbentien, wie Kreide oder Kalkstein. Diese Sedimentgesteine sind in der Natur weit verbreitet. Hauptbestandteil beider Stoffe ist Calciumcarbonat, wobei Kreide gegenüber Kalkstein ein feineres Gefüge aufweist und dementsprechend reaktiver ist. Zur Absorption eignen sich auch Dolomit, Kalkhydrat oder Feinkalk. Aus Gründen der Wirtschaftlichkeit wird häufig Kalkstein verwendet, obwohl Calciumhydroxid reaktiver ist und die erforderlichen Mengen dementsprechend geringer sind.

Calciumcarbonat und Calciumhydroxid sind bei den im Brennraum vorherrschenden Temperaturen zwischen 850 und 900 °C in einem thermodynamisch instabilen Zustand. Beide Stoffe zerfallen unter Zufuhr von Wärme (endotherme Reaktion) vollständig zu Calciumoxid (Kalzinierung).



Dabei spaltet sich von Calciumcarbonat [R 1] Kohlendioxid (Decarbonisierung) und von Calciumhydroxid [R 2] Wasserdampf (Dehydratisierung) ab. Die Reaktion ist neben der Reaktionstemperatur auch von dem CO_2 -Partialdruck in der Gasphase abhängig (vgl. Epple et al, 2009, S. 375; Baehr, 2005, S. 364 f.). Für den Gleichgewichtspartialdruck in einen Temperaturbereich zwischen 975 K und 1100 K gilt (vgl. Epple et al, 2009, S. 375)

$$p_{\text{CO}_2}^{\text{Gl}} = 3,32 \cdot 10^{12} e^{\frac{-20\,245}{(T/\text{K})}} \text{ Pa} \tag{2.16}$$

und in einen Temperaturbereich zwischen 1100 K und 1275 K

$$p_{\text{CO}_2}^{\text{Gl}} = 1,2 \cdot 10^{12} e^{\frac{-19\,130}{(T/\text{K})}} \text{ Pa}. \tag{2.17}$$

Unter Annahme eines CO_2 -Partialdruckes von 14 000 Pa setzt die Kalzinierungsreaktion im Brennraum bei Temperaturen über 777 °C ein (vgl. Abb. 2.15, S. 30).

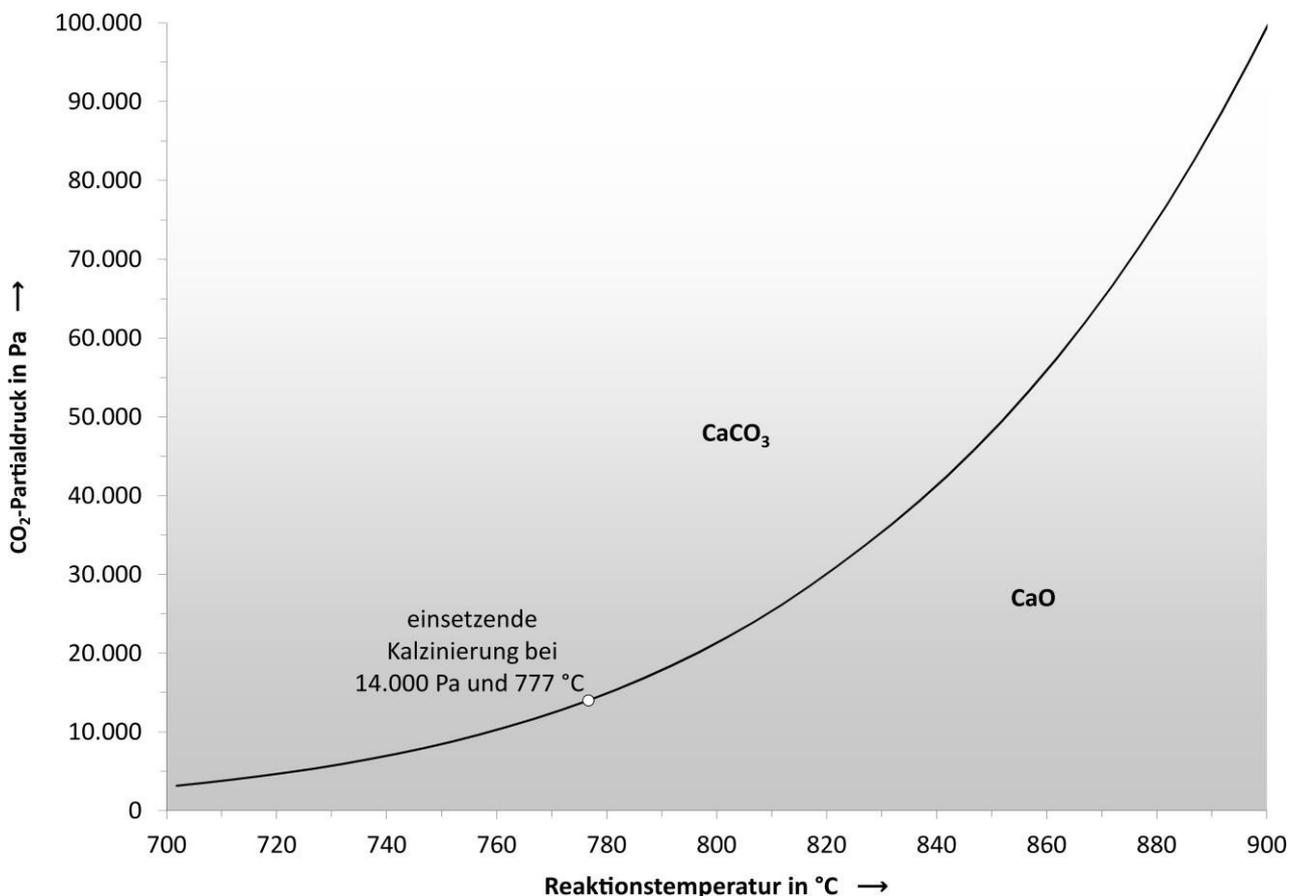


Abb. 2.15. Gleichgewichtstemperatur in Abhängigkeit vom CO_2 -Partialdruck bei der Kalzinierung von Calciumcarbonat, eigene Berechnung auf Grundlage von (Epple et al, 2009, S. 375)

Beim Einsatz von Dolomit ($\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$) entsteht neben Calciumoxid ebenfalls Magnesiumoxid. Da dieses mit Schwefeldioxid jedoch keine stabile Verbindung eingeht, trägt es nicht zur Entschwefelung bei (vgl. Epple et al, 2009, S. 376). Daher wird bei der nachfolgenden Absorption lediglich auf die Einbindung mit Calciumoxid eingegangen.

Nach Abschluss der Kalzinierungsreaktion findet unter Freisetzung von Wärme (exotherme Reaktion) die eigentliche Reaktion zur Einbindung von Schwefeldioxid [R 1] und Schwefeltrioxid [R 2] statt (Sulfatisierung).

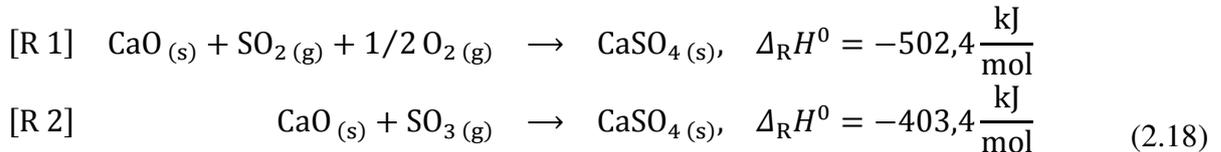


Abb. 2.16 veranschaulicht die Absorption saurer Rauchgasbestandteile mit Calciumcarbonat oder Calciumhydroxid in zwei Schritten. Im ersten Schritt spalten sich je nach Edukt während der Bildung des Calciumoxides (Kalzinierung) nach Gleichung (2.15) Kohlendioxid bzw. Wasserdampf ab. Aufgrund der Ausgasung entstehen im Gefüge Risse sowie Mikro- und Makroporen, wodurch das Volumen und die Porosität des Korn gesteigert werden. Mit der Vergrößerung der Reaktionsoberfläche geht eine Steigerung des Absorptionsvermögens einher. In einem zweiten Schritt bildet sich an der porösen Oberfläche durch Absorption von Schwefeloxid aus dem Rauchgas eine Schicht aus Calciumsulfat, die mit zunehmender Schichtdicke die Diffusion der Gase in das Korninnere erschwert. Infolgedessen verstopfen die Risse sowie die Mikro- und Makroporen, wodurch die Reaktion letztendlich vollständig zum Erliegen kommt (vgl. Epple et al, 2009, S. 376). Im Korninneren verbleibt Calciumoxid, welches nicht zur Schadstoffeinbindung beiträgt und als Freikalk bezeichnet wird.

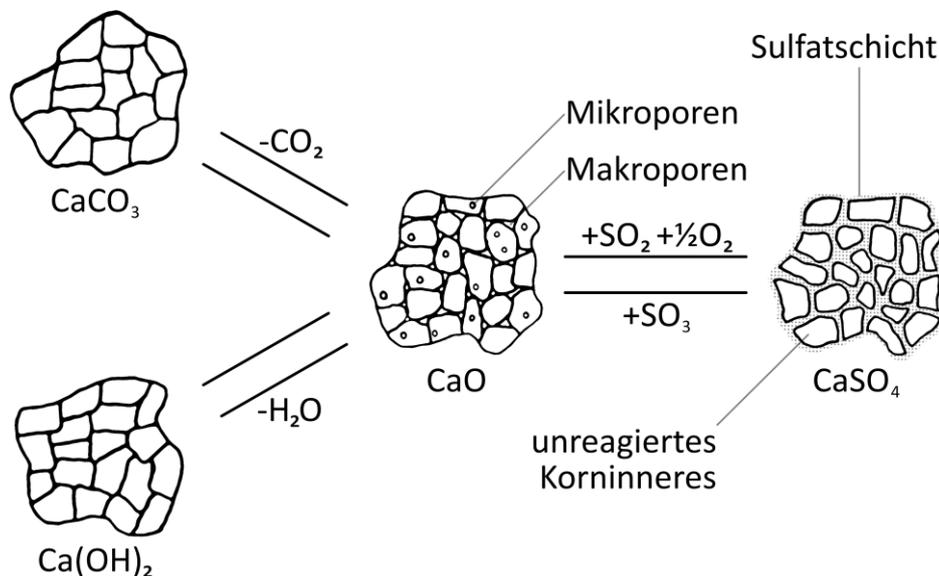


Abb. 2.16. Absorption saurer Rauchgasbestandteile mit Calciumcarbonat oder Calciumhydroxid

Um einen hohen Reaktionsumsatz zu erzielen, sollte das Absorbens eine möglichst große Oberfläche aufweisen. Aufgrund dessen wird das Material vor dem Einbringen in den Prozess zu einem feinen

Pulver gemahlen. Es sollte nach Möglichkeit solange im Feststoffumlauf verbleiben, bis die Schadstoffeinbindung weitestgehend abgeschlossen ist. Durch Reibung im Umlauf wird es weiter zerkleinert, sodass es letztendlich im Zyklonabscheider vom Gasgemisch nicht mehr separiert und mit dem Rauchgasstrom ausgetragen wird. Der höchste Umsatzgrad zur Entschwefelung wird bei Temperaturen um etwa 850 °C erreicht (vgl. Abb. 2.17, S. 32). Bei der Auslegung der Brennraumtemperatur muss ein Kompromiss zwischen einem hohen Entschwefelungsgrad und niedrigen Stickoxid-Emissionen (vgl. Abb. 2.11, S. 23) getroffen werden. Die optimale Verbrennungstemperatur in ZWSF liegt daher in einem verhältnismäßig engen Bereich zwischen 850 und 900 °C.

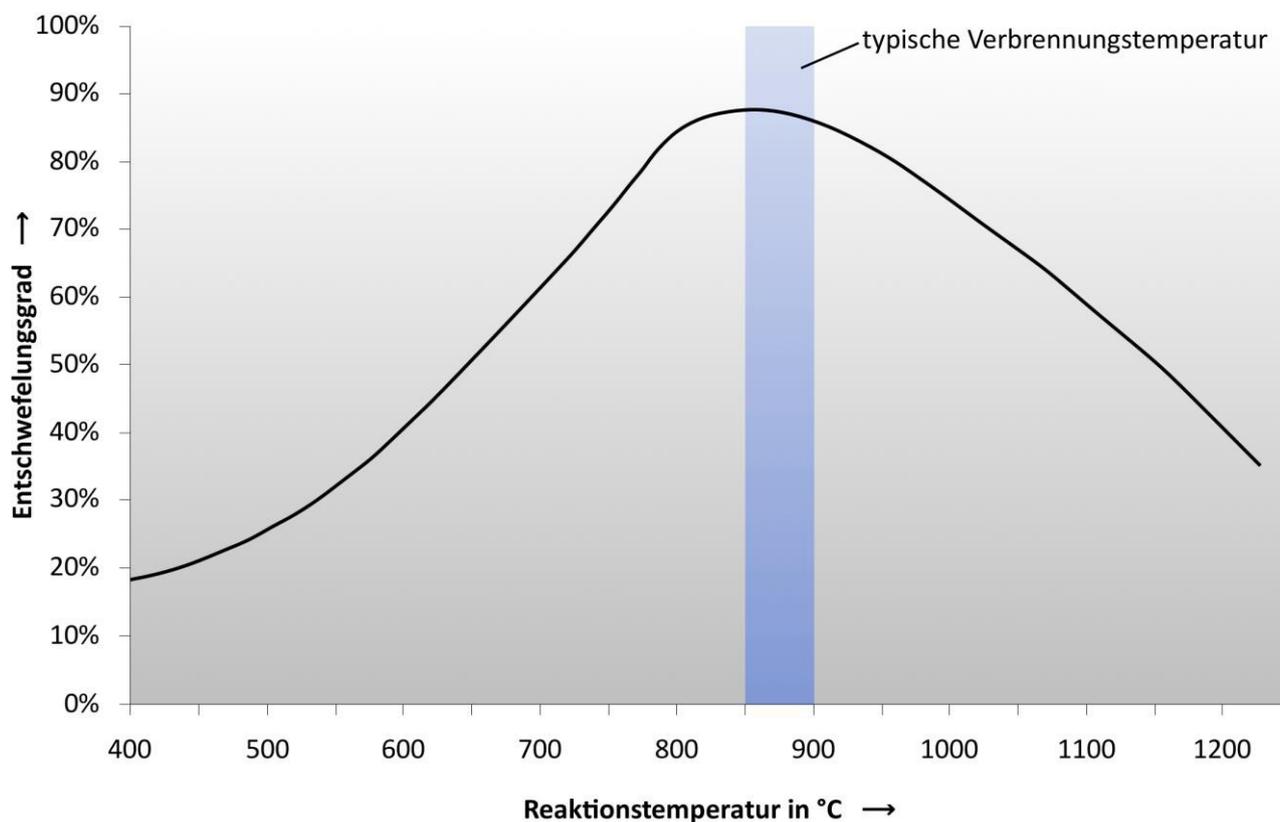
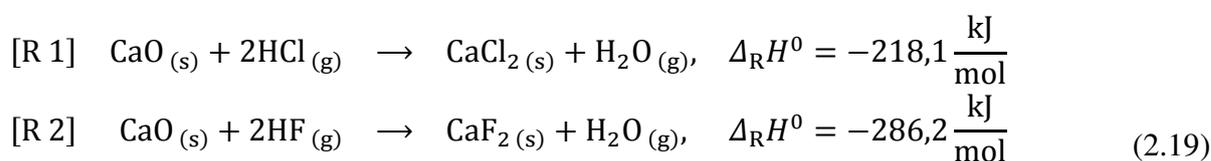


Abb. 2.17. Entschwefelungsgrad in Abhängigkeit von der Reaktionstemperatur (typische Verbrennungstemperatur in ZWSF zwischen 850 und 900 °C farblich hervorgehoben), eigene Darstellung auf Grundlage von (Brauer, 1996a, S. 281; Effenberger, 2000, S. 253)

Mit Calciumoxid lassen sich, vergleichbar mit der Einbindung von Schwefeldioxid, auch Halogenwasserstoffe einbinden, insbesondere Chlor- und Fluorwasserstoff.



Durch Diffusionsprozesse bildet sich an den Korngrenzen des Calciumoxides eine Schicht aus Calciumchlorid [R 1] bzw. Calciumfluorid [R 2]. Zudem wird dabei Wasserdampf freigesetzt. Die anfallenden Feststoffe werden mit der Flugasche ausgetragen.

2.4.2 Entstaubung

Die Minderung partikelförmiger Emissionen ist ein wesentlicher Bestandteil der Rauchgasreinigung. Die Staubabscheidung findet in mehreren Stufen statt. Zunächst werden grobe, dann feine und schließlich feinste Partikel abgeschieden. Mit abnehmendem Korndurchmesser wird die Abscheidung technisch zunehmend anspruchsvoller.

Zur Abscheidung grösster Flugaschebestandteile kommen technisch verhältnismäßig einfache Verfahren zum Einsatz. Zur Vorabscheidung werden mitunter Zyklonabscheider verwendet.

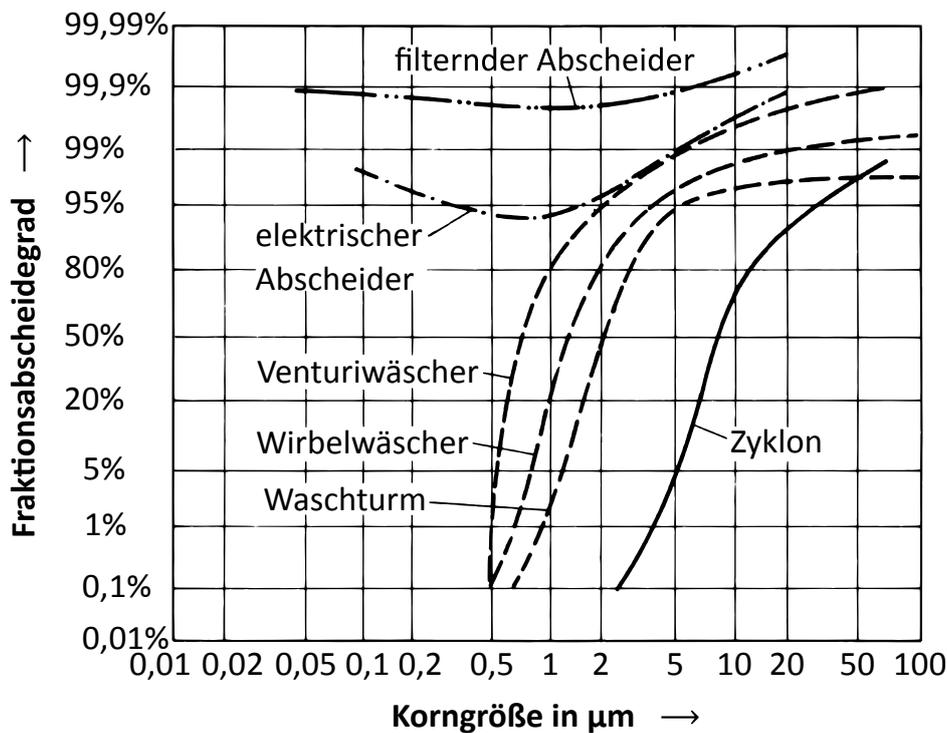


Abb. 2.18. Fraktionsabscheidegradkurven verschiedener Entstaubungssysteme, veränderte Darstellung nach (Fritz & Kern, 1992, S. 27)

Abb. 2.18 stellt die Fraktionsabscheidegradkurven verschiedener Entstaubungssysteme in Abhängigkeit von der Korngröße dar. Die Abscheidecharakteristika der dargestellten Entstaubungssysteme unterscheiden sich voneinander teils deutlich, insbesondere im Hinblick auf die Abscheideleistung im Bereich der Feinstäube (vgl. Fritz & Kern, 1992, S. 27). Zur Entstaubung von Rauchgas aus der Verbrennung in ZWSF kommen für gewöhnlich trocken arbeitende Abscheideverfahren zum Einsatz.

Die Abscheidung feiner und feinsten Partikel in einem oder mehreren dem Dampferzeuger angeschlossenen Entstaubungssystemen ist häufig mit einem erheblichen apparativen Aufwand verbunden. In Anbetracht restriktiver immissionsrechtlicher Auflagen ist der Einsatz elektrischer Abscheider als alleinige Maßnahme zur Rauchgasentstaubung oftmals nicht ausreichend. In vielen Fällen ist die Abscheideleistung zu gering, um den vom Gesetzgeber geforderten Emissionsgrenzwert für Staub (vgl. Tabelle 2.2, S. 27) einzuhalten.

Elektrostatische Abscheider

Zur Entstaubung von feststoffbeladenem Rauchgas aus der Verbrennung in ZWSF werden warmgehende Elektrofilter bei Rauchgas-temperaturen zwischen 300 und 400 °C eingesetzt (vgl. Brauer, 1996a, S. 288). Abb. 2.19 stellt den schematischen Aufbau eines Elektrofilters dar. Zwischen den Sprüh- und Niederschlagselektroden befindet sich ein starkes elektromagnetisches Feld, welches die im einströmenden Rauchgas enthaltenen Staubpartikel ionisiert. Die Gasgeschwindigkeiten liegen zwischen 0,5 und 2 m/s (vgl. van Loo & Koppejan, 2008, S. 324). Durch die auf negativ geladene Teilchen einwirkende Coulomb-Kraft, werden die ionisierten Staubpartikel in Richtung der Niederschlagselektroden abgelenkt und bleiben dort haften. Zum Lösen der Staubschicht klopft ein Hammerwerk die Niederschlagselektroden in regelmäßigen Intervallen ab. Die Elektrofilterasche fällt in darunterliegende Aschetrichter und wird über ein Ascheaustragsystem ausgeschleust. Der Fraktionsabscheidegrad elektrischer Filter ist stark von der Korngröße der abzuschheidenden Partikel abhängig (vgl. Abb. 2.18, S. 33). Grobe und mittlere Fraktionen $> 5 \mu\text{m}$ lassen sich aufgrund des in diesem Bereich hohen Abscheidegrades von über 99 % zuverlässig zurückgehalten. Bei Korngrößen $< 5 \mu\text{m}$ nimmt der Abscheidegrad deutlich ab. Feinste Partikel und Aerosole $< 0,1 \mu\text{m}$ lassen sich Prinzip bedingt gar nicht abscheiden. Elektrofilter zeichnen sich sowohl durch niedrigen Druckverlust als auch geringen Instandhaltungsaufwand aus. Nachteilig sind die hohen Anschaffungskosten, der immense Platzbedarf, der hohe elektrische Eigenbedarf sowie der in Abhängigkeit vom Rauchgasvolumenstrom und der Staubbiladung variierende Abscheidegrad.

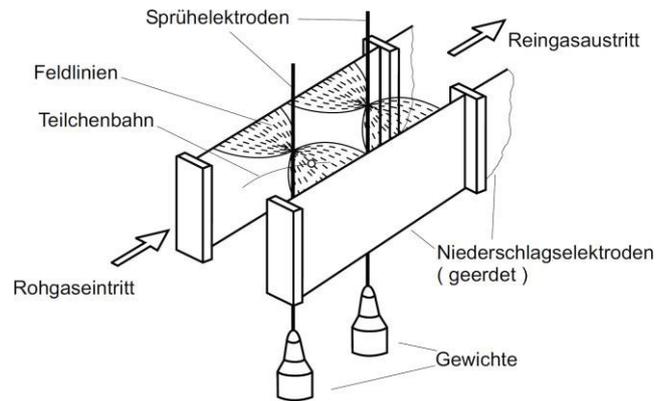


Abb. 2.19. Schematischer Aufbau eines Elektrofilters (Strauß, 2006, S. 303)

Filternde Abscheider

Zur Entstaubung von feststoffbeladenem Rauchgas aus der Verbrennung in ZWSF werden häufig filternde Abscheider eingesetzt. Gewebefilter aus herkömmlichen Gewebematerialien sind für Rauchgastemperaturen bis maximal 250 °C geeignet (vgl. van Loo & Koppejan, 2008, S. 326). Abb. 2.20 stellt den schematischen Aufbau eines Gewebefilters (hier mit Filterschläuchen) dar. Das feststoffbeladene Rauchgas durchströmt ein dichtes, auf einen Metallrahmen gespanntes Gewebe. Die enthaltenen Partikel setzen sich auf der Gewebeoberfläche ab und bauen eine Schicht auf, den sogenannten Filterkuchen. Mit zunehmender Schichtdicke verbessert sich zwar die Abscheideleistung, zugleich steigt jedoch auch der Differenzdruck. Um diesen zu mindern, wird das

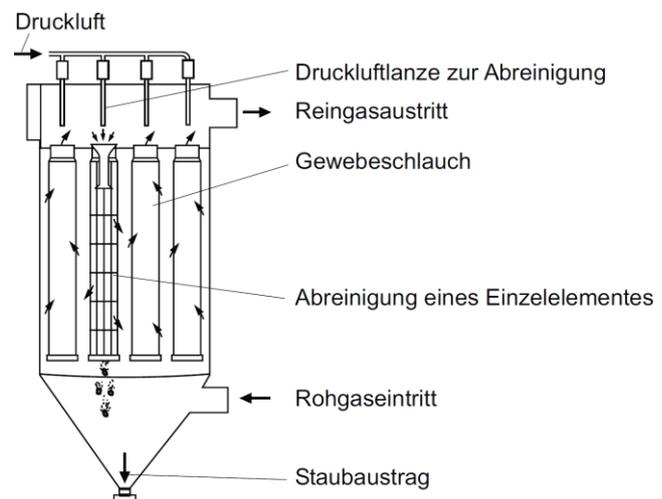


Abb. 2.20. Schematischer Aufbau eines Gewebefilters (Strauß, 2006, S. 302)

Gewebe regelmäßig mit Druckluftstößen entgegen der Strömungsrichtung des Rauchgases beaufschlagt. Dadurch löst sich der Filterkuchen und fällt in Aschetrichter, woraus das Material über ein Ascheaustragsystem ausgetragen wird. Um den Verschleiß des Gewebes gering zu halten, durchströmt der Rauchgasstrom den Gewebefilter mit niedriger Geschwindigkeit zwischen 0,005 und 0,01 m/s (vgl. Strauß, 2006, S. 302). Gewebefilter zeichnen sich durch einen ausgesprochen hohen Abscheidegrad um 99,9 % über ein breites Korngrößenspektrum aus (vgl. Abb. 2.18, S. 33), wodurch eine Abscheidung selbst feinsten Partikel und Aerosole $< 0,05 \mu\text{m}$ möglich ist. Der Abscheidegrad wird durch geringe Rauchgasvolumenströme (z. B. beim Betrieb in Teillast) und schwankende Staubbelastung kaum beeinflusst. Der Instandhaltungsaufwand ist gering. Nachteilig sind der verhältnismäßig große Platzbedarf sowie der zusätzliche Druckverlust über den Rauchgasweg, der ggf. durch ein drehzahlgesteuertes Saugzuggebläse kompensiert werden muss.

2.4.3 Trockensorption

Bei der Trockensorption können ohne Einsatz eines Lösungsmittels sowohl absorptive Vorgänge, die zur Konzentrationssteigerung eines Stoffes innerhalb einer Phase führen, als auch adsorptive Vorgänge, die zur Konzentrationssteigerung eines Stoffes an einer Grenzfläche zwischen zwei Phasen führen, stattfinden. Absorption und Adsorption werden unter dem Oberbegriff Sorption zusammengefasst. Trocken und quasi-trocken arbeitende Verfahren zur Abscheidung von Partikeln, sauren Rauchgasbestandteilen, Schwermetallen und organischen Schadstoffen sind bei einem geringen apparativen Aufwand sehr effektiv.

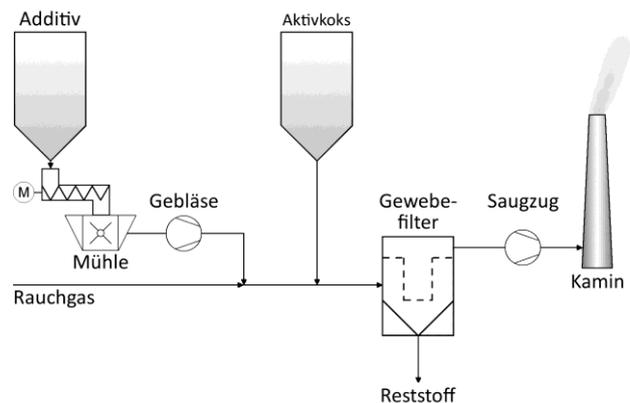


Abb. 2.21. Verfahrensschema einer Trockensorption mit angeschlossener Gewebefilter

Absorption

Durch die Zugabe eines Absorbens, wie Natriumhydrogencarbonat, Kalkhydrat (Calciumhydroxid) oder das Mineral Trona, lassen sich saure Rauchgasbestandteile, wie Schwefeloxide oder Halogenwasserstoffe, chemisch binden (Chemisorption). Um das Absorbens mit dem Rauchgas gleichmäßig in Kontakt zu bringen, wird es zunächst zu einem feinen Pulver gemahlen und im Flugstromverfahren im Rauchgasstrom verteilt. Da Natriumhydrogencarbonat hydrophil ist, wird das Granulat erst kurz vor der Vermischung gemahlen, um eine vorzeitige Reaktion bzw. ein Verstopfen sowohl im Vorratsbehälter als auch im Förderweg zu vermeiden. Die Absorption findet vornehmlich im Flugstromverfahren statt. Der Einbindemechanismus ist in Kapitel 3.4.1 (S. 79 f.) erläutert. Bei der Reaktion des Absorbens mit den sauren Rauchgasbestandteilen entstehen Salze (Chloride, Sulfate). Zur Trennung der anfallenden Produkte vom Gasstrom ist ein Abscheider erforderlich. Dazu kommt häufig ein Gewebefilter zum Einsatz. Die Partikel setzen sich im Filterkuchen ab und werden mit der Gewebefilterasche ausgetragen. Beim Einsatz von Natriumhydrogencarbonat werden hohe Abscheidegrade erzielt ($\text{HCl} > 99\%$ und $\text{SO}_2 > 91\%$) (vgl. Kong & Davidson, 2010, S. 3). Zur vollständigen Reaktion ist ein stöchiometrisches Verhältnis von 1,1 : 1 ausreichend.

Adsorption

Sofern erhebliche Mengen organischer Schadstoffe (PCDD, PCDF, PAK) oder Schwermetalle (Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Hg, Pb) im Rauchgas mitgeführt werden, können zur Reinigung adsorptive Verfahren angewendet werden. Als Adsorbentien werden u. a. Aktivkohle, -kokse oder Zeolithe verwendet. Die im Rauchgas enthaltenen Schadstoffe dringen in die hochporöse Struktur des Adsorbens ein und lagern sich an der großen inneren Oberfläche ab. Eine Bindung der Stoffe findet durch relativ schwache nicht-kovalente Wechselwirkungen (Van-der-Waals-Kräfte) zwischen den Molekülen statt (Physisorption).

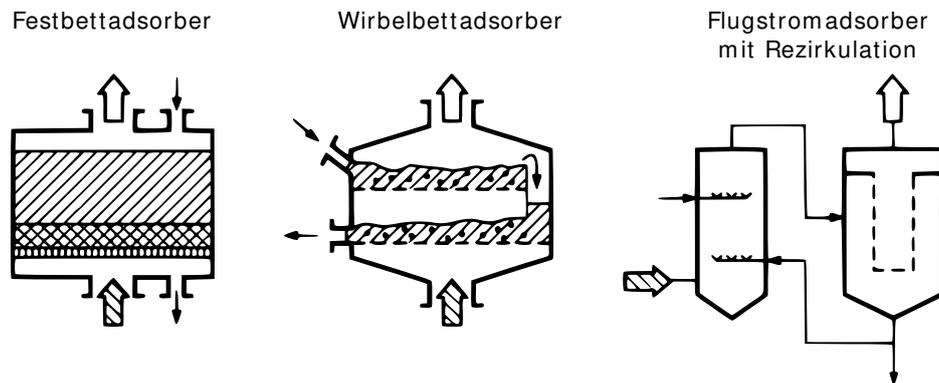


Abb. 2.22. Schematischer Aufbau von Festbett-, Wirbelbett- und Flugstromadsorbern, veränderte Darstellung nach (Brauer, 1996b, S. 432)

Abb. 2.22 stellt den schematischen Aufbau von Festbett-, Wirbelbett- und Flugstromadsorbern dar. Zur Adsorption muss das Rauchgas mit dem Adsorbens in Kontakt gebracht werden. Im *Festbettadsorber* wird das zu reinigende Rauchgas durch eine ruhende Schüttung geleitet. Aufgrund der geringen Strömungsgeschwindigkeiten ist der mechanische Verschleiß des Adsorbens gering. Da Festbettadsorber während der Regenerationsphase nicht verwendet werden können, muss der Aufbau für einen unterbrechungsfreien Betrieb redundant sein (vgl. Schultes, 1996, S. 224). Im *Wirbelbettadsorber* wird die Schüttung durch den Rauchgasstrom aufgelockert. Da zwischen dem Feststoff und Gas ein starker Austausch stattfindet, wird ein hoher Ausnutzungsgrad der Adsorbentien erzielt. Im *Flugstromadsorber* wird gemahlenes Adsorbens gleichmäßig im Rauchgasstrom verteilt. Zur Trennung der anfallenden Produkte vom Gasstrom ist ein Abscheider (hier ein Gewebefilter) erforderlich. Bei der Rauchgasreinigung im Flugstromverfahren finden oftmals Adsorption und Absorption gleichzeitig in einem integrierten Prozess statt. Durch eine Absenkung des (Partial-)Druckes oder Erhöhung der Temperatur können die beaufschlagten Adsorbentien regeneriert und wiederverwendet werden (vgl. Görner & Hübner, 2002, S. F-50). Dieser Umkehrprozess wird als Desorption bezeichnet.

Vorteile der Trennung des Fluggasstromes

Filternde Abscheider erzielen gegenüber elektrischen Abscheidern, insbesondere bei geringem Partikeldurchmesser, einen höheren Fraktionsabscheidegrad (vgl. Abb. 2.18, S. 33). Zur Einhaltung der immissionsrechtlicheren Bestimmungen müssen daher bestehende Kraftwerke ggf. mit einem Gewebefilter nachgerüstet werden. Für die Betriebsweise sind zwei Optionen vorstellbar:

- Der Gewebefilter ersetzt die Funktion des Elektrofilters vollständig und der Elektrofilter wird außer Betrieb genommen.

- Der bestehenden Elektrofilter wird weiterhin betrieben. Der Gewebefilter wird dem Elektrofilter angeschlossen und ergänzt dessen Funktion, insbesondere zur besseren Abscheidung feinsten Staubpartikel.

Bei der Nachrüstung eines Gewebefilters in eine bestehende Anlage kann die letztgenannte Option mitunter zweckmäßig sein, da dadurch eine Trennung des Flugaschestromes ermöglicht wird, auch wenn dieses aus immissionsrechtlichen Gründen nicht zwingend erforderlich wäre.

Die Entsorgung von Gewebefilterasche ist oftmals aufgrund eines hohen Anteiles wasserlöslicher Bestandteile (Chloride, Sulfate), anderer löslicher Feststoffe (u. a. Hydroxide) und einer hohen Konzentration an Schwermetallen problematisch. Von einer oberirdischen Deponierung der Reststoffe geht die Gefahr aus, dass die in der Gewebefilterasche enthaltenen wasserlöslichen Stoffe ausgewaschen werden und in den Untergrund gelangen können. Um die Gefahr einer Bodenkontamination zu verringern, können die in Reststoffen enthaltenen Schadstoffe durch Inertisierungsverfahren stabilisiert bzw. fixiert werden, was zu einer besseren Deponierbarkeit (niedrigere Deponieklasse) führt (vgl. Fraissler et al., 2013, S. 440 f.). Sofern die anfallenden Reststoffe die Kriterien für eine oberirdische Deponierung nicht erfüllen, müssen gefährliche Abfälle (Deponieklasse IV) in Deutschland untertage in Bergwerken oder Kavernen eingelagert werden (vgl. § 2 Abs. 10 DepV). In Anbetracht der enthaltenen Problemstoffe ist die Entsorgung von Gewebefilterasche oftmals kostenintensiv.

Bei der Betriebsweise mit Elektro- und Gewebefilter wird ein Großteil der Flugasche im vorgeschalteten Elektrofilter abgeschieden. Nur ein Bruchteil der Flugasche fällt im angeschlossenen Gewebefilter an. Da die Schadstoffbelastung von Elektrofilterasche für gewöhnlich gering ist (Deponieklasse I bis II), sind Entsorgungsaufwand und -kosten niedrig. Erst durch die Trennung von Elektro- und Gewebefilteraschen ist eine gesonderte Deponierung der Reststoffe mit unterschiedlichen Deponieklassen möglich. Dieses ist zum einen ökologisch vorteilhaft, da gefährliche Abfälle mit einer hohen Schadstoffkonzentration durch eine zeitlich unbegrenzte Ablagerung dauerhaft von der Biosphäre ferngehalten werden; zum anderen besteht ein betriebswirtschaftlicher Nutzen, da für gewöhnlich die Entsorgungskosten aufgrund der getrennten Entsorgungswege gesenkt werden können.

2.5 Brennstoffeigenschaften

Wegen der hohen Brennstoffflexibilität und der vergleichsweise geringen Ansprüche an die Brennstoffaufbereitung können in ZWSF neben fossilen Brennstoffen, wie Stein-, Braun- und Ballastkohle, auch alternative Brennstoffe, wie Abfälle, Reststoffe und Biobrennstoffe, eingesetzt werden.

Tabelle 2.3. Typische zur industriellen Strom- und Wärmeerzeugung genutzte Arten von Biomasse, eigene Darstellung mit Daten aus (Livingston, 2007, S. 56)

Landwirtschaftliche Produkte	Forstwirtschaftliche Produkte	Abfälle	Energiepflanzen
Ernterückstände	Ernterückstände	Siedlungs- und Gewerbeabfälle	Holz
Stroh von Getreide, Hülsenfrüchten, Öl- und Faserpflanzen	Schwach- und Waldrestholz	Papier, Pappe, Textilien, Altholz, Klärschlamm	Weiden, Pappeln
Nebenprodukte	Nebenprodukte	Grünabfälle	halmgutartige Pflanzen
Hülsen, Schalen, Kerne, Presskuchen, Bagasse	Sägemehl, Rinde, Sägestholz	Landschaftspflegeholz	Miscanthus, Rohrglanzgras, Rutenhirse
Tierische Abfälle			
Gülle, Tiermehl			

Sofern Rückstände, Nebenprodukte und Abfälle durch physikalische Bearbeitung oder chemische Umwandlung nicht oder nicht mehr zum Zweck der Rohstoffrückgewinnung aufbereitet werden können, steht die energetische Verwertung von Biomasse in keiner Konkurrenz zu deren stofflichen Nutzung. Vielmehr ist die thermische Verwertung ein umweltgerechter Entsorgungsweg. Siedlungs- und Gewerbeabfälle dürfen in Deutschland nicht unbehandelt deponiert werden. Nach dem *Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz – KrWG)* sind diese, sofern sie nicht vermieden werden können, stofflich zu verwerten oder zur Energieerzeugung zu nutzen (vgl. § 2 Abs. 1 KrWG). Im Gegensatz dazu verbleiben forst- und landwirtschaftliche Ernterückstände bei herkömmlichen Bewirtschaftungsmethoden überwiegend im Wald bzw. auf dem Feld und werden kaum zu stofflichen bzw. energetischen Zwecken genutzt.

Biomasse wird zur Herstellung von Biobrennstoffen verwendet. Der nachwachsende Rohstoff ist heterogen und hat eine chemisch komplexe Struktur. Die Rohstoffqualität kann durch Einflüsse während der Wachstumsphase (Bodenqualität, Düngung, Schadstoffeintrag, klimatische Bedingungen, Erntezeitpunkt, Reifegrad etc.) und Bereitstellungsphase (Aufbereitungs- und Lagerungsart, Trocknung, fortschreitende biologische Zersetzung etc.) schwanken (vgl. Hartmann et al., 2000, S. 14 ff.; Vetter, 2001, S. 39 ff.). Daher ist es erforderlich, Biomasse mittels mechanischer Verfahren aufzubereiten. Die Auswahl geeigneter Rohstoffe ist Voraussetzung für einen hochwertigen Biobrennstoff, wodurch bereits im Vorwege der Verbrennung Einfluss auf spätere Schadstoffemissionen genommen werden kann. Durch die Zerkleinerung und Durchmischung entsteht ein homogener Brennstoff, was während der Verbrennung zu einer Minderung von Schadstoffspitzen führt.

Beim Einsatz von Biobrennstoffen ist auf deren brennstoffspezifische Besonderheiten und ihre Auswirkungen insbesondere auf den Verbrennungsprozess Rücksicht zu nehmen (vgl. Tabelle 2.4, S. 39). Anhand der chemischen Brennstoffeigenschaften können Rückschlüsse auf den Verbrennungsprozess bzw. die Schadstoffbildung gezogen werden, wohingegen physikalisch-mechanische Merkmale besonders für den Brennstofftransport, die -aufbereitung und -lagerung von Bedeutung sind. Um Betriebsstörungen, die u. a. auf Verschmutzung, Verschlackung, Korrosion und Agglomeration des Umlaufmaterials zurückzuführen sind, zu vermeiden, sind Kenntnisse über die Zusammensetzung von Brennstoffaschen und deren Eigenschaften unabdingbar.

Tabelle 2.4. Physio-chemische Eigenschaften fester Biobrennstoffe und ihre Auswirkungen, eigene Darstellung mit Daten aus (Hartmann, 1998, S. 184 ff. zit. nach van Loo & Koppejan, 2008, S. 39)

Eigenschaften	Auswirkungen
Physikalische Eigenschaften	
Wassergehalt	Heizwert, Lagerfähigkeit und Trockensubstanzverlust, Selbstentzündung, Brennstoffausnutzung, Anlagenauslegung
Heiz- und Brennwert	Brennstoffausnutzung, Anlagenauslegung
Flüchtige Bestandteile	Thermische Zersetzungseigenschaften, Verbrennungsluftzufuhr
Aschegehalt	Staubemissionen, Aschehandhabung, Ascheverwertung, Ascheentsorgung, Verbrennungstechnik
Ascheschmelzverhalten	Betriebssicherheit, Verbrennungstechnik, Regelungstechnik, Verschlackungen
Schütt- und Lagerungsdichte	Brennstofflogistik (Planung, Lagerung, Transport), Brennstoffaufbereitung
Teilchendichte	Feuerungseigenschaften (Wärmeleitfähigkeit, thermische Zersetzung)
Abmessung, Form und Größenverteilung	Fördertechnik, Verbrennungstechnik, Trocknungseigenschaften, Brückenbildungsneigung, Staubbildung
Feinanteil	Lagerungsdichte, Transportverlust, Staubbildung, Gesundheitsrisiken bei dem Umgang
Abriebbeständigkeit	Qualitätsverluste, Gemischtrennung, Feinanteil
Pilzsporen	Gesundheitsrisiken bei dem Umgang
Chemische Eigenschaften	
Kohlenstoff (C)	Heizwert
Wasserstoff (H)	Heiz- und Brennwert
Sauerstoff (O)	Heizwert
Stickstoff (N)	NO _x -, HCN- und N ₂ O-Emissionen
Schwefel (S)	SO _x -Emissionen, Hochtemperaturkorrosion
Chlor (Cl)	HCl, PCDD-/PCDF-Emissionen, Hochtemperaturkorrosion, Senkung der Ascheschmelztemperatur
Fluor (F)	HF-Emissionen, Hochtemperaturkorrosion
Kalium (K)	Ablagerungen (Wärmetauscher, Überhitzer), Hochtemperaturkorrosion, Senkung der Ascheschmelztemperatur, Aerosolbildung, Ascheverwertung (Pflanzennährstoff)
Natrium (Na)	Ablagerungen (Wärmetauscher, Überhitzer), Hochtemperaturkorrosion, Senkung der Ascheschmelztemperatur, Aerosolbildung
Magnesium (Mg)	Erhöhung der Ascheschmelztemperatur, Ascheverwertung (Pflanzennährstoff)
Calcium (Ca)	Erhöhung der Ascheschmelztemperatur, Ascheverwertung (Pflanzennährstoff)
Phosphor (P)	Ascheverwertung (Pflanzennährstoff)
Schwermetalle	Emissionen, Ascheverwertung, Aerosolbildung

Ein effizienter Umgang und Handel mit festen Biobrennstoffen setzt eindeutige Normen und Standards zur Brennstoffspezifikation und -klassifizierung voraus (vgl. DIN, 2005b). Zur Bestimmung der chemischen, kalorischen und mechanischen Brennstoffeigenschaften werden grundlegende Untersuchungen zur Brennstoffanalyse durchgeführt. Die Analyseergebnisse unterschiedlichster Brennstoffe und der dazugehörigen Brennstoffaschen stehen in frei zugänglichen Datenbanken zur Verfügung (weiterführende Informationen bei ECN, 2012a, ECN, 2012b; BIOBIB, 2012; EERE, 2004; IEA BCC, o. J.). Nachfolgend werden die physio-chemischen Eigenschaften von Steinkohle

(bituminöse Kraftwerkskohlen) (vgl. Tabelle A.1, S. 209), Holzbrennstoffen (vgl. Tabelle A.2, S. 210) und Halmgutbrennstoffen (vgl. Tabelle A.3, S. 211) dargestellt und miteinander verglichen. Von der Betrachtung ausgeschlossen sind Biobrennstoffe, die durch weitere Aufbereitungsverfahren (Pelletierung, Karbonisierung, Torrefizierung etc.) in einen hochwertigen Sekundärenergieträger umgewandelt werden, da diese Art der Brennstoffaufbereitung für den Einsatz in ZWSF in der Regel nicht erforderlich ist.

2.5.1 Immediatanalyse

Anhand einer Kurzanalyse, die auch als Immediatanalyse bezeichnet wird, lassen sich erste Aussagen über die Brennstoffqualität treffen. Dabei werden die wesentlichen Brennstoffeigenschaften, wie der Gehalt an Wasser, Asche und flüchtigen Bestandteilen sowie der Heiz- und Brennwert ermittelt. Die Ergebnisse der Immediatanalyse können sowohl zur Führung des Verbrennungsprozesses als auch zur Überwachung der vom Lieferanten vertraglich zugesicherten Brennstoffqualität herangezogen werden.

Tabelle 2.5. Ergebnisse der Immediatanalyse, eigene Darstellung mit Daten für Steinkohle, Holzbrennstoffe und Halmgutbrennstoffe aus (ECN, 2012a), für Wassergehalt, Heiz- und Brennwert von Holzbrennstoffen aus (SWFL, 2013), weitere Angaben für Steinkohle (vgl. Tabelle A.1, S. 209), für Holzbrennstoffe (vgl. Tabelle A.2, S. 210), für Halmgutbrennstoffe (vgl. Tabelle A.3, S. 211)

		Wasser	Flüchtige Bestandteile	Asche (550 °C)	Heizwert	Brennwert
		Gew.-% (roh)	Gew.-% (wf)	Gew.-% (wf)	MJ/kg (wf)	MJ/kg (wf)
Steinkohle	∅	7,6	34,8	10,7	28,8	29,9
	min.	3,8	29,7	8,6	27,7	28,7
	max.	11,8	39,5	13,2	31,2	32,3
	Probenanzahl	12	12	3	7	8
Holzbrennstoffe	∅	45,0	77,4	3,3	18,5	19,8
	min.	40,6	72,0	0,6	17,6	18,8
	max.	49,0	81,8	7,1	19,4	20,7
	Probenanzahl	16	4	4	16	16
Halmgutbrennstoffe	∅	8,3	73,4	7,9	17,6	18,9
	min.	8,1	71,6	4,7	17,1	18,9
	max.	8,5	77,7	10,3	17,8	18,9
	Probenanzahl	5	6	6	6	1

Wassergehalt

Der Wassergehalt von Biobrennstoffen hängt neben der Pflanzenart vom Erntezeitpunkt, der Lagerungsart sowie den Witterungseinflüssen während des Pflanzenwachstums und der Ernte ab. Halmgutbrennstoffe werden aus Gründen der besseren Lagerbeständigkeit üblicherweise mit einem Wassergehalt von höchstens 15 % eingelagert (vgl. Kaltschmitt et al., 2009, S. 358). Im Vergleich dazu haben erntefrische Holzhackschnitzel einen deutlich höheren Wassergehalt. Demgegenüber ist der Wassergehalt von Steinkohle geringer und konstant.

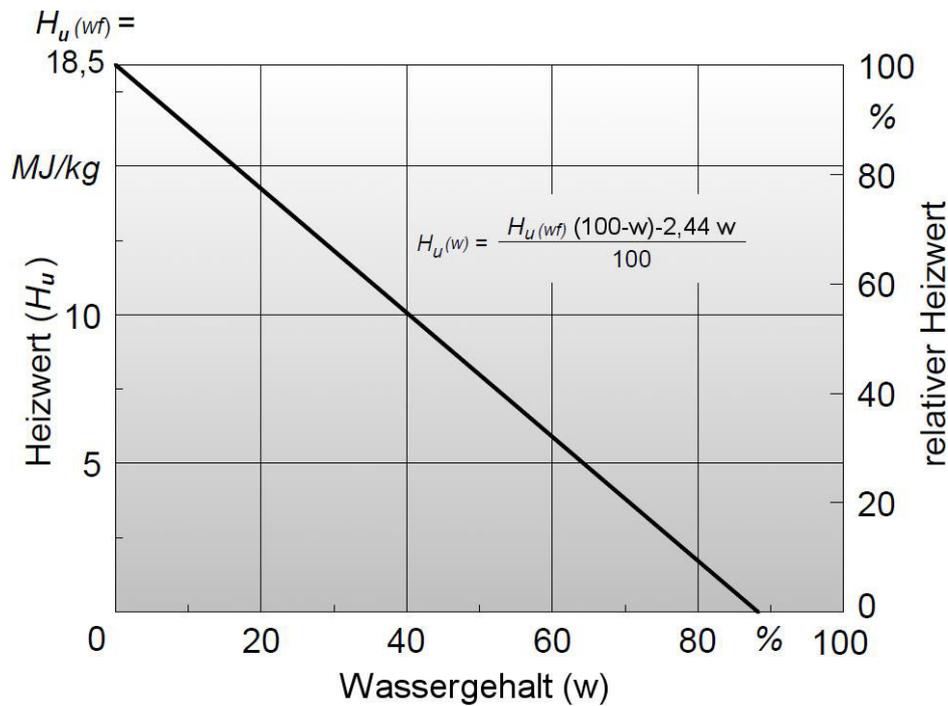


Abb. 2.23. Heizwert in Abhängigkeit vom Wassergehalt am Beispiel eines Holzbrennstoffes, veränderte Darstellung nach (Hartmann et al., 2000, S. 7)

Mit zunehmendem Wassergehalt sinkt der Heizwert eines Brennstoffes, da sich die nutzbare Wärmemenge, die während der Verbrennung freigesetzt wird, um den Betrag der Verdampfungswärme des Wassers vermindert. Die Kondensationsenthalpie ist ebenso groß wie die Verdampfungsenthalpie. In einigen Anlagen kann der im Rauchgas enthaltene Wasserdampf kondensiert werden, um die latente Wärme auf einem niedrigen Temperaturniveau zurückzugewinnen (vgl. Hartmann et al., 2000, S. 6). Das im Brennstoff enthaltene Wasser wirkt sich auch auf dessen Lagerfähigkeit aus. Biobrennstoffe unterliegen im Gegensatz zu Steinkohle einem biologischen Zersetzungsprozess. Im Kontakt mit Luftsauerstoff bieten die feuchtwarmen Verhältnisse in naturbelassenen Biobrennstoffen ideale Bedingungen für das Wachstum von Bakterien, Keimen und Pilzen. Durch die Trocknung kann dieser biologische Zersetzungsprozess verlangsamt bzw. aufgehalten werden (siehe Kap. 2.7.2, S. 55).

Flüchtige Bestandteile

Steinkohle enthält gegenüber Holz- und Halmgutbrennstoffen weniger flüchtige Bestandteile, da deren Anteil mit zunehmendem Inkohlungsgrad abnimmt (vgl. Żelkowski, 2004, S. 62). Der Anteil flüchtiger Bestandteile im Brennstoff beeinflusst die thermischen Zersetzungseigenschaften maßgeblich. Die thermochemische Umwandlung fester Brennstoffe lässt sich in die drei Phasen Aufheizung/Trocknung, Verflüchtigung und Restkoksabbrand einteilen (vgl. Kaltschmitt et al., 2009, S. 382-384; Joos, 2006, S. 527 f.; Warnatz et al., 2001, S. 245 f.; IEA BCC, 2000).

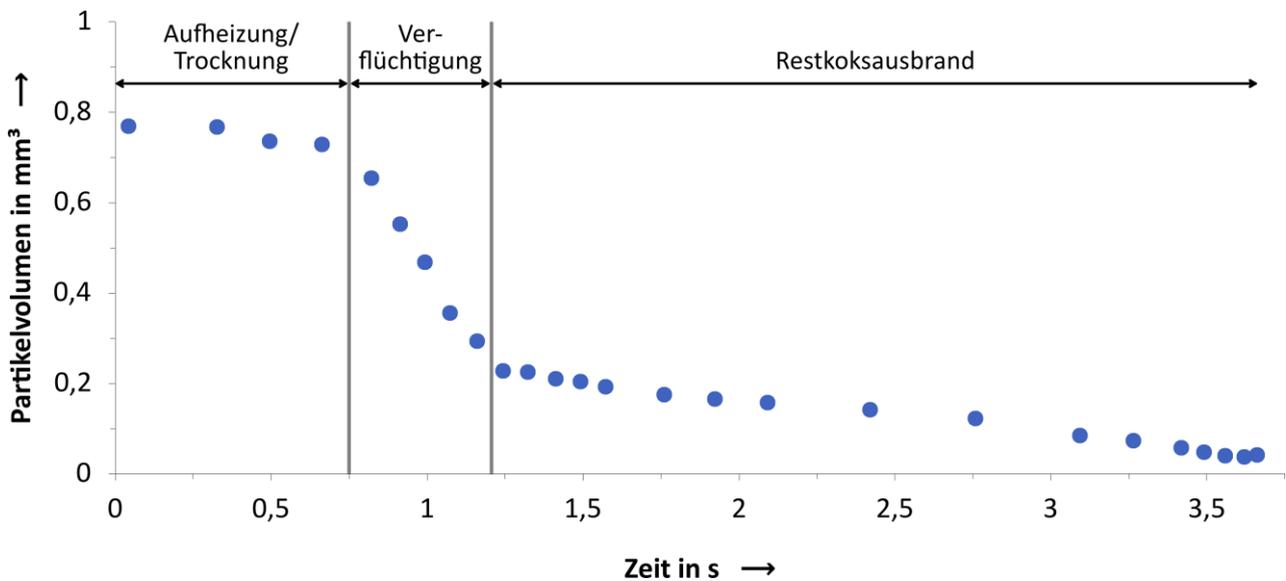


Abb. 2.24. Phasen der thermochemischen Umwandlung kleiner Biomasse-Partikel, eigene Darstellung auf Grundlage von (IEA BCC, 2000)

Während der Brennstoff aufheizt, verdampft das enthaltene Wasser. Die Reaktion verläuft unter Aufnahme von Wärme (endotherme Reaktion). Unter dem Einfluss von Wärme zerfallen molekulare Verbindungen im Brennstoff (pyrolytische Zersetzung). Aus dem Brennstoffpartikel entgasen flüchtige Bestandteile, die bei Biobrennstoffen etwa 85 % der Masse ausmachen. Diese Phase ist mit einer starken Volumen- und Gewichtsabnahme verbunden. Die Gase verbrennen in einer homogenen Gasphasenreaktion (exotherme Reaktion). Zur vollständigen Verbrennung der flüchtigen Bestandteile ist eine Verweildauer um 0,5 Sekunden bei Temperaturen um 850 °C ausreichend (vgl. Nussbaumer, 2003, S. 1513). Aus dem Restkoks, welches im Wesentlichen aus Kohlenstoff besteht, diffundieren weiterhin brennbare Gase. Dabei handelt es sich im Wesentlichen um Kohlenmonoxid. An der Oberfläche angelangt, oxidiert es in der Gasphase zu Kohlendioxid (exotherme Reaktion). Der heterogene Restkoksabbrand verläuft vergleichsweise langsam. Die Reaktionsgeschwindigkeit ist stark temperaturabhängig. Da der Abbrand innerhalb der Gasphase wesentlich schneller als der Restkoksabbrand stattfindet (Abb. 2.24, S. 42), muss die Verbrennungsluftzufuhr bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen an das geänderte Abbrandverhalten angepasst werden.

Aschegehalt

Die in Steinkohle enthaltene Asche besteht aus mineralischen Einlagerungen und Bemischungen, die

- mit der Kohle entstanden und dementsprechend verwachsen sind,
- sich nach der Verfestigung in später entstandenen Rissen und Spalten abgesetzt haben oder
- als organische Asche aus dem pflanzlichen Ausgangsmaterial stammen

(vgl. Żelkowski, 2004, S. 68).

Holzbrennstoffe enthalten für gewöhnlich wenig Asche. *Kaltschmitt et al.* stellen diesbezüglich fest, dass der Aschegehalt von Holz einschließlich der Rinde bei nur etwa 0,5 Gew.-% (wf) liegt, wobei die Rinde weitaus mehr Asche enthält als das Kernholz. Größere Überschreitungen sind zumeist auf

Sekundärverunreinigungen wie anhaftende Erde zurückzuführen (Kaltschmitt et al., 2009, S. 359). Da junges Gehölz einen vergleichsweise hohen Rindenanteil aufweist, ist dessen Aschegehalt dementsprechend erhöht. Halmgutbrennstoffe weisen zumeist einen etwas höheren Aschegehalt auf als Holzbrennstoffe.

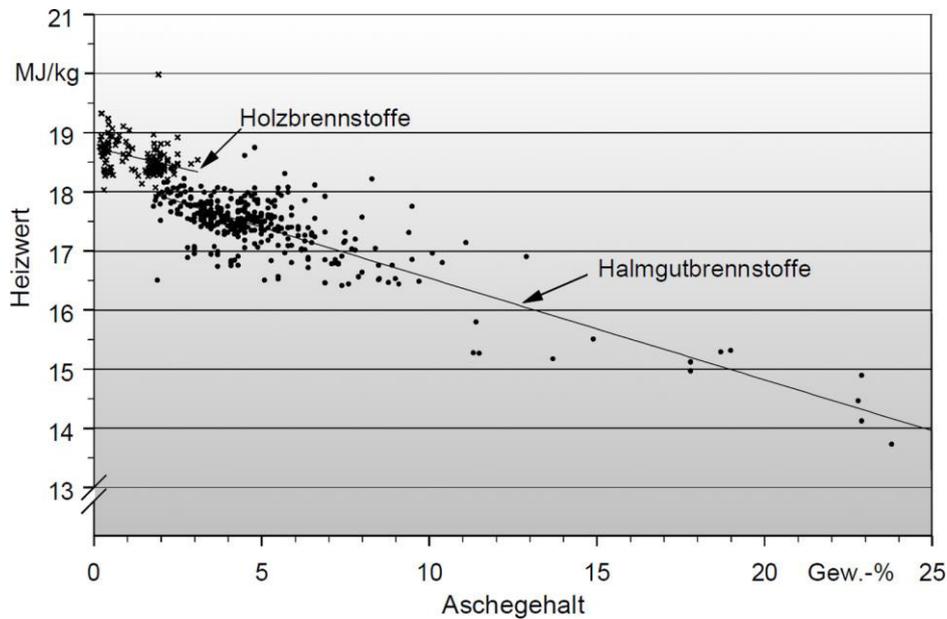


Abb. 2.25. Heizwert in Abhängigkeit vom Aschegehalt bei Holzbrennstoffen (mit und ohne Rinde) und Halmgutbrennstoffen (Getreide- und Rapsstroh, Getreidepflanzen, Miscanthus, Gräser, Lein- und Hanfstroh) bezogen auf die Trockenmasse, veränderte Darstellung nach (Hartmann et al., 2000, S. 101)

Laut *Hartmann et al.* besteht bei Holz- und Halmgutbrennstoffen zwischen Aschegehalt und Heizwert ein Zusammenhang. Gesezt den Fall, dass die Biobrennstoffe nur wenige Sekundärverunreinigungen enthalten, ist die Bandbreite der üblichen Aschegehalte sehr gering (vgl. Hartmann et al., 2000, S. 100 f.).

Heiz- und Brennwert

Der Brennwert ist die bei vollständiger Oxidation eines Brennstoffes freigesetzte Wärmemenge einschließlich der Kondensationswärme des Wasserdampfes (vgl. DIN, 2005a). Dieser lässt sich mittels der empirischen Gleichung

$$H_o = 0,3491\xi_C^{Br} + 1,1783\xi_H^{Br} + 0,1005\xi_S^{Br} - 0,1034\xi_O^{Br} - 0,0151\xi_N^{Br} - 0,0211\xi_{Asche}^{Br} \frac{\text{MJ}}{\text{kg}} \quad (2.20)$$

bestimmen (vgl. Gaur & Reed, 1995, S. 9-2).

Gleichung (2.20) verdeutlicht, dass der Brennwert mit zunehmendem Gehalt an Kohlenstoff, Wasserstoff und Schwefel (brennbare Substanz) steigt und mit zunehmendem Gehalt an Sauerstoff, Stickstoff und Asche fällt (vgl. van Loo & Koppejan, 2008, S. 12). Der zur Verbrennung erforderliche Sauerstoff wird sowohl aus dem Brennstoff als auch aus der Verbrennungsluft bezogen.

Der Heizwert ist die Differenz des Brennwertes und der Kondensationswärme des Wasserdampfes (van Loo & Koppejan, 2008, S. 12).

$$H_u = \left(\frac{H_o}{\text{MJ/kg}} \right) \left(1 - \frac{\xi_{\text{H}_2\text{O}}^{\text{Br}}}{100} \right) - 2,441 \frac{\xi_{\text{H}_2\text{O}}^{\text{Br}}}{100} - 2,441 \frac{\xi_{\text{H}}^{\text{Br}}}{100} 8,936 \left(1 - \frac{\xi_{\text{H}_2\text{O}}^{\text{Br}}}{100} \right) \frac{\text{MJ}}{\text{kg}} \quad (2.21)$$

Gleichung (2.21) verdeutlicht, dass der während der Verbrennung freigesetzte Wasserdampf zum einen auf die Oxidation des im Brennstoff chemisch gebundenen Wasserstoffes und zum anderen auf die Verdampfung des im Brennstoff enthaltenen Wassers (grobe und hygroskopische Feuchte) zurückzuführen ist. Für gewöhnlich verlässt der Wasserdampf im Rauchgas die Verbrennungsanlage über den Kamin, ohne dass die darin enthaltene latente Wärme durch Kondensation technisch nutzbar gemacht wird.

Die Heiz- und Brennwerte von Biobrennstoffen sind gegenüber denen von Steinkohle geringer (siehe Tabelle 2.5, S. 40), was u. a. darauf zurückzuführen ist, dass Biobrennstoffe weniger Kohlenstoff enthalten (siehe Tabelle 2.6, S. 44). Da organisch gebundener Kohlenstoff oftmals als sauerstoffhaltige Verbindungen mit einer höheren Oxidationsstufe vorliegt, können diese Verbindungen jedoch nur eingeschränkt unter Abgabe von Energie weiter oxidieren (vgl. Kaltschmitt et al., 2009, S. 351).

2.5.2 Elementaranalyse

Die Elementaranalyse gibt Aufschluss über die chemische Zusammensetzung eines Brennstoffes, jedoch nicht über die enthaltenen Verbindungen. Üblicherweise werden die Hauptbestandteile Kohlenstoff, Sauerstoff, Wasserstoff, Stickstoff und Schwefel als quantitative Massenanteile und die Nebenbestandteile als qualitative Massenanteile angegeben. Zur Vergleichbarkeit unterschiedlicher Proben beziehen sich die Angaben auf die Trockenmasse. Dieses setzt voraus, dass die Proben im Vorwege der Untersuchung getrocknet wurden.

Tabelle 2.6. Ergebnisse der Elementaranalyse, eigene Darstellung mit Daten aus (ECN, 2012a), weitere Angaben für Steinkohle (vgl. Tabelle A.1, S. 209), für Holzbrennstoffe (vgl. Tabelle A.2, S. 210), für Halmgutbrennstoffe (vgl. Tabelle A.3, S. 211)

		C	O	H	N	S	Cl	Ca	K	Mg	Na
		Gew.-% (wf)					mg/kg (wf)				
Steinkohle	∅	71,2	11,3	4,6	1,71	0,72	1738	3916	1693	1483	758
	min.	62,5	8,6	3,9	1,11	0,22	30	1622	494	666	319
	max.	78,3	12,7	5,2	2,46	2,38	7112	7857	3800	4433	1579
	Probenanzahl	13	7	13	13	13	6	6	6	6	6
Holzbrennstoffe	∅	48,3	43,4	5,9	0,34	0,03	152	5247	1925	441	142
	min.	47,1	41,9	5,7	0,11	0,01	34	985	586	140	26
	max.	49,0	44,4	6,0	0,66	0,06	278	10 348	3304	799	253
	Probenanzahl	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Halmgutbrennstoffe	∅	43,9	43,3	5,5	0,42	0,10	2282	2762	13 138	667	90
	min.	41,6	43,0	5,3	0,34	0,07	552	2282	3268	484	48
	max.	47,3	43,6	5,9	0,58	0,13	2812	3890	16 022	925	198
	Probenanzahl	6	5	6	6	6	5	5	5	5	5

Kohlenstoff, Sauerstoff und Wasserstoff

Mit zunehmendem Inkohlungsgrad nimmt der Anteil flüchtiger Bestandteile, zu denen Wasserstoff und Sauerstoff gehören, ab (vgl. Żelkowski, 2004, S. 62). Daraus folgt im Umkehrschluss, dass die Konzentration der verbleibenden Elemente im Brennstoff (hier Kohlenstoff) zunimmt. Das van-Krevelen-Diagramm verdeutlicht einen Zusammenhang zwischen dem Heizwert und dem atomaren Verhältnis zwischen Kohlenstoff, Sauerstoff und Wasserstoff für Brennstoffe mit unterschiedlichem Inkohlungsgrad (siehe Abb. 2.26, S. 45).

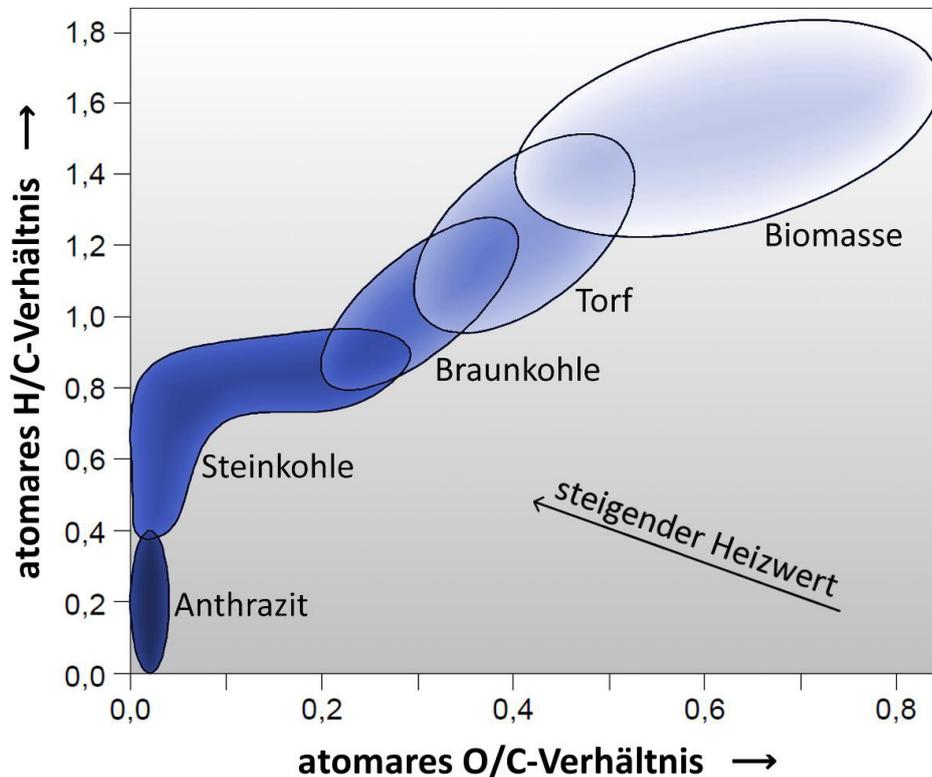


Abb. 2.26. Van-Krevelen-Diagramm, veränderte Darstellung nach (van Loo & Koppejan, 2008, S. 14)

Stickstoff und Schwefel

Stickstoff ist für Pflanzen ein lebensnotwendiges Grundelement, welches für das Pflanzenwachstum in ausreichender Menge verfügbar sein muss. Schwefel zählt ebenfalls zu den wichtigen Hauptnährstoffen. Sofern Nährstoffe nicht in ausreichender Menge im Boden bzw. der Luft vorhanden sind, müssen diese zur Schaffung optimaler Wachstumsbedingungen durch Düngemittel zugeführt werden. Dieses trifft insbesondere auf intensiv bewirtschaftete Anbauflächen zu. Je nach Art und Herkunft des Biobrennstoffes kann daher der Stickstoff- bzw. Schwefelgehalt stark schwanken. Holzbrennstoffe stammen in der Regel von nicht gedüngten Anbauflächen. Demzufolge enthalten sie weniger Stickstoff und Schwefel. Die Konzentrationen bei Ernterückständen aus der Landwirtschaft (hier Weizenstroh) sind für gewöhnlich höher. Als Folge der Konzentration im Inkohlungsprozess sind in Steinkohle größere Mengen an Stickstoff und Schwefel enthalten. Die im Brennstoff enthaltene Menge an Stickstoff ist, insbesondere bei der Verbrennung in ZWSF, für die Emission von Stickoxiden ausschlaggebend (siehe Kap. 2.3.4, S. 22). Ebenso steht der Schwefelgehalt im Brennstoff in einem direkten Verhältnis zur Schwefeloxid-Emission (siehe Kap. 2.3.5, S. 24).

Chlor, Calcium, Kalium, Magnesium und Natrium

Calcium, Kalium und Magnesium sind wichtige Hauptnährelemente, wohingegen Chlor ein essenzielles Spurenelement ist. Die Elemente sind zumeist in Düngemitteln enthalten, wobei die Zusammensetzung der Düngemittel je nach Pflanzenart und Standortbedingungen angepasst wird. Natrium spielt für das Wachstum vieler Pflanzen eine eher untergeordnete Rolle. In Biobrennstoffen, die als landwirtschaftliche Nebenprodukte von gedüngten Anbauflächen stammen, sind zumeist größere Mengen der o. g. Nährstoffe enthalten als in Holzbrennstoffen. Chlor kann insbesondere in Halmgutbrennstoffen in größeren Mengen enthalten sein. Infolge der Inkohlung können die Elemente in Steinkohle in höhere Konzentrationen vorliegen. Chlor spielt im Zusammenhang mit anderen Elementen, wie Kalium und Natrium, eine wichtige Rolle bei Verschlackungs- (siehe Kap. 2.2.2, S. 15) und Korrosionsprozessen (siehe Kap. 2.2.3, S. 16). Calcium wirkt sich vorteilhaft auf das Ascheschmelzverhalten aus, wohingegen Kalium und Magnesium von Nachteil sind (siehe Kap. 2.5.3, S. 46).

2.5.3 Ascheschmelzverhalten

Der Gehalt an Kalium, Calcium und Magnesium in der Brennstoffasche beeinflusst das Ascheschmelzverhalten maßgeblich. Mithilfe der drei folgenden empirischen Gleichungen kann der Sinterbeginn

$$t_{SB} = 1159 + 237,9\xi_{Ca}^{Br} - 58,7\xi_{K}^{Br} - 743,8\xi_{Mg}^{Br} \text{ } ^\circ\text{C}, \quad (2.22)$$

der Erweichungspunkt

$$t_{EP} = 1172 + 252,7\xi_{Ca}^{Br} - 53,9\xi_{K}^{Br} - 788,4\xi_{Mg}^{Br} \text{ } ^\circ\text{C} \quad (2.23)$$

und der Fließpunkt

$$t_{FP} = 1369 + 192,7\xi_{Ca}^{Br} - 43,4\xi_{K}^{Br} - 698\xi_{Mg}^{Br} \text{ } ^\circ\text{C} \quad (2.24)$$

von Aschen aus Holz- und Halmgutbrennstoffen berechnet werden (vgl. Hartmann et al., 2000, S. 102 f.).

Zur Bestimmung des Ascheschmelzverhaltens wird eine repräsentative Brennstoffprobe verbrannt (vgl. DIN, 2010). Dieses erfolgt nach denselben Vorgaben, wie bei der Bestimmung des Aschegehaltes. Kohle wird bei 815 °C und Biobrennstoff bei 550 °C verbrannt. Die Brennstoffasche wird in würfelförmige Probekörper gepresst und in einem Ofen nach einer vorgegebenen Aufheizkurve erwärmt. Veränderungen der Probekörper werden im Bild festgehalten.

Brennstoffaschen sind Gemische verschiedener anorganischer Verbindungen und haben gewöhnlich keinen eindeutigen Schmelzpunkt. Vielmehr verläuft der Schmelzvorgang innerhalb eines mehr oder weniger breiten Temperaturfensters. Dabei sind vier Stadien in folgender Reihenfolge zu beobachten (vgl. DIN, 2007):

- Mit Sinterbeginn verkleben erste Aschepartikel an ihren Grenzflächen. Der Körper kann seine Ausgangsgröße verändern.

- Wird die Erweichungstemperatur erreicht, runden die Ecken und Kanten des Probekörpers ab.
- Mit Erreichen der Halbkugeltemperatur ist der Körper annähernd doppelt so breit wie hoch.
- Mit Erreichen der Fließtemperatur ist der Probekörper auf ein Drittel seiner Ausgangshöhe zerflossen.

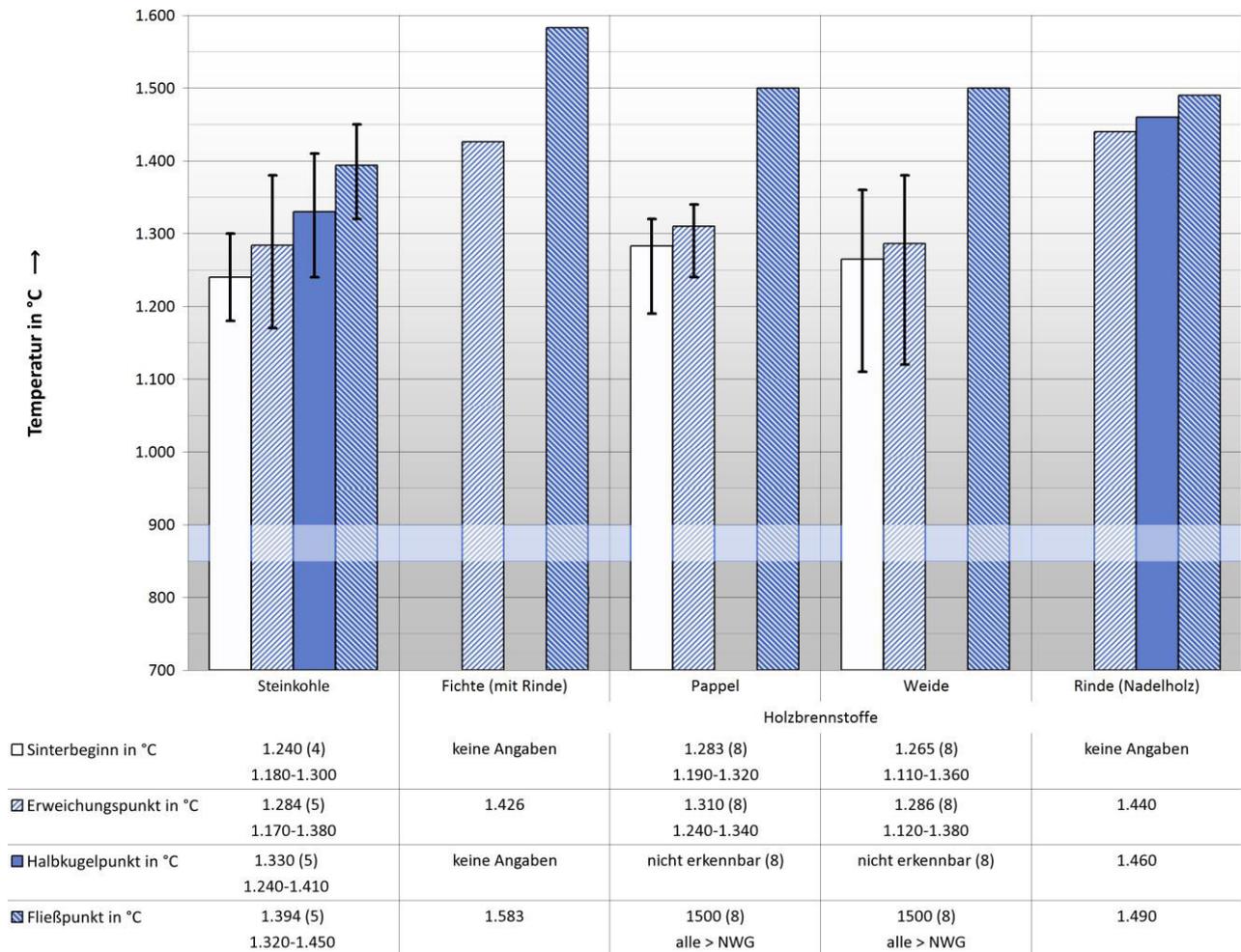


Abb. 2.27. Ascheschmelzverhalten von Steinkohle und Holzbrennstoffen (Probenanzahl in runden Klammern, typische Verbrennungstemperatur in ZWSF zwischen 850 und 900 °C farblich hervorgehoben), eigene Darstellung mit Daten für Steinkohle aus (ECN, 2012a), für Fichte (mit Rinde) und Rinde (Nadelholz) aus (Kaltschmitt et al., 2009, S. 360), für Pappel und Weide aus (Hartmann et al., 2000, S. 91)

Wie Abb. 2.27 zu entnehmen ist, zeigen die Brennstoffaschen von Steinkohle bei Temperaturen weit oberhalb der für ZWSF typischen Verbrennungstemperatur zwischen 850 und 900 °C Anzeichen von Erweichung. Dieses trifft auch auf Brennstoffaschen aus Holzbrennstoffen zu. Aufgrund des hohen Calcium- und niedrigen Kaliumgehaltes (siehe Kap. 2.5.2, S. 46) zeigen Aschen von Holzbrennstoffen z. T. ein vorteilhafteres Schmelzverhalten als die von Steinkohle.

2 Grundlagen

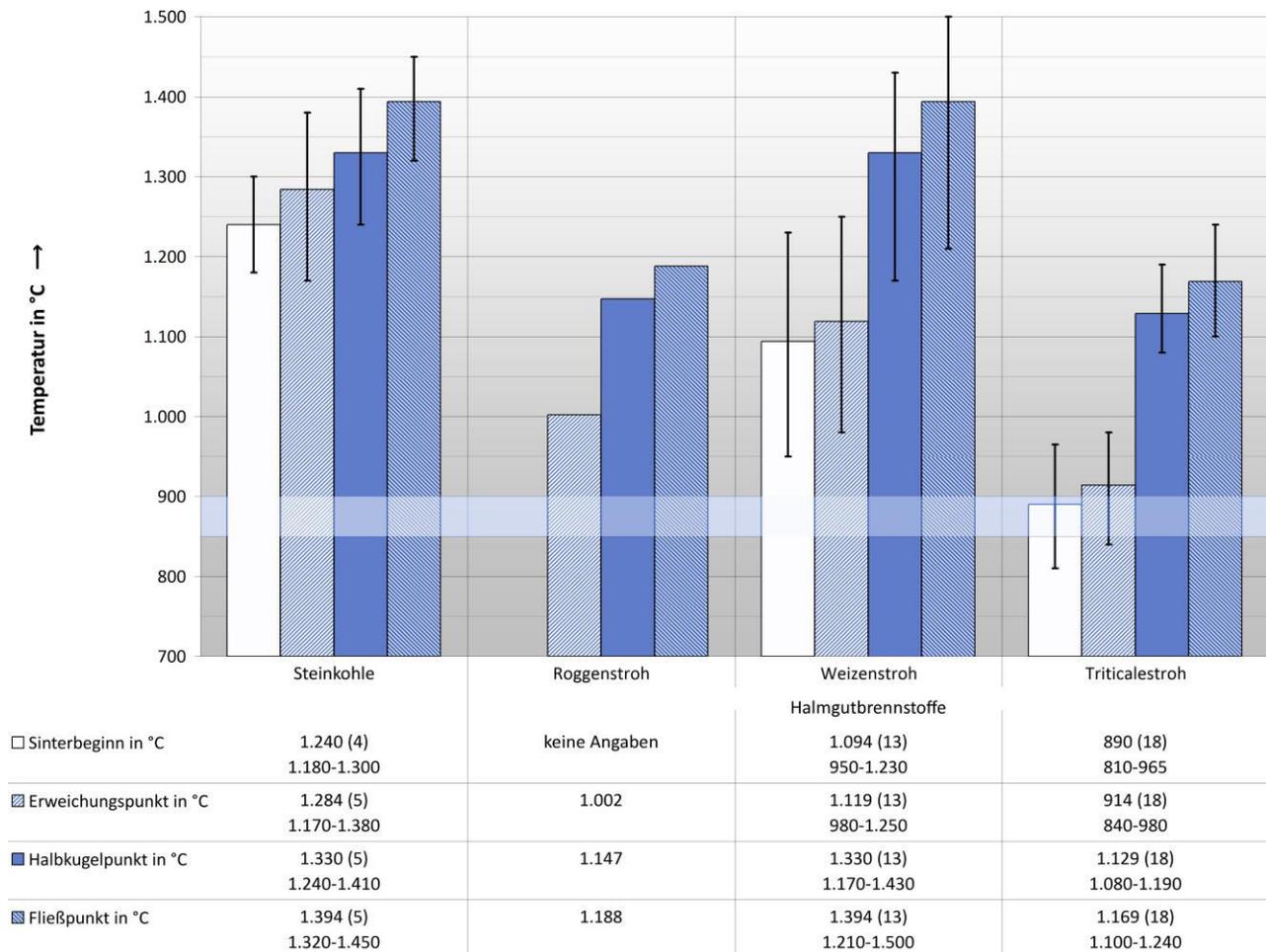


Abb. 2.28. Ascheschmelzverhalten von Steinkohle und Halmgutbrennstoffen (Probenanzahl in runden Klammern, typische Verbrennungstemperatur in ZWSF zwischen 850 und 900 °C farblich hervorgehoben), eigene Darstellung mit Daten für Steinkohle aus (ECN, 2012b), für Roggenstroh aus (Kaltschmitt et al., 2009, S. 360), für Weizen- und Triticalestroh aus (Hartmann et al., 2000, S. 91)

Brennstoffaschen von Halmgutbrennstoffen (Abb. 2.28, S. 48) zeigen gegenüber Brennstoffaschen von Steinkohle und Holzbrennstoffen (vgl. Abb. 2.27, S. 47) bei vergleichsweise niedrigen Temperaturen erste Anzeichen von Schmelzung. Ausschlaggebend dafür ist einerseits der niedrige Gehalt an Calcium und andererseits der hohe Gehalt an Kalium im Brennstoff (siehe Kap 2.5.2, S. 46). Der Sinterbeginn und Erweichungspunkt einiger der untersuchten Brennstoffaschen liegen im Bereich der für ZWSF typischen Verbrennungstemperatur bzw. sogar darunter. In Anbetracht dessen erscheint Roggen- und Triticalestroh zum Einsatz in ZWSF ungeeignet zu sein, wohingegen bei der Nutzung von Weizenstroh weniger Schwierigkeiten zu erwarten sind, gleichwohl in Einzelfällen der Sinterbeginn nahe der in ZWSF vorherrschenden Verbrennungstemperaturen liegen kann.

Eine über das Jahr veränderliche Nährstoffaufnahme, Auswaschungen nach der Ernte sowie Einwirkungen durch Standort und Düngung haben großen Einfluss auf das Ascheschmelzverhalten von Biobrennstoffen (vgl. Hartmann et al., 2000). Da die Werte stark schwanken können, sind verlässliche Aussagen nur durch Ascheanalysen möglich. Das Ascheschmelzverhalten sollte insbesondere bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen bestenfalls bereits bei der Brennstoffannahme chargenweise untersucht werden.

Aufgrund der vergleichsweise niedrigen Verbrennungstemperatur zwischen 850 und 900 °C scheinen ZWSF für den Einsatz von Biobrennstoffen mit z. T. problematischem Ascheschmelzverhalten besonders geeignet zu sein. Der Sinterbeginn vieler Biobrennstoffaschen liegt deutlich oberhalb dieser typischen Verbrennungstemperatur. Daher sind Betriebsstörungen durch Verschmutzung, Verschlackung oder Agglomeration des Umlaufmaterials eher unwahrscheinlich. Zudem können die Ascheeigenschaften durch Zugabe kalkhaltiger Additive zugunsten höherer Erweichungs- und Schmelztemperaturen beeinflusst werden.

2.5.4 Schütt- und Energiedichte

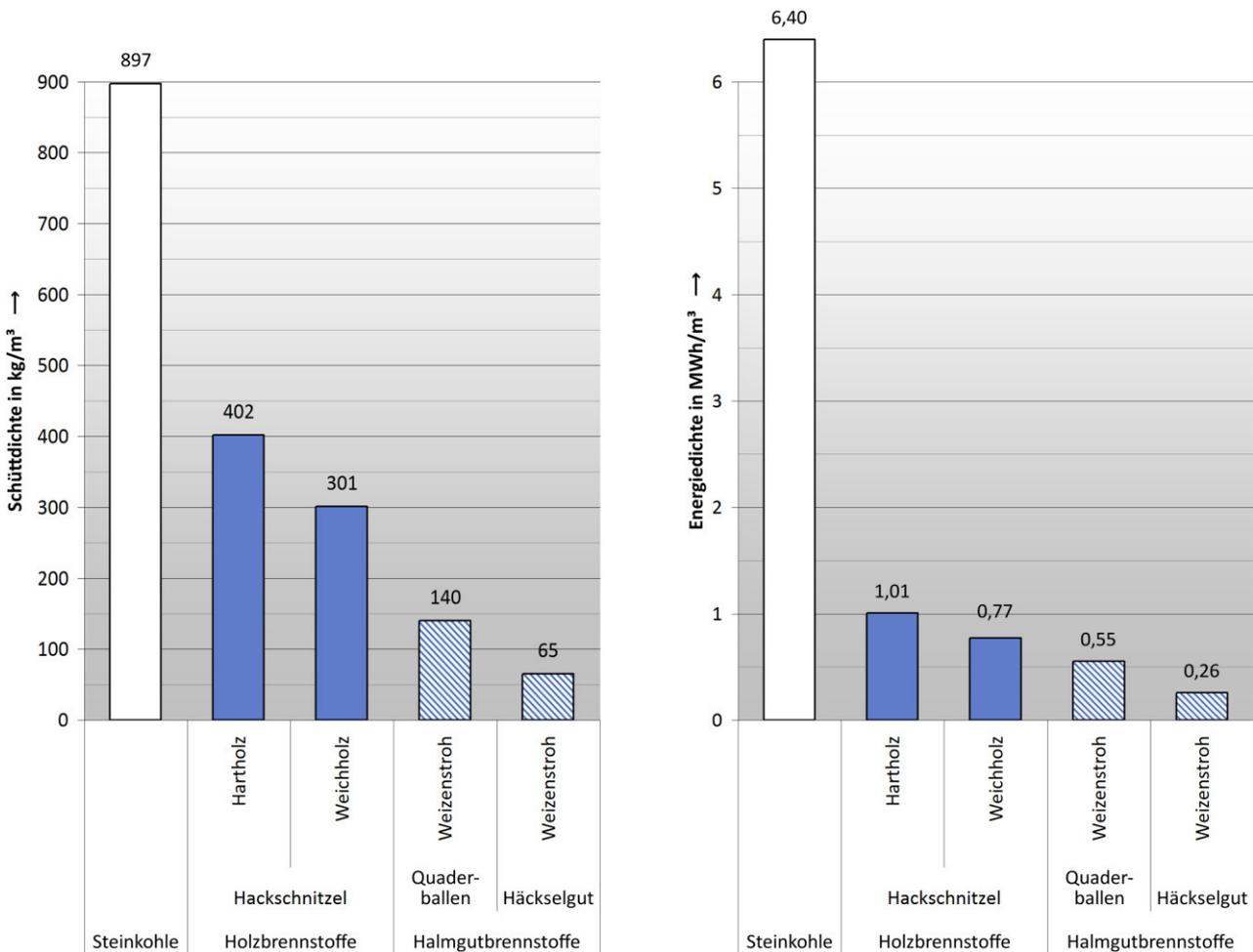


Abb. 2.29. Schütt- (links) und Energiedichte (rechts) von Steinkohle und Biobrennstoffen (Wassergehalt: Steinkohle 10 %, Hackschnitzel 45 % und STROH 15 %), eigene Berechnung mit Daten für Steinkohle aus (SWFL, 2013, ECN, 2012a), für Holzbrennstoffe aus (FNR, 2003, S. 57, Kaltschmitt et al., 2009, S. 354 und S. 360), für Halmgutbrennstoffe (FNR, 2003, S. 57, Kaltschmitt et al., 2009, S. 360 und S. 368)

Zur Bestimmung der Schüttdichte fester Brennstoffe wird der Inhalt eines mit Brennstoff gefüllten Probenbehälters durch Erschütterung verdichtet und gewogen (vgl. DIN, 2001). Die Schüttdichte ist der Quotient aus Schüttgutmasse und Volumen des Probenbehälters und wird maßgeblich von der Brennstoffart sowie Form, Größe, Wassergehalt und Dichte der Teilchen beeinflusst. Hohlräume zwischen den Partikeln führen zu einer Vergrößerung des Volumens. Die Schüttdichte nimmt dementsprechend ab. Steinkohle hat die höchste Schüttdichte, gefolgt von Holzbrennstoffen, die nicht

zuletzt wegen des hohen Wassergehaltes eine vergleichsweise hohe Schüttdichte aufweisen. Aufgrund der Teilchenform enthalten Schüttungen aus Halmgutbrennstoffen verhältnismäßig große Hohlräume. Die Schüttdichte ist dementsprechend gering.

Die Energiedichte ist das Produkt des Heizwerts und der Schüttdichte und gibt Auskunft über den Energiegehalt pro Volumeneinheit Brennstoff. Die Energiedichte ist eine wichtige Größe bei der Anlagenauslegung und Brennstofflogistik (Transportvolumen, Lagerkapazität etc.) dar. Steinkohle hat gegenüber den untersuchten Biobrennstoffen eine außerordentlich hohe Energiedichte, was ein herausragendes Merkmal vieler fossiler Energieträger ist. Mit deutlichem Abstand folgen Holzbrennstoffe und an letzter Stelle Halmgutbrennstoffe. Die Energiemenge einer Volumeneinheit Kohle ist gegenüber der gleichen Volumeneinheit Holzhackschnitzel aus Hartholz um das 6,3-fache bzw. gegenüber der gleichen Volumeneinheit Holzhackschnitzel aus Weichholz um das 8,3-fache größer. Gegenüber Halmgutbrennstoffen ist die Energiemenge sogar um das 11,6-fache (Quaderballen) bzw. 24,6-fache (Häckselgut) größer. Um die Schütt- und Energiedichte von Halmgutbrennstoffen zu steigern und somit die Handhabung, den Transport sowie die Lagerung zu erleichtern, bietet sich eine Verdichtung zu kompakten Quaderballen an.

2.6 Erzeugung und Nutzung von Biobrennstoffen

2.6.1 Methoden der nachhaltigen Forst- und Landwirtschaft

Bodenerosion als Folge des Flächenabtrages durch Wasser und Wind gefährdet auch in Deutschland weite Landstriche (vgl. BGR, 2014). Vor allem das Ökosystem Wald erholt sich von Schäden nur sehr langsam. Hierzulande hat sich in der Forstwirtschaft der Dauerwald als naturverträgliche Bewirtschaftungsform bewährt, in dem maximal nur so viel Holz eingeschlagen wird, wie zur selben Zeit nachwächst. Intakte Wälder leisten einen wichtigen Beitrag zum Klimaschutz. Die darin enthaltene Pflanzenmasse bindet große Mengen an Kohlenstoff. Neben den Ozeanen sind Wälder die größten CO₂-Senken. Würden land- und forstwirtschaftlich genutzte Anbauflächen infolge einer steigenden Brennstoffnachfrage geschädigt bzw. unbrauchbar werden, widerspräche dieses dem Ziel der Mitverbrennung, einen Beitrag zur Senkung der Netto-CO₂-Emissionen zu leisten. Daher muss bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen gewährleistet sein, dass nur Bioenergieträger zum Einsatz kommen, die unter Einhaltung nachhaltiger Bewirtschaftungsmethoden erzeugt werden. Nachhaltig betriebene Forst- und Landwirtschaft trägt nicht nur zum Erhalt einer intakten Umwelt und Biodiversität bei, sondern letztendlich auch zum Wohlstand. Damit verbunden sind eine Stärkung der regionalen Wertschöpfungskette sowie der Erhalt von Arbeitsplätzen in der Land- und Forstwirtschaft, insbesondere in oftmals strukturschwachen ländlichen Räumen.

Serup et al. stellen fest, dass das Ökosystem Wald durch die Erzeugung von Holzhackschnitzeln stärker belastet wird, als es beim herkömmlichen Holzeinschlag der Fall ist. Da größere Mengen nährstoffreicher Pflanzenteile entfernt werden und insgesamt weniger abgestorbenes Material im Wald verbleibt, besteht auf lange Sicht die Gefahr einer rückgängigen Humusreproduktion. Intensivierte Bewirtschaftung erfordert daher einen besonders sorgsamen Umgang mit den Waldböden (vgl. Serup et al., 1999, S. 25 ff.).

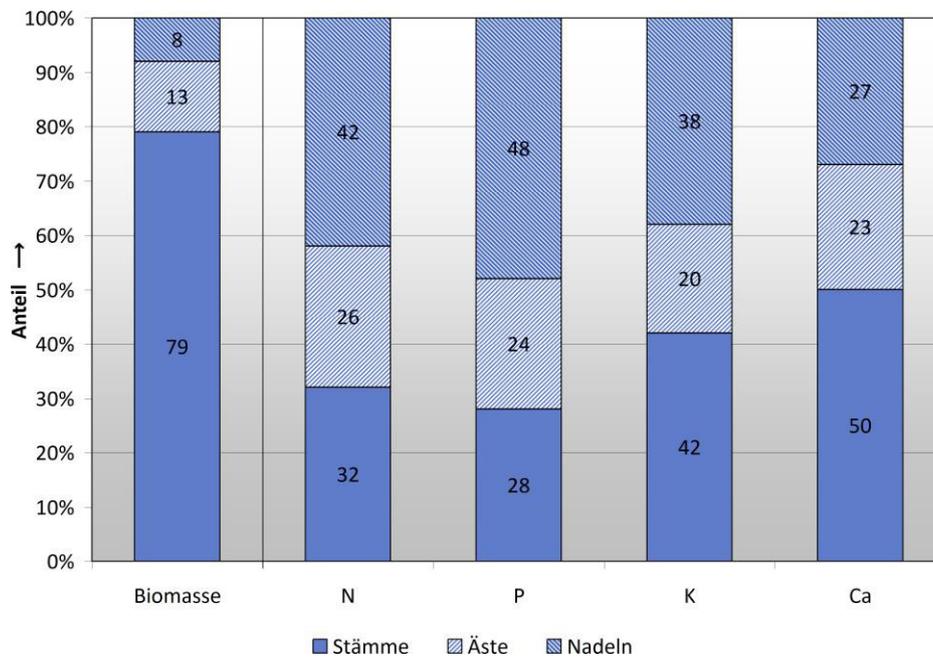


Abb. 2.30. Relative Verteilung der Biomasse von Rotfichten auf Nadeln, Zweige und Stämme und relativer Gehalt an Pflanzennährstoffen derselben Baumteile, eigene Darstellung mit Daten aus (Heding & Løyche, 1984 zit. nach Heding, 1997, S. 79)

Physiologisch aktive Pflanzenteile wie Nadeln und Äste, mit hohem Anteil an Rinde, machen insgesamt nur 21 % der Gesamtmasse eines Baumes aus (vgl. Abb. 2.30, S. 51). Sie enthalten jedoch den Großteil an wichtigen Pflanzennährstoffen wie Stickstoff, Phosphor und Kalium. Lediglich Calcium ist zu großen Mengen auch in den physiologisch inaktiven Teilen des Stammes enthalten. Nach *Serup et al.* sollten nur inaktive Pflanzenteile entnommen werden, damit möglichst viele Nährstoffe im Wald verbleiben. Aufgrund dessen bietet es sich an, frisch geschlagene Bäume aus der ersten und zweiten Durchforstung nicht sofort zu Hackschnitzeln zu verarbeiten, sondern zunächst für etwa vier bis sechs Monate im Wald zu belassen. Währenddessen vertrocknen Blätter, Nadeln und dünne Zweige. Das abgestorbene Material fällt herab und kann somit zum Erhalt der Bodenqualität beitragen. Sollte dennoch der Nährstoffentzug zu groß sein, kann der Verlust durch Düngemittel, bestenfalls Holzasche, ausgeglichen werden. Während der Lagerung im Wald verdunstet ein Teil des im Holz enthaltenen Wassers (vgl. *Serup et al.*, 1999, S. 25 ff.). Der Wassergehalt kann durch natürliche Trocknung ohne zusätzlichen Energieaufwand, allein durch die Einwirkung von Wind und Sonne, von anfänglich etwa 50 % im waldfrischen Material auf unter 30 % gesenkt werden (vgl. *Neuhof et al.*, 2012, S. 3).

Insbesondere bei Holz aus höherwertigen Stammanteilen ist die stoffliche Nutzung einer energetischen Verwertung vorzuziehen (vgl. *VHI*, 2011). Zur Schonung der Ressourcen bietet sich eine Kaskadennutzung an, bei der die Rohstoffe zunächst zu Möbeln, Papier, Zellstoff oder anderen Produkten verarbeitet werden. Sofern die Materialien aufgrund ihrer qualitativen Merkmale zur stofflichen Nutzung nicht mehr geeignet sind, kann zum Ende des Lebenszyklus eine energetische Verwertung in Betracht gezogen werden.

Neben Holz kann als Bioenergieträger auch halmgutartige Biomasse zum Einsatz kommen. Bei der Ernte von Getreide, Hülsenfrüchtlern (Leguminose) sowie Öl- und Faserpflanzen fällt als landwirtschaftliches Nebenprodukt Stroh an. Hierzulande sind dieses vor allem große Mengen an Getreidestroh aus dem Anbau von Weizen, Gerste, Körnermais, Roggen und Triticale (vgl. *BMELV*, 2011,

S. 95). Nur ein Bruchteil dessen wird in der Viehhaltung als Einstreu oder Tierfutter genutzt. Rund 70 % des entnommenen Stroh werden dem Stoffkreislauf als Festmist wieder zurückgeführt, etwa 30 % sind Rotteverluste (vgl. ITAS, 2003, S. 27). Zur Aufrechterhaltung einer konstanten Nährstoffbilanz und einer leicht positiven Humusbilanz wird ein Großteil der ausgedroschenen Halme gehäckselt und verbleibt auf dem Feld. *Kaltschmitt et al.* nehmen an, dass lediglich 20 % der anfallenden Strohmenge zum Zwecke der energetischen Nutzung abgefahren werden können (vgl. Kaltschmitt et al., 2003, S. 13). Im Gegensatz dazu geht *ITAS* davon aus, dass neben den in der Viehhaltung genutzten Mengen weitere 48 bis 63 % zur Verfügung stehen (vgl. ITAS, 2003, S. 27 f.). *Vetter* stellt fest, dass die überschüssige Strohmenge stark von der Intensität der Viehhaltung, natürlichen Standortfaktoren und besonders vom Anbau humusmehrender und humuszehrender Pflanzenarten in der Fruchtfolge abhängt. Ein bilanzieller Nährstoffverlust kann ggf. durch zusätzliche Düngung ausgeglichen werden (vgl. Vetter, 2001, S. 37). Nach *Vetter* enthält nährstoffreiches Stroh von Ackerbohnen, Erbsen, Körnermais und Raps große Mengen wichtiger Pflanzennährstoffen, wie z. B. Stickstoff, Phosphor, Kalium und Magnesium. Vor allem die beiden letztgenannten Elemente können sich nachteilig auf das Ascheschmelzverhalten auswirken (siehe Kap. 2.5.3, S. 46). Daher empfiehlt es sich, ausschließlich nährstoffarmes Getreidestroh wie Weizenstroh zu verbrennen (vgl. Vetter, 2001, S. 37 f.).

2.6.2 Technisches Potenzial biogener Festbrennstoffe

Das technische Potenzial ist das Energieangebot einer Region, welches in Anbetracht der vorhandenen technischen Möglichkeiten, ökologischer und struktureller Gegebenheit sowie administrativer und gesetzlicher Vorgaben innerhalb eines festen Zeitraumes nutzbar ist. Im Gegensatz dazu stellt das wirtschaftliche Potenzial den Anteil des technischen Potenzials dar, der unter Berücksichtigung wirtschaftlicher Rahmenbedingungen, also auch in Konkurrenz zu anderen Energieträgern, zur Verfügung steht (vgl. Kaltschmitt et al., 2009, S. 11). Nachfolgend wird ausschließlich auf das technische Potenzial eingegangen.

Um das Potenzial von Biomasse als Energieträger in Deutschland besser beurteilen zu können, wurden in den vergangenen Jahren eine Reihe von Potenzialanalysen erstellt (vgl. BFH, 2001; ITAS, 2003; Kaltschmitt et al., 2003; IE, 2003; Öko-Institut, 2004; WKI, 2004; FNR, 2005; Kaltschmitt et al., 2008). *Aretz & Hirschl* stellen in einer Zusammenfassung mehrerer Studien fest, dass sich die meisten dieser Arbeiten zwar auf einige wenige Primärquellen stützen, die Ergebnisse jedoch eine große Spannbreite aufweisen, was fast ausschließlich auf voneinander abweichende Annahmen zurückzuführen ist (vgl. Aretz & Hirschl, 2007, S. 1).

Tabelle 2.7. Energiepotenzial biogener Festbrennstoffe in Deutschland, eigene Darstellung mit Daten aus (Aretz & Hirschl, 2007)

Energieträger	Brennstoffpotenzial in PJ/a
Forstwirtschaftlich erzeugte Biomasse	325-448
Waldrestholz	80-180
Schwachholz	110-130
Industrierestholz	55-58
Altholz	80
Landwirtschaftliche Abfälle und Reststoffe	156-263
Stroh	59-130
Ernterückstände	9,1-16,4
Gras	0-20
Tierische Abfälle	88-96,5
Biomasse aus der Landschaftspflege	14-26
Landschaftspflegeholz	4
Landschaftspflegematerial	10-22
Summe des vorhandenen Potenzials	495-737
Zusätzlich aktivierbares Potenzial	223-505
Energiepflanzen	91-365
Waldholz (ungenutzter Zuwachs)	132-140
Summe des zusätzlich aktivierbaren Potenzials	223-505

Tabelle 2.7 stellt das Energiepotenzial biogener Festbrennstoffe in Deutschland dar. Das gegenwärtige Energiepotenzial ist nach der Herkunft in drei Hauptgruppen (forstwirtschaftlich erzeugte Biomasse, landwirtschaftliche Abfälle und Reststoffe, Biomasse aus der Landschaftspflege) unterteilt. Das derzeit nutzbare, vorhandene Potenzial liegt zwischen 495 und 737 PJ/a. Das Potenzial zur stofflichen Nutzung, welches teilweise mit dem zur energetischen Nutzung konkurriert, sowie die Potenziale zur Erzeugung von Biokraftstoffen und Biogas werden nicht mit aufgeführt. Holzartige Biomasse bietet das größte Energiepotenzial, gefolgt von halmgutartigen Festbrennstoffen.

Forstwirtschaftlich erzeugte Biomasse stellt mit insgesamt 325-448 PJ/a das mit Abstand größte Energiepotenzial dar. Waldrestholz (80-180 PJ/a) fällt beim Holzeinschlag als Abraum an. Dabei handelt es sich um stofflich nicht verwertbare Reste, die zumeist ungenutzt im Wald verbleiben. Schwachholz (110-130 PJ/a) sind Rückstände aus der ersten und zweiten Durchforstung. Um qualitativ hochwertiges Nutzholz zu erzeugen und den generellen Gesundheitszustand zu verbessern, müssen überzählige Bäume in jungen Beständen wiederkehrend gefällt werden (vgl. Serup et al., 1999, S. 17 f.). Industrierestholz (55-58 PJ/a), wie Holzspänen, Säge- und Schnittreste, stammt aus dem holzverarbeitenden Gewerbe. Altholz (80 PJ/a), wie Gebraucht- und Abrissholz, fällt als Abfall am Ende der stofflichen Nutzung an. Es enthält meistens viele Fremdstoffe und ist z. T. schadstoffbelastet. Die Verwertung und Beseitigung von Altholz ist in Deutschland durch die *Altholzverordnung* geregelt (vgl. AltholzV).

Landwirtschaftliche Abfälle und Reststoffe stellen mit insgesamt 156-263 PJ/a das zweitgrößte Energiepotenzial dar. Dazu zählt Stroh (59-130 PJ/a), welches innerhalb der Gruppe das mit Abstand größte Potenzial besitzt. Unter Ernterückstände (9,1-16,4 PJ/a) werden jene Stoffe zusammengefasst, die bei der Produktion und Verarbeitung von Pflanzen als Rückstände, Nebenprodukte und Abfälle anfallen. Dazu gehören vorrangig Rübenblätter, Kartoffelkraut und Rückstände aus der Gemüse- und Zierpflanzenproduktion sowie aus dem Wein- und Hopfenanbau (vgl. Aretz & Hirschl, 2007, S. 9). Gras (0-20 PJ/a) wird hauptsächlich als Tierfutter angebaut. Tierische Abfälle (88-96,5 PJ/a) sind u. a. Gülle und Mist aus der Nutztierhaltung.

Biomasse aus der Landschaftspflege (14-26 PJ/a) hat das geringste Potenzial. Dazu gehören Landschaftspflegeholz (4 PJ/a), welches u. a. als Rückstand bei der Pflege von Wallhecken und Gehölzen am Straßenrand anfällt, und sonstiges Landschaftspflegematerial (10-22 PJ/a), welches bei der Pflege von Grünflächen, wie Parkanlagen, Sportplätzen und Straßenbegleitgrün, anfällt.

Durch den zusätzlichen Anbau von Energiepflanzen (91-365 PJ/a) und die vollständige Nutzung des jährlichen Holzzuwachses (130-142 PJ/a) ließe sich das Energiepotenzial biogener Festbrennstoffe in Deutschland um weitere 223-505 PJ/a steigern.

In Anbetracht des vorhandenen Potenzials (495 bis 737 PJ/a) sowie des aktivierbaren Potenzials (223 bis 505 PJ/a) haben biogene Festbrennstoffe zumindest theoretisch ein großes technisches Energiepotenzial. In der Praxis scheitert der Einsatz von biogenen Festbrennstoffen jedoch häufig an zu hohen Bereitstellungskosten. Zudem eignet sich nicht jedes Material gleichermaßen zur Verbrennung. Die Ursachen hierfür sind u. a. ungünstige physikalische (hoher Wasser- bzw. Aschegehalt, niedriger Heiz- und Brennwert, problematisches Ascheschmelzverhalten etc.) oder chemische Eigenschaften (hoher Alkali- bzw. Schwermetallgehalt etc.). Der Einsatz von Getreideganzpflanzen und Körnern als Energieträger wird in dieser Arbeit aufgrund ethischer Einwände grundsätzlich ausgeschlossen, da diese Art von landwirtschaftlichen Produkten vorzugsweise als Lebensmittel genutzt werden sollten. Aus den genannten Gründen konzentriert sich diese Arbeit auf die Mitverbrennung von holz- und halmgutartigen Brennstoffen, die ein großes technisches Energiepotenzial aufweisen.

2.7 Bereitstellung von Energieträgern

Im Folgenden wird anhand eines Fallbeispiels in Anlehnung an das Heizkraftwerk Flensburg die Bereitstellung von Biobrennstoffen zur Mitverbrennung in einer Großfeuerungsanlage dargestellt. Dabei wird angenommen, dass eine ZWSF mit einer Feuerungswärmeleistung von 118 MW auf die Mitverbrennung von Biobrennstoffen umgestellt wird (siehe Kap. 4.1.1, S. 97). Als Biobrennstoffe stehen vier Holzbrennstoffe mit unterschiedlich hohem Wassergehalt (HOLZ 1 bis 4) und zwei Halmgutbrennstoffe mit unterschiedlich hohem Alkaligehalt (STROH 1 und 2) zur Auswahl. Die Brennstoffeigenschaften sowohl vom fossilen Regelbrennstoff als auch von den Biobrennstoffen sind in Tabelle A.7 (S. 217) dargestellt.

2.7.1 Bedarfsermittlung

Tabelle 2.8 stellt den jährlichen Brennstoffbedarf (Energie, Masse und Volumen) einer ZWSF mit einer Feuerungswärmeleistung von 118 MW dar. Der fossile Regelbrennstoff ist ein Brennstoffgemisch, welches aus russischer (KOHLE RU) und kolumbianischer Steinkohle (KOHLE CO) im Mischungsverhältnis 2 : 1 besteht. Für die folgenden Berechnungen wird angenommen, dass der fossile Regelbrennstoff durch Biobrennstoffe vollständig ersetzt wird. Die jährlichen Volllaststunden sind Abb. 4.1 (S. 98) entnommen. Der Brennstoff-Energiebedarf wird aus den Volllaststunden und der Feuerungswärmeleistung ermittelt. Mögliche Änderungen des Anlagenwirkungsgrades werden bei dieser Beurteilung nicht berücksichtigt.

Tabelle 2.8. Jährlicher Brennstoffbedarf einer ZWSF mit 118 MW Feuerungswärmeleistung bei der Monoverbrennung von Steinkohle und bei vollständiger Substitution des Regelbrennstoffes durch Biobrennstoffe unter Annahme eines gleichbleibenden Anlagenwirkungsgrades

		Steinkohle	Holzbrennstoffe				Halmgutbrennstoffe	
		66,6 % KOHLE RU, 33,3 % KOHLE CO	HOLZ 1	HOLZ 2	HOLZ 3	HOLZ 4	STROH 1	STROH 2
Volllaststunden	h/a	5329						
Brennstoff-Energiebedarf	GWh/a	628,8						
	GJ/a	2 263 591						
Heizwert	MJ/kg	25,434	14,312	11,171	10,124	9,077	15,186	16,680
Wassergehalt	1	11,00 %	20,00 %	35,00 %	40,00 %	45,00 %	17,41 %	7,04 %
Schüttdichte	kg/m ³	908	242	298	322	352	144	128
Massenbedarf	10 ³ t/a	89,0	158,2	202,6	223,6	249,4	149,1	135,8
Massenzuwachs	1	-	78 %	128 %	151 %	180 %	68 %	53 %
Volumenbedarf	10 ³ m ³ /a	98,0	653,6	680,0	694,4	708,5	1035,1	1061,0
Volumenzuwachs	1	-	567 %	594 %	609 %	623 %	956 %	983 %

Infolge der vollständigen Substitution des Regelbrennstoffes durch Biobrennstoffe kommt es zum Anstieg des Massenbedarfes um bis zu 180 % (HOLZ 4), was mit dem im Vergleich zum Regelbrennstoff geringen Heizwert der Biobrennstoffe zu begründen ist. Der Volumenbedarf steigt um bis zu 983 % (STROH 2) an, was auf die vergleichsweise geringen Heizwerte und Schüttdichten der Biobrennstoffe zurückzuführen ist. Mit zunehmendem Massen- und Volumenbedarf steigen die Anforderungen an die Transport-, Lager- und Fördertechnik. Die Kapazität der am Kraftwerksstandort vorhandenen Förderorgane ist zur Bewältigung solch großer Brennstoffströme in aller Regel nicht ausreichend. Darüber hinaus muss die Fördertechnik auch im Hinblick auf die Anforderungen des Biobrennstoffes geeignet sein (vgl. Tabelle 2.4, S. 39). Mit steigendem Mitverbrennungsanteil ist ggf. die Förderkapazität zu erweitern und die Fördertechnik den geänderten Anforderungen entsprechend anzupassen, wobei die bestehende Anlagentechnik zumeist zur Förderung des Regelbrennstoffes erhalten bleiben kann.

2.7.2 Aufbereitung, Transport und Lagerung

Abb. 2.31 zeigt Verfahrensketten zur Bereitstellung von Waldhackgut. Es gibt verschiedene Verfahren mit unterschiedlich hohem Mechanisierungsgrad. Die Verfahrenskette zur Bereitstellung von Hackgut aus Landschaftspflegematerial ähnelt der zur Bereitstellung von Waldhackgut. Der Holzeinschlag im Wald findet typischerweise zwischen November und Mai statt. Das Bereitstellungsverfahren und der Erntezeitpunkt haben großen Einfluss auf die Brennstoffqualität, insbesondere auf den Wassergehalt und Heizwert.

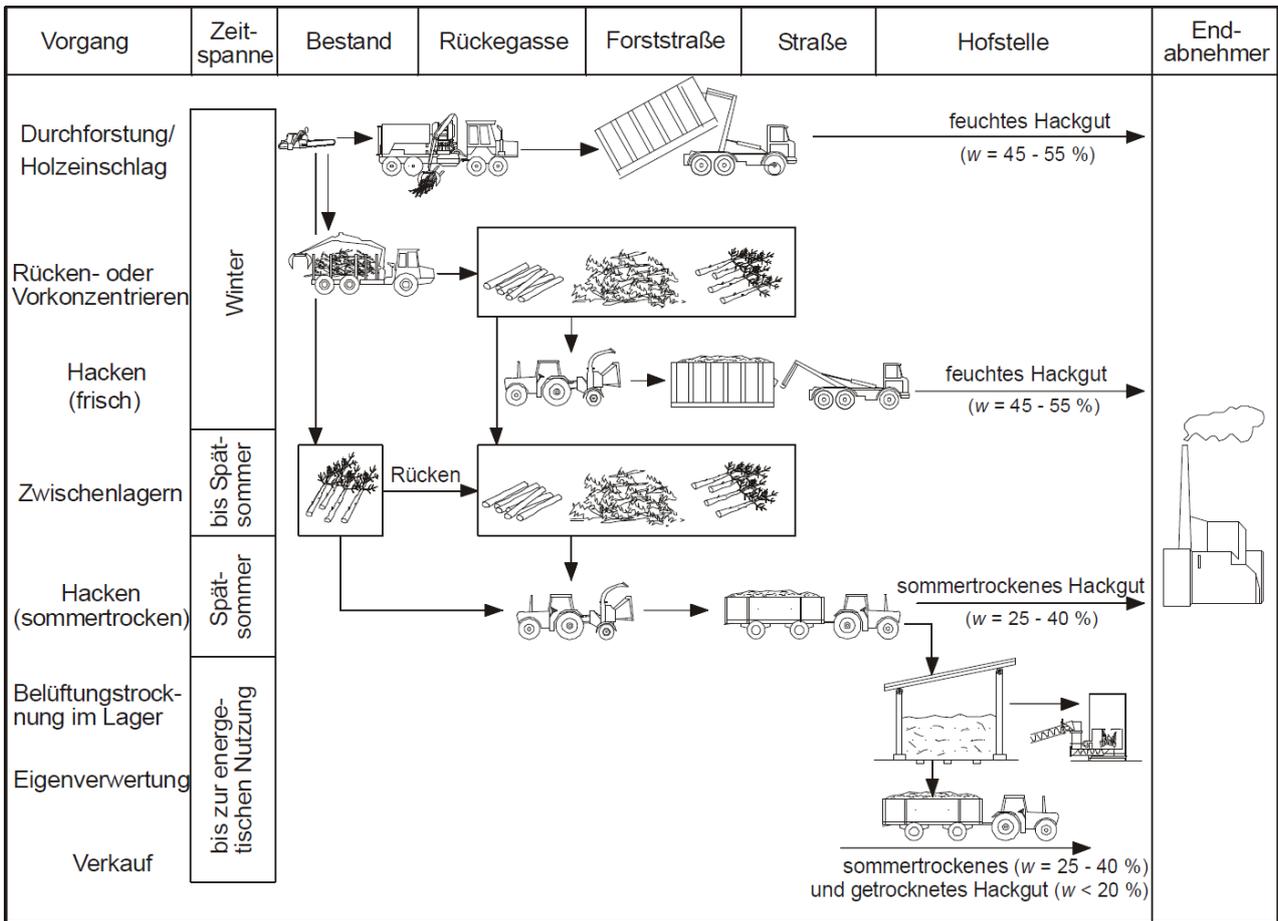


Abb. 2.31. Verfahrensketten zur Bereitstellung von Waldhackgut (Kaltschmitt et al., 2009, S. 189)

Holzbrennstoffe sollten vor der Zerkleinerung für etwa vier bis sechs Monate im Wald verbleiben, um diese ohne zusätzlichen Energieaufwand, allein durch die Einwirkung von Wind und Sonne, natürlich zu trocknen (siehe Kap. 2.6.1, S. 50). Durch die Trocknung verringert sich das Transport- und Lagervolumen. *Neuhof et al.* stellen fest, dass Hackschnitzel möglichst unter einem freistehenden Dach bei guter Belüftung gelagert werden sollten, um eine natürliche Trocknung des Schüttgutes zu ermöglichen und um eine Wiederbefeuchtung der Deckschicht durch Niederschlag zu vermeiden. Aufgrund des biologischen Zersetzungsprozesses entwickelt sich innerhalb der Schüttung Wärme. Trocken gelagertes Schüttgut neigt bei Frost weniger zu gefrieren. Da das Wachstum von Pilzsporen und Keimen mit sinkendem Wassergehalt gehemmt wird, trägt die Trocknung auch zur Verbesserung der Lagerfähigkeit bei. Natürliche Trocknung ist gegenüber technischer Trocknung vergleichsweise kostengünstig und einfach durchzuführen (vgl. *Neuhof et al.*, 2012) (weiterführende Informationen zu Trocknungsverfahren bei *Obernberger & Thek*, 2010, S. 89 ff.).

Abb. 2.32 zeigt die Verfahrenskette zur Bereitstellung von Halmgutbrennstoffen. Es gibt verschiedene Verfahren zur Getreideernte, die in der Regel alle hoch mechanisiert sind. Die Erntezeit liegt typischerweise zwischen Juli und September. Nach dem Dreschen wird das Getreidestroh in Reihen, sogenannten Schwaden, abgelegt und auf dem Feld getrocknet. Dadurch sinkt der Wassergehalt auf etwa 15 % und der Heizwert steigt (vgl. *Kaltschmitt et al.*, 2009, S. 203). Um die Schütt- und Energiedichte (siehe Kap. 2.5.4, S. 49) zu steigern, wird das Stroh für gewöhnlich zu Quaderballen gepresst. Dieses erleichtert zudem die Handhabung, den Transport und die Lagerung des Brennstoffes.

Da die Lagerkapazität am Kraftwerksstandort oftmals beschränkt ist, bietet es sich an, Quaderballen beim Erzeuger zwischenzulagern und nach Bedarf anzuliefern.

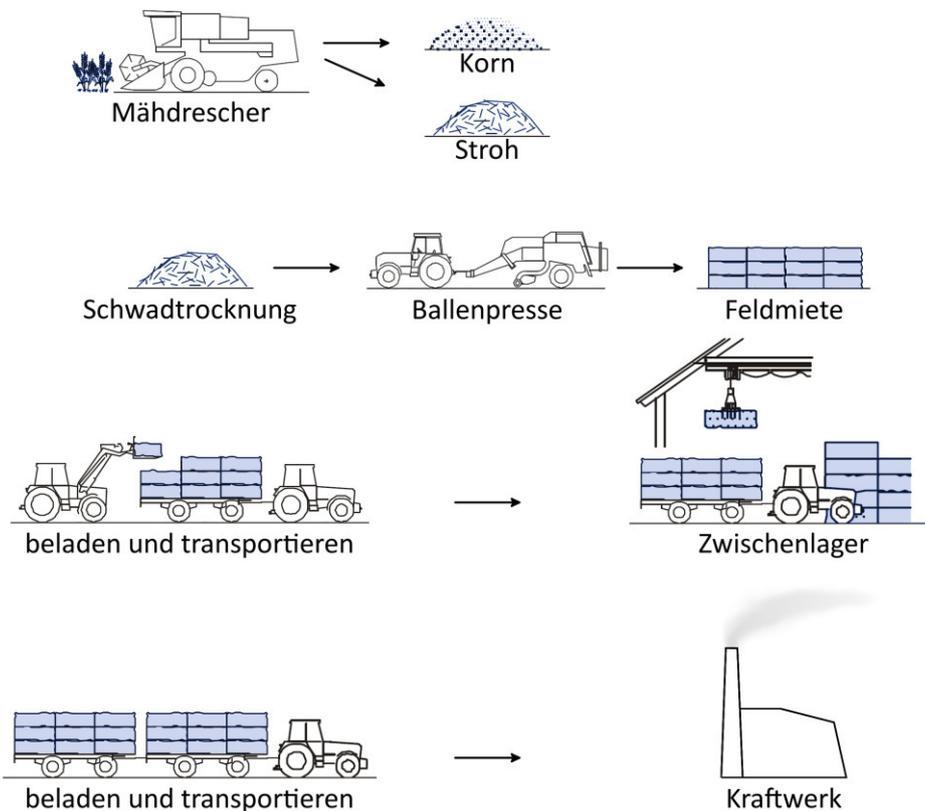


Abb. 2.32. Verfahrenskette zur Bereitstellung von Halmgutbrennstoffen, veränderte Darstellung nach (Kaltschmitt et al., 2009, S. 200)

Auf Grundlage des zuvor ermittelten Brennstoff-Energiebedarfes (vgl. Tabelle 2.8, S. 55), lässt sich die benötigte Anbaufläche zur Erzeugung von Holz- und Halmgutbrennstoffen bestimmen.

Tabelle 2.9. Jährlicher Flächenbedarf bei der Nutzbarmachung von Rückständen, Nebenprodukten und Abfällen zur Mitverbrennung in einer ZWSF mit 118 MW Feuerungswärmeleistung bei vollständiger Substitution des fossilen Regelbrennstoffes, eigene Berechnung auf Grundlage von (Kaltschmitt et al., 2009, S. 182)

		Holzbrennstoffe	Halmgutbrennstoffe
Energiebedarf	GJ/a	2 263 591	
Flächenertrag	GJ/(ha a)	15 ^a	50 ^b
Anbauflächenbedarf	ha	150 906	45 272

^a Waldrestholz

^b Annahme: Zwei Drittel des gesamten Strohertrages stehen für die energetische Nutzung zur Verfügung.

Der Flächenertrag von Halmgutbrennstoffen als Nebenprodukt des Getreideanbaus ist für gewöhnlich weit größer als der von Holzbrennstoffen aus Waldrestholz, was u. a. auf die intensive Bewirtschaftung der Ackerflächen mit Düngemitteln zurückzuführen ist.

Kaltschmitt *et al.* nehmen an, dass das Einzugsgebiet für Anbauflächen um den Kraftwerkstandort kreisförmig ist (vgl. Abb. 2.33, S. 58), Effektiv kann zum Anbau von Biobrennstoffen jedoch nur ein Teil der Gesamtfläche genutzt werden. Mit der Flächenbasis wird zwischen drei Regionstypen (Vorzugsregion, günstige Region, ungünstige Region) mit unterschiedlich hohem Biomassepotenzial, unterschieden. Mit zunehmendem Flächenbedarf steigt die mittlere Transportentfernung zum Kraftwerkstandort. Da beim Transport über die Straße Umwege in Kauf genommen werden müssen, wird die Transportentfernung mit einem Streckenfaktor beaufschlagt (vgl. Kaltschmitt *et al.*, 2009, S. 183). Die mittleren Transportentfernungen sind bei Holzbrennstoffen aus Waldrestholz im Vergleich zu Halmgutbrennstoffen als Nebenprodukt des Getreideanbaus größer (vgl. Tabelle 2.10, S. 58), was zum einen mit dem geringeren Flächenenertrag der Holzbrennstoffe und zum anderen mit dem geringen regionalen Biomassepotenzial (Flächenbasis) zu erklären ist.

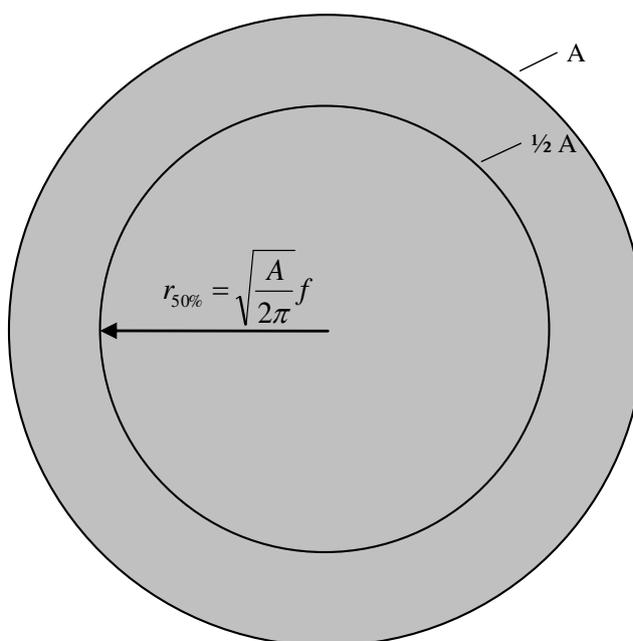


Abb. 2.33. Berechnung der mittleren Transportentfernung in Abhängigkeit vom Flächenbedarf

Tabelle 2.10. Biobrennstoff-Einzugsgebiet (Radius) für eine ZWSF mit 118 MW Feuerungswärmeleistung bei vollständiger Substitution des fossilen Regelbrennstoffes unter Annahme eines kreisförmigen Einzugsgebietes, eigene Berechnung auf Grundlage von (Kaltschmitt *et al.*, 2009, S. 183)

		Flächenbasis	Holzbrennstoffe	Halmgutbrennstoffe
Anbauflächenbedarf A	ha		150 906	45 272
Streckenfaktor f	1		1,5	1,5
	km	50 %	32,9	
mittlere Transportentfernung ($r_{50\%}$)	km	20 %	52,0	
	km	10 %	73,5	
	km	80 %		14,2
	km	60 %		16,4
	km	40 %		20,1
	km			

2.7.3 Emissionen in der Vorkette zur Bereitstellung von Energieträgern

Bei der Gewinnung, der Aufbereitung und dem Transport von Energieträgern werden klimaschädliche Treibhausgase freigesetzt. Um die energiebedingten Treibhausgas-Emissionen vollständig zu erfassen, müssen neben direkten Emissionen, die während der Verbrennung freigesetzt werden, auch indirekte Emissionen, die während der Brennstoffbereitstellung freigesetzt werden, berücksichtigt werden. Die im Folgenden durchgeführte Bilanzierung der Vorketten zur Brennstoffbereitstellung beruht auf Prozessen aus dem Globalen Emissions-Modell integrierter Systeme (GEMIS) (vgl. GEMIS, 2013).

Tabelle 2.11. Treibhausgas-Emissionen in der Vorkette zur Bereitstellung von Steinkohle, Holzbrennstoffen und Halmgutbrennstoffen, eigene Darstellung mit Daten aus (GEMIS, 2013)

Energieträger	Prozessbezeichnung in GEMIS 4.81	Treibhausgase in g/GJ Brennstoff		
		CO ₂ ^a	CH ₄ ^b	N ₂ O ^c
Steinkohle	Kohle-mix-DE-Import-Transport-2010	8201,690	201,623	0,364
Holzbrennstoff	Umschlag-DE\Holz-HS-Wald-2010	2256,162	3,851	0,133
Halmgutbrennstoff	Umschlag-DE\Stroh-Ballen-2010	1108,597	0,461	0,049

^a Treibhausgasfaktor CO₂: 1

^b Treibhausgasfaktor CH₄: 25

^c Treibhausgasfaktor N₂O: 298

Bei der betrachteten Steinkohle handelt es sich um ein Brennstoffgemisch aus verschiedenen Steinkohlen unterschiedlicher Herkunft, welches unter Berücksichtigung des Importaufkommens für Steinkohle nach Lieferregionen in Deutschland generiert wird. Heutzutage ist der Einsatz deutscher Steinkohle zur Stromerzeugung wirtschaftlich nicht mehr vertretbar. Stattdessen wird der Brennstoff aus dem Ausland importiert. Die nachgestellte Prozesskette beinhaltet den Abbau, die Aufbereitung, den Umschlag und den Transport von Brennstoffen bis zum Kraftwerksstandort in Deutschland.

Bei den betrachteten Holzbrennstoffen handelt es sich um Waldrestholz aus Laub- und Nadelholzbeständen als Durchforstungsholz oder als Restholz bei der Stammholzgewinnung. Die Prozesskette umfasst das Sammeln, die Aufbereitung zu Hackschnitzeln sowie den Transport über 100 km bis zum Kraftwerksstandort. Aufwendungen zum Anbau der Biomasse werden nicht berücksichtigt.

Bei den betrachteten Halmgutbrennstoffen handelt es sich um Getreidestroh als Reststoff aus der Landwirtschaft. Die Prozesskette umfasst die Aufbereitung zu Strohballen und den Transport über 50 km bis zum Kraftwerksstandort. Aufwendungen zum Anbau der Biomasse werden ebenfalls nicht berücksichtigt.

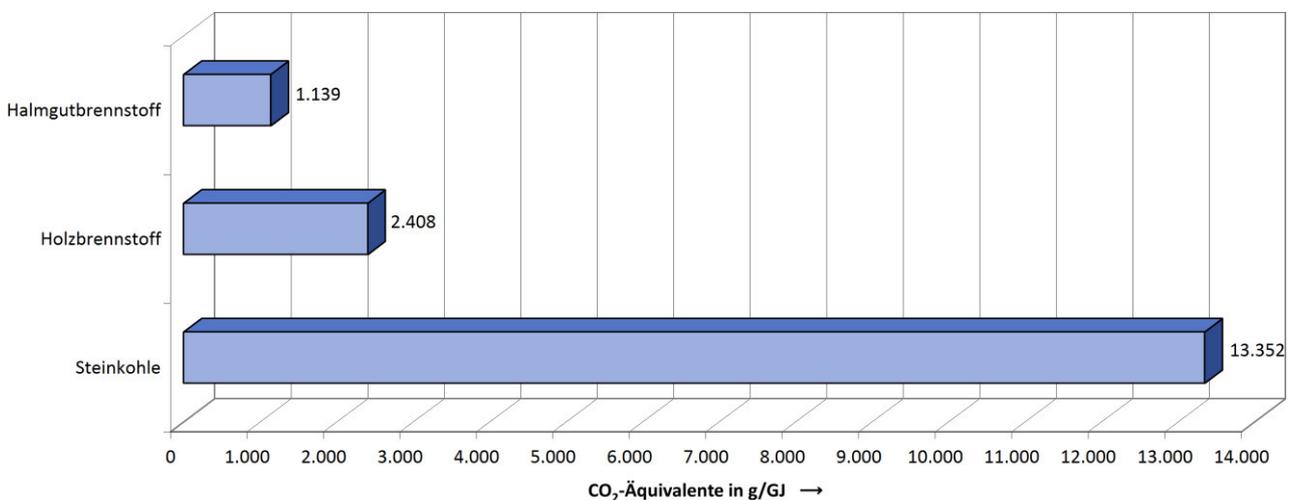
**Abb. 2.34.** CO₂-Äquivalente der Brennstoffbereitstellung, eigene Berechnung mit Daten aus (GEMIS, 2013)

Abb. 2.34 zeigt die bei der Brennstoffbereitstellung freiwerdenden CO₂-Äquivalente bezogen auf den Energiegehalt des Brennstoffes. Bei der Bereitstellung von Steinkohle werden große Mengen klimaschädlicher Treibhausgase freigesetzt. Dieses ist zum einen auf die Freisetzung von Abgasen infolge des Transportes über z. T. große Entfernungen zurückzuführen, zum anderen werden beim Kohleabbau große Mengen Grubengas, welches hauptsächlich aus Methan besteht, freigesetzt (vgl.

Tabelle 2.11, S. 59) (vgl. Wagner et al., 2007, S. 46 f.). Methan hat ein 28-fach höheres Treibhausgaspotenzial (bezogen auf 100 Jahre) als Kohlendioxid (vgl. IPCC, 2013c, S. 714). Im Vergleich dazu werden bei der Bereitstellung von Holzbrennstoffen nur 18,0 % und bei der Bereitstellung von Halmgutbrennstoffen nur 8,5 % der klimaschädlichen Treibhausgase freigesetzt.

2.8 Marktpreisentwicklungen

2.8.1 Brennstoffe

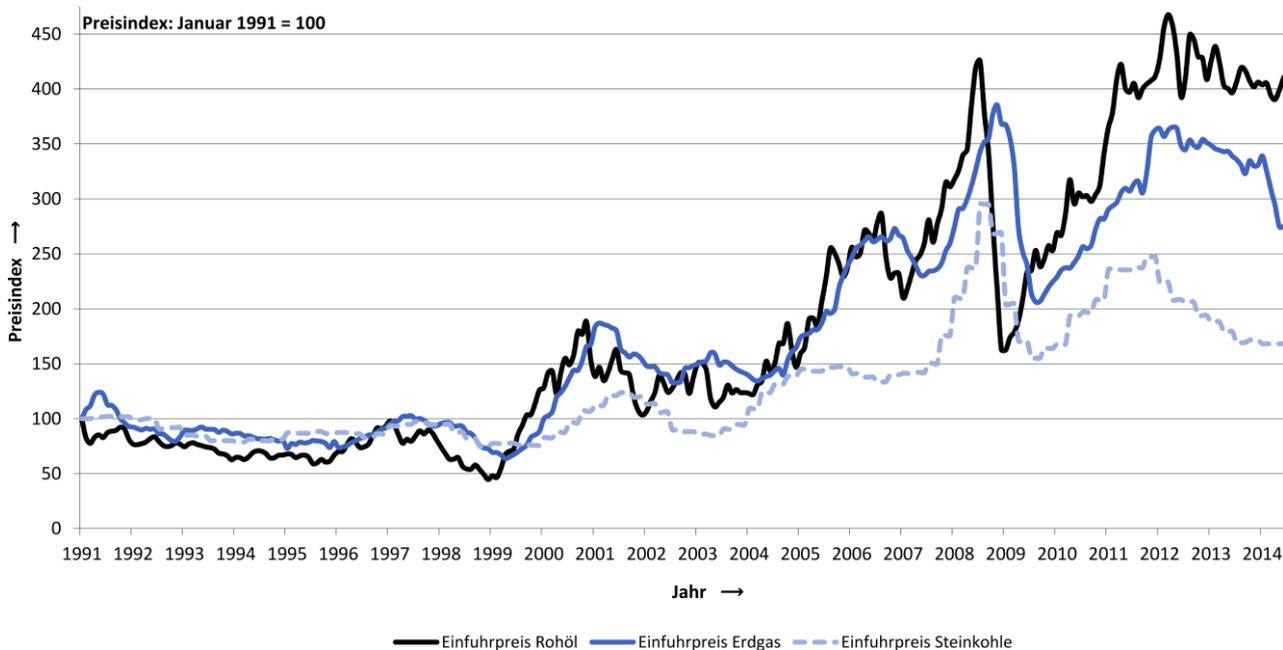


Abb. 2.35. Entwicklung der Einfuhrpreise von Rohöl, Erdgas und Steinkohle, eigene Berechnung mit Daten aus (BMW, 2014)

Abb. 2.35 zeigt die Entwicklung der Einfuhrpreise von Rohöl, Erdgas und Steinkohle. Die Preise der auf dem Weltmarkt gehandelten Brennstoffe stehen in einer wechselseitigen Beziehung, wobei der Rohölpreis die Rolle der Preisführerschaft einnimmt. Veränderungen des Rohölpreises spiegeln sich in abgeschwächter Form und mit zeitlicher Verzögerung im Erdgas- und Steinkohlepreis wider. Dieser Zusammenhang ist auf den Substitutionseffekt zurückzuführen. Da Rohöl ein gefragtes Handelsgut ist, schlagen sich Angebots- und Nachfrageschwankungen besonders schnell auf dessen Preis nieder. Steigt aufgrund wachsender Nachfrage der Weltmarktpreis, entwickelt sich zwischen Rohöl und den anderen Energieträgern eine Preisdifferenz. Mit zunehmender Differenz wächst seitens der Verbraucher das Bedürfnis, den teureren Primärenergieträger Rohöl durch einen anderen, günstigeren Primärenergieträger wie z. B. Erdgas, Steinkohle oder Biobrennstoffe zu substituieren. Mit steigender Nachfrage nach alternativen günstigeren Primärenergieträgern steigen mit zeitlicher Verzögerung auch deren Preise.

Die Brennstoffkosten beeinflussen die Energiegestehungskosten maßgeblich. Steinkohle wird auf internationalen Märkten gehandelt. Aufgrund der hohen Energiedichte (vgl. Abb. 2.29, S. 49) und guten Lagerfähigkeit eignet sich der fossile Energieträger für den Massenguttransport über den See-

und Schienenweg selbst über weite Entfernungen. Im Gegensatz dazu haben naturbelassene Biobrennstoffe eine erheblich geringe Energiedichte. In Anbetracht dessen ist der Anteil der Transportkosten an den Bereitstellungskosten groß. Demzufolge steigen die Bereitstellungskosten mit zunehmender Transportdistanz übermäßig. Naturbelassene biogene Festbrennstoffe sind zudem biologisch instabil und daher nur begrenzt lagerfähig. Aus diesen Gründen beschränkt sich der Handel in aller Regel auf lokale Märkte mit kurzen Transportwegen.

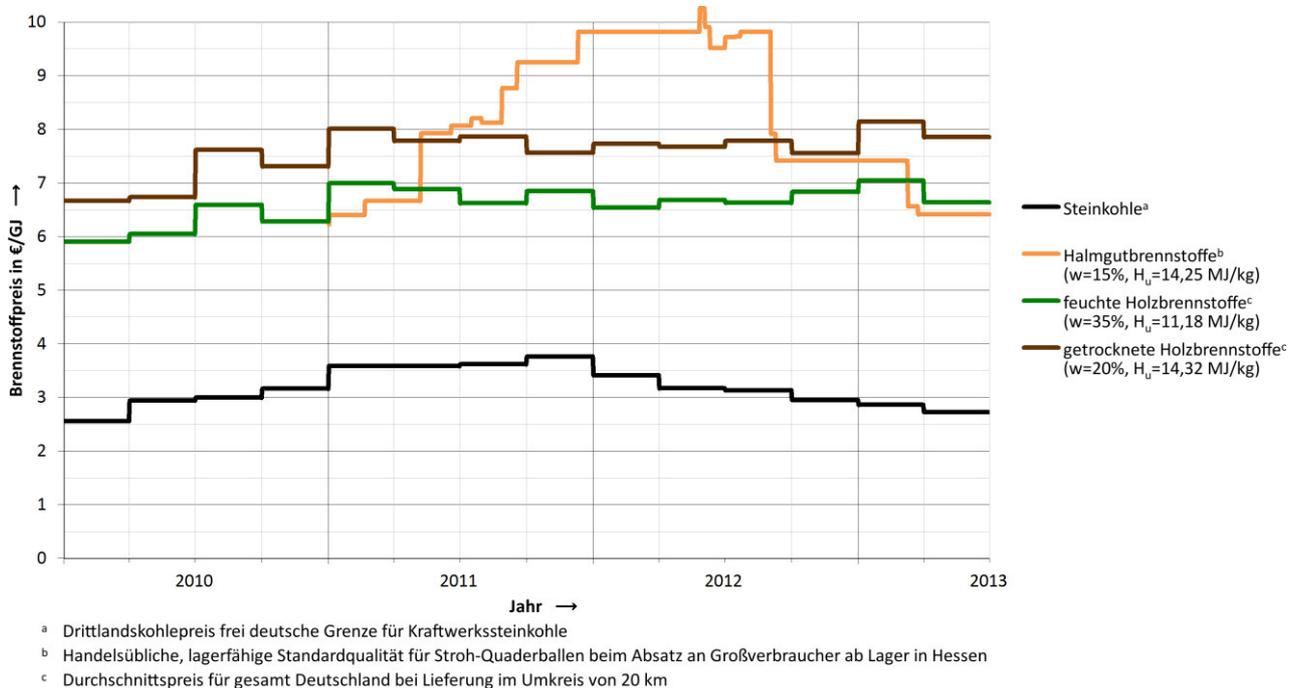


Abb. 2.36. Preisentwicklung von Steinkohle, Holz- und Halmgutbrennstoffen (Preisangaben ohne Mehrwertsteuer), eigene Berechnung mit Daten für Steinkohle aus (BAFA, 2013), für Halmgutbrennstoffe aus (Proplanta, 2013), für feuchte und getrocknete Holzbrennstoffe aus (CARMEN, 2013)

Abb. 2.36 zeigt Preisentwicklungen von Steinkohle, Holz- und Halmgutbrennstoffen. Das *Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle* veröffentlicht auf Grundlage von Meldungen der Steinkohlebezieher quartalsweise Durchschnittspreise für den Import von Steinkohle frei deutsche Grenze aus Drittländern außerhalb der Europäischen Union (vgl. BAFA, 2013). Das Landwirtschaftsportal *Proplanta* veröffentlicht wöchentlich Durchschnittspreise von Strohquaderballen ab Lager in Hessen (vgl. Proplanta, 2013). Das *Centrale Agrar-Rohstoff-Marketing- und Energie-Netzwerk* veröffentlicht quartalsweise Durchschnittspreise von Waldhackschnitzeln in Deutschland (vgl. CARMEN, 2013). Die Preiseentwicklungen der in diesem Beispiel dargestellten Brennstoffe machen deutlich, dass Brennstoffpreise stark von Angebot und Nachfrage auf den Märkten abhängen und ausgeprägt fluktuieren. Vor allem bei Steinkohle richtet sich die Nachfrage der Industrienationen nach der aktuellen Konjunktur.

Für die Preisbildung von Biobrennstoffen sind der Mechanisierungsgrad der Ernte- und Aufbereitungsverfahren, die regionale und saisonale Verfügbarkeit sowie die Brennstoffqualität wichtige Einflussfaktoren. Bei Halmgutbrennstoffen kommt hinzu, dass den Böden durch die Entnahme von Getreidestroh wichtige Pflanzennährstoffe entzogen werden. Da die Nährstoffverluste durch Zugabe von Düngemitteln ausgeglichen werden müssen, spielt bei der Preisbildung auch der gegenwärtige

Düngemittelpreis eine wichtige Rolle. Ernteerträge sind witterungsabhängig und kaum vorhersehbar. Dieses kann insbesondere bei Halmgutbrennstoffen zuzufolge haben, dass die Preise aufgrund von Spekulationen steigen, wie es an der deutlichen Preissteigerung zwischen den Ernten in 2011/12 zu erkennen ist (vgl. Abb. 2.36, S. 61).

2.8.2 Emissionszertifikate

Die Auswirkungen der Klimaänderung, verursacht durch den Ausstoß von Treibhausgasen, machen sich in allen gesellschaftlichen Bereichen bemerkbar (vgl. BMU, 2012). Infolge nachteiliger Umwelteinwirkungen kommen beträchtliche Umweltkosten auf die Gesellschaft zu. Der Aufbau eines Handelssystems für Emissionszertifikate bietet als umweltpolitische Maßnahme die Möglichkeit, diese verursachergebundenen Kosten zu internalisieren. Die Bundesrepublik Deutschland hat mit der *Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates* vom 13. Oktober 2003 zugestimmt, an einem gemeinsamen europäischen Emissionsrechtehandel teilzunehmen (vgl. EG, 2003). Die Richtlinie ist mit dem *Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz*, welches am 15. Juli 2004 in Kraft getreten ist, in nationales Recht umgesetzt worden (vgl. TEHG). Momentan erfasst das System ausschließlich den Handel mit Emissionsberechtigungen für Kohlendioxid. Seit dem 1. Januar 2005 sind Feuerungsanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung über 20 MW dazu verpflichtet, am Handel mit CO₂-Zertifikaten teilzunehmen. Der Emissionsrechtehandel ist in mehrere Handelsperioden, Phase I (2005-2007), Phase II (2008-2012) und Phase III (2013-2020), aufgeteilt. Die Mehrkosten zum Erwerb von Emissionsberechtigungen werden für gewöhnlich von den Energieversorgungsunternehmen an den Verbraucher weitergereicht.



Abb. 2.37. Preisentwicklung des am Spotmarkt (Sekundärmarkt) der Energiebörse EEX in Leipzig gehandelten EEX Carbon Index (Preisangaben ohne Mehrwertsteuer), eigene Darstellung mit Daten aus (EEX, 2013a)

Abb. 2.37 zeigt die Preisentwicklung des EEX Carbon Index (Carbix) am Spotmarkt (Sekundärmarkt) der Energiebörse European Energy Exchange (EEX) in Leipzig. Bislang werden die Emissionskontingente größtenteils frei zugewiesen, ohne dass Anlagenbetreiber dafür zahlen müssen. Das

Handelssystem steht in der Kritik, da es in der Vergangenheit bei der Zuteilung von Emissionsberechtigungen zu einer massiven Überallokation kam. Infolgedessen brach der Spotmarktpreis jeweils zum Ende der I. und II. Handelsperiode ein, weshalb der Börsenhandel zeitweise ausgesetzt wurde.

Da sich der Spotmarktpreis gegenwärtig auf einem niedrigen Preisniveau befindet und das Handelsvolumen an den Börsen gering ist, spielt der Emissionsrechtehandel für Anlagenbetreiber eine eher untergeordnete Rolle. Angesichts der derzeitigen Rahmenbedingungen erscheint die Wirksamkeit des Handelssystems für Emissionszertifikate als umweltpolitische Maßnahme fragwürdig. Aus Gründen des Klimaschutzes werden in der III. Handelsperiode die Emissionskontingente sukzessive verknappt, sodass diese verstärkt auktioniert werden müssen. Die Folgen dieser Dezimierung, wie eine zu erwartende Belebung des Börsenhandels sowie ein Anstieg des Marktpreises, sind abzuwarten.

2.8.3 Elektrischer Strom

Seit der Liberalisierung der europäischen Energiemärkte wird elektrischer Strom an Großhandelsmärkten wie der deutschen Strombörse EEX in Leipzig gehandelt. Der Strompreis richtet sich nach Angebot und Nachfrage am Markt. Um den Strompreis niedrig zu halten, erfolgt die Einsatzreihenfolge der Kraftwerke auf Basis ihrer Grenzkosten nach dem Merit-Order-Prinzip. Bei steigender Nachfrage wird, ausgehend von dem Kraftwerk mit den niedrigsten Grenzkosten, das Kraftwerk mit den nächsthöheren Grenzkosten zugeschaltet. Bei sinkender Nachfrage wird in umgekehrter Reihenfolge zuerst das Kraftwerk mit den jeweils höchsten Grenzkosten abgeschaltet. Der Marktpreis wird durch das Kraftwerk mit den höchsten Grenzkosten bestimmt, welches gerade noch zur Deckung der Nachfrage benötigt wird (Clearingpreis).

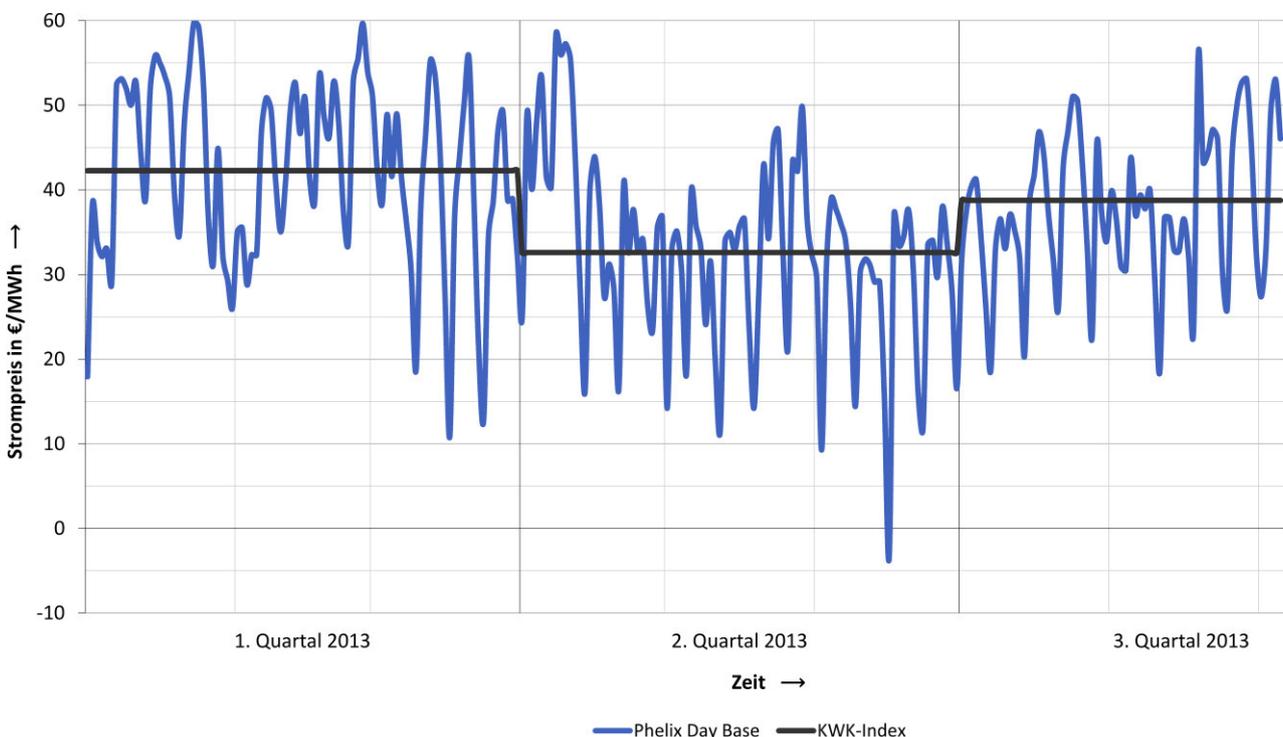


Abb. 2.38. Preisentwicklung von Grundlaststrom in Deutschland und Österreich am Spotmarkt der Energiebörse EEX in Leipzig (Preisangaben ohne Mehrwertsteuer), eigene Darstellung mit Daten aus (EEX, 2013b)

Gegenwärtig befindet sich der Strompreis auf einem niedrigen Niveau (vgl. Abb. 2.38, S. 63), was für Erzeugungsanlagen mit hohen Grenzkosten die Teilnahme am Stromhandel erschwert. Vor allem wärmegeführte KWK-Anlagen haben kaum Möglichkeiten, auf niedrige Strompreise zu reagieren. Die Stromerzeugung kann auch dann nicht eingestellt werden, wenn der Marktpreis kurzfristig unterhalb der eigenen Erzeugungskosten liegt. In der Regel besteht zwar die Möglichkeit, ausschließlich Wärme zu erzeugen, doch sind die Anlagen für kurzfristige Änderungen oftmals zu träge oder das Abfahren und spätere Wiederanfahren einer Dampfturbine wäre aus Gründen der Wirtschaftlichkeit nicht vertretbar. Wird in einer KWK-Anlage ausschließlich Wärme erzeugt, entfällt zudem der Anspruch auf finanzielle Förderung nach dem Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz (KWKG) (vgl. § 5 KWKG) sowie die Steuerentlastung nach dem Energiesteuergesetz (EnergieStG).

2.9 Anreize zur Mitverbrennung in Deutschland

Energieversorgungsunternehmen werden in Deutschland im Gegensatz zu anderen Mitgliedstaaten der Europäischen Union nur wenige finanzielle Anreize zur Mitverbrennung von Biobrennstoffen geboten. Das *Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien* (EEG) sieht kein Einspeisevergütung für elektrischen Strom aus der Mitverbrennung von Biomasse in ZWSF vor (vgl. EEG). Hierzulande dient die Mitverbrennung primär zur Entsorgung von Abfällen und Reststoffen, als dass das Hauptaugenmerk auf dem Einsatz nachwachsender Rohstoffe zur Senkung der Netto-CO₂-Emissionen gerichtet wäre. Zumeist werden Biobrennstoffe mitverbrannt, deren Beschaffungskosten deutlich unterhalb der Beschaffungskosten fossiler Energieträger liegen und die nicht als Biomasse im Sinne der *Biomasseverordnung* anerkannt sind (vgl. § 3 BiomasseV). Dabei handelt es sich u. a. um Biomassefraktionen als Bestandteil von Ersatzbrennstoffen aus gemischten Siedlungs- und Gewerbeabfällen, Klärschlamm, Tiermehl etc.

Um in Deutschland weitere Mitverbrennungskapazitäten für Biobrennstoffe zu schaffen, benötigen Investoren mehr Standort- und Investitionssicherheit. Die Planung eines wirtschaftlich sicheren Betriebes setzt u. a. stabile politische Rahmenbedingungen über einen längeren Zeitraum voraus. Das Handelssystem für Emissionszertifikate ist hierzulande der einzige bestehende Anreizmechanismus, der die Mitverbrennung von Biobrennstoffen lancieren könnte. Es ist anzunehmen, dass allein die Kostenersparnis durch den Nichterwerb von Emissionsberechtigungen in Kombination mit hohen Beschaffungskosten für fossile Brennstoffe ausreichend Marktanreize bieten würde, um die Investitionsbereitschaft zur Schaffung von Mitverbrennungskapazitäten zu steigern. Da sich Steinkohle und Emissionszertifikate derzeit jedoch auf einem außerordentlich niedrigen Preisniveau befinden, werden die Mehrkosten zur Mitverbrennung durch die Kostenersparnis nicht kompensiert.

3 Beschreibung des physikalisch-mathematischen Modells

Im Folgenden wird das in dieser Arbeit verwendete mathematisch-physikalische Modell beschrieben, welches die während der Verbrennung in ZWSF und der anschließenden Rauchgasreinigung stattfindenden Prozesse nachbildet. Dieses Rechenmodell ermöglicht die Vorhersage von Entwicklungen, die infolge einer sukzessiven Verdrängung des fossilen Regelbrennstoffes Steinkohle durch Biobrennstoffe zu erwarten sind. In Energie- und Massenbilanzen werden Stoff- und Energieströme erfasst, die über die Bilanzgrenzen hinweg ein- und ausgehen. Die Ergebnisse der Modellrechnungen werden herangezogen, um Aussagen über den Ausstoß von Treibhausgasen und Luftschadstoffen zu treffen. Es werden verfahrenstechnische Kennzahlen und Emissionswerte ausgewertet, um sowohl die verfahrenstechnischen als auch die ökologischen Grenzen der Mitverbrennung aufzuzeigen.

3.1 Struktur

Das mathematisch-physikalische Modell umfasst einen in sich geschlossenen Bilanzraum, über dessen Bilanzgrenzen hinweg Stoff- und Energieströme ein- und ausgehen können (siehe Abb. 3.1, S. 66). Das Rechenmodell setzt sich aus drei Teilprozessen, dem Brennstoffmischer, der Verbrennung und der Rauchgasreinigung, zusammen. Chemische Reaktionen, die während der Verbrennung und Rauchgasreinigung ablaufen, sind im mathematisch-physikalischen Modell durch Bruttoreaktionen nachgebildet. Alle zur Berechnung notwendigen Stoffeigenschaften (molare Massen, molare Volumina, Normdichten, spezifische Gaskonstanten) sind in einer Stoffdatenbank (siehe Tabelle A.4, S. 213) hinterlegt. Da das physikalisch-mathematische Modell eine vereinfachend schematische Abbildung der in natura teils sehr komplexen Umwandlungsprozesse ist, sind die Rechenergebnisse mit einer gewissen Ungenauigkeit behaftet. Entwicklungen lassen sich damit in ihrer Tendenz jedoch hinreichend genau reproduzieren.

3 Beschreibung des physikalisch-mathematischen Modells

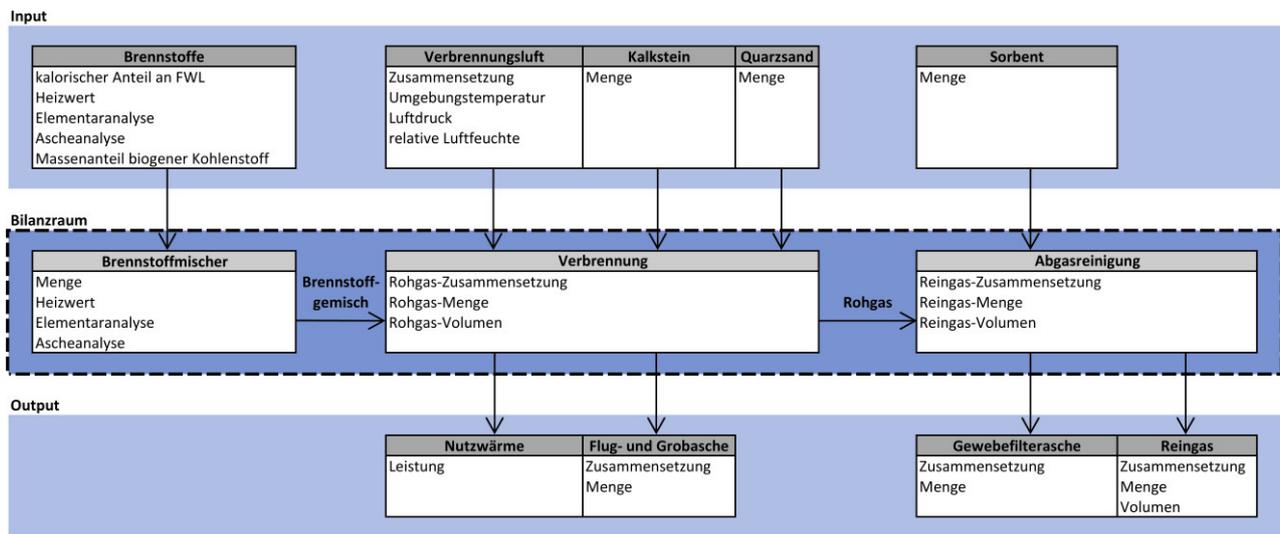


Abb. 3.1. Struktur des physikalisch-mathematischen Modells

3.2 Brennstoffgemisch

Der im Folgenden beschriebene Teilprozess dient dazu, ein Brennstoffgemisch zu bilden, welches aus mehreren fossilen oder biogenen Brennstoffkomponenten besteht.

3.2.1 Brennstoff-Massenstrom

Der Massenstrom eines Brennstoffgemisches, bestehend aus N Brennstoffen Z , ist:

$$\dot{m}_{\text{Br,ges}} = \sum_{Z=1}^N \dot{m}_{\text{Br},Z} = \sum_{Z=1}^N \frac{\dot{E}_{\text{Br},Z}}{H_{u,Z}} \quad (3.1)$$

3.2.2 Heizwert

Der Heizwert eines Brennstoffgemisches, bestehend aus N Brennstoffen Z , ist:

$$H_{u,\text{ges}} = \frac{\sum_{Z=1}^N H_{u,Z} \dot{m}_{\text{Br},Z}}{\dot{m}_{\text{Br,ges}}} \quad (3.2)$$

3.2.3 Brennstoffzusammensetzung

Für Berechnungen mithilfe des physikalisch-mathematischen Modells wird vorausgesetzt, dass die Massenanteile der Haupt- und Nebenbestandteile des Brennstoffes aufgrund vollständiger Elementaranalysen gegeben sind.

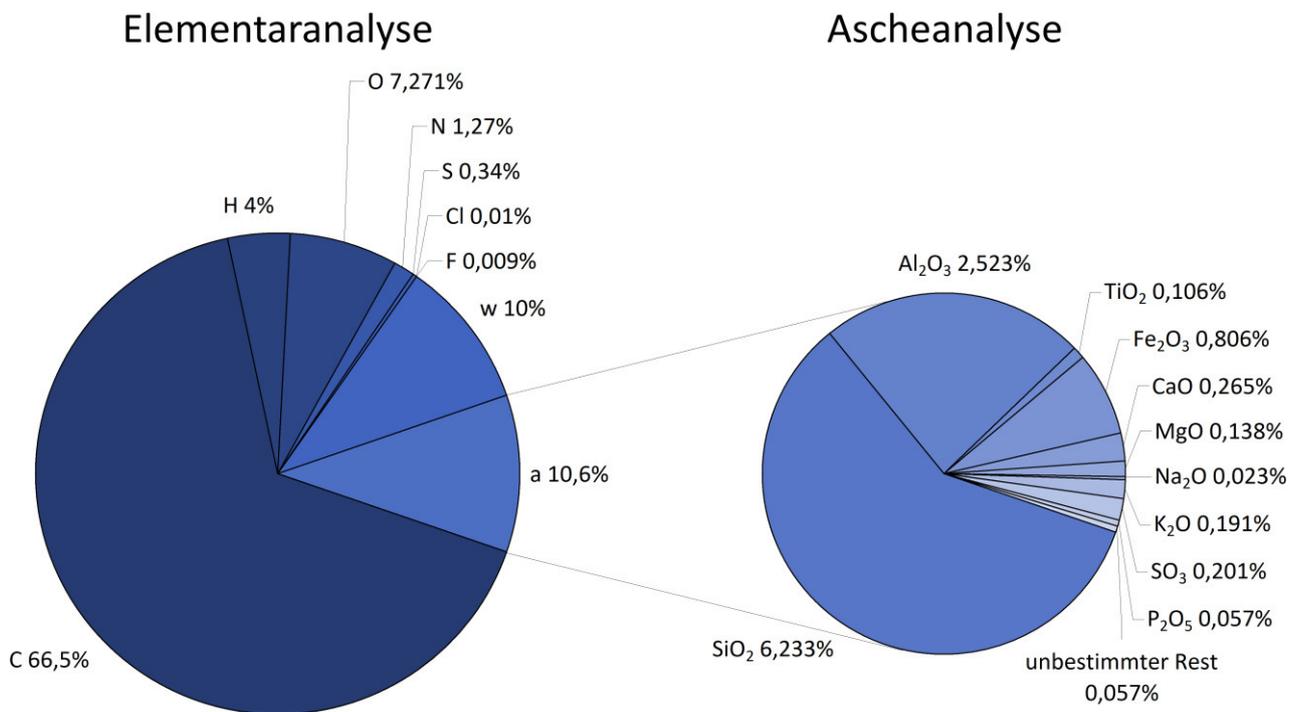


Abb. 3.2. Vollständige Elementar- und Ascheanalyse am Beispiel einer russischen Steinkohle, eigene Darstellung mit Daten aus (vgl. Tabelle A.7, S. 217)

Die Summe der Komponenten ist:

$$\begin{aligned}\xi_{\text{Br,ges}} &= 1 \\ &= \xi_{\text{C}}^{\text{Br}} + \xi_{\text{H}}^{\text{Br}} + \xi_{\text{O}}^{\text{Br}} + \xi_{\text{N}}^{\text{Br}} + \xi_{\text{S}}^{\text{Br}} + \xi_{\text{Cl}}^{\text{Br}} + \xi_{\text{F}}^{\text{Br}} + \xi_{\text{w}}^{\text{Br}} + \xi_{\text{Asche}}^{\text{Br}}.\end{aligned}\quad (3.3)$$

Die Brennstoffasche lässt sich in ihre einzelnen Bestandteile unterteilen.

$$\begin{aligned}\xi_{\text{Asche,ges}} &= 1 \\ &= \xi_{\text{SiO}_2}^{\text{Asche}} + \xi_{\text{Al}_2\text{O}_3}^{\text{Asche}} + \xi_{\text{TiO}_2}^{\text{Asche}} + \xi_{\text{Fe}_2\text{O}_3}^{\text{Asche}} + \xi_{\text{CaO}}^{\text{Asche}} + \xi_{\text{MgO}}^{\text{Asche}} \\ &\quad + \xi_{\text{Na}_2\text{O}}^{\text{Asche}} + \xi_{\text{K}_2\text{O}}^{\text{Asche}} + \xi_{\text{SO}_3}^{\text{Asche}} + \xi_{\text{P}_2\text{O}_5}^{\text{Asche}} + \xi_{\text{Rest}}^{\text{Asche}}\end{aligned}\quad (3.4)$$

Brennstoffasche besteht im Wesentlichen aus Oxiden. Das Brennstoffgemisch setzt sich aus N unterschiedlichen Brennstoffen Z (z. B. Kohle und Holzbrennstoff) zusammen. Der im Brennstoffgemisch enthaltene Massenanteil der Komponenten i ist:

$$\xi_{i,\text{ges}} = \frac{\sum_{Z=1}^N \xi_i^Z \dot{m}_{\text{Br},Z}}{\dot{m}_{\text{Br,ges}}}.\quad (3.5)$$

3.2.4 Massenanteil des Kohlenstoffes biogenen Ursprunges

Der Massenanteil des Kohlenstoffes biogenen Ursprunges im Brennstoffgemisch, bestehend aus N Brennstoffen Z , ist:

$$\xi_{C,\text{bio,ges}} = \frac{\sum_{Z=1}^N \xi_{C,\text{bio}}^Z \xi_C^Z \dot{m}_{\text{Br},Z}}{\xi_{C,\text{ges}} \dot{m}_{\text{Br,ges}}} \quad (3.6)$$

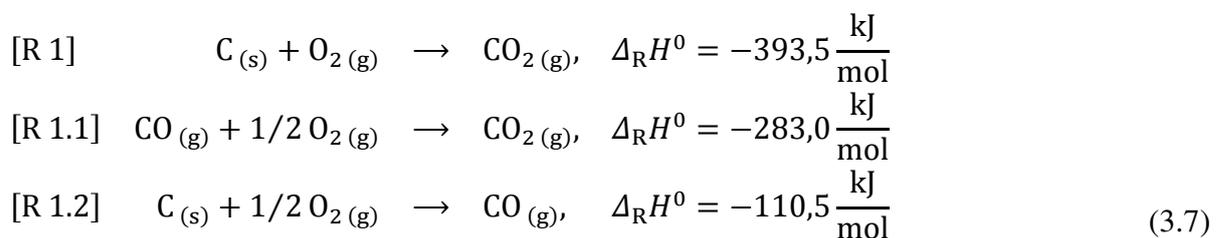
3.3 Verbrennungsrechnung und Berechnung der Schadstoffeinbindung

Im Folgenden wird die im physikalisch-mathematischen Modell angewendete Verbrennungsrechnung beschrieben (vgl. Joos, 2006, S. 85 ff.; Baehr, 2005, S. 447 ff.; van Loo & Koppejan, 2008, S. 23 ff.; Strauß, 2006, S. 113 ff.; Effenberger, 2000, S. 50 ff.). Bei der Verbrennung von Festbrennstoffen läuft das Reaktionsgeschehen über zahlreiche Zwischenreaktionen mit endlicher Reaktionsgeschwindigkeit ab. Zur Berechnung werden jedoch Bruttoreaktionen aufgestellt. Trotz dieser Vereinfachung ermöglicht die Verbrennungsrechnung unter Berücksichtigung der Brennstoffzusammensetzung belastbare Aussagen hinsichtlich des zu erwartenden Luftbedarfes sowie der Rohgaszusammensetzung und -menge.

3.3.1 Elementare Reaktionsabläufe bei unvollständiger Verbrennung

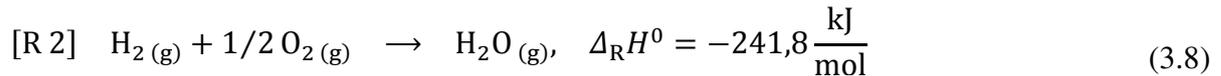
Die Elemente Kohlenstoff, Wasserstoff, Sauerstoff, Stickstoff und Schwefel sind Hauptbestandteile des Brennstoffes und bilden die brennbare Substanz. Um Aussagen bezüglich der Bildung von Halogenverbindungen zu ermöglichen, werden darüber hinaus die Nebenbestandteile Chlor und Fluor betrachtet. Die Konzentration dieser Elemente ist weitaus geringer als die der Hauptbestandteile. Zur nichtbrennbaren Substanz eines Festbrennstoffes gehören Asche und Wasser. Diese Brennstoffbestandteile nehmen am Reaktionsgeschehen nicht teil, sind also inert, und werden daher bei der Verbrennungsrechnung nicht weiter berücksichtigt. Während der Verbrennung laufen Oxidationsreaktionen ab, bei denen Wärme freigesetzt wird (exotherme Reaktion).

Bei unvollständiger Verbrennung entsteht aus dem im Brennstoff enthaltenen Kohlenstoff (Koks) sowohl Kohlendioxid als auch Kohlenmonoxid.

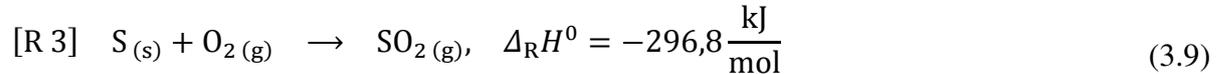


Gemäß dem Hess'schen Satz hängt die während der Bruttoreaktion [R 1] freigesetzte Wärmemenge ausschließlich vom Anfangs- und Endzustand des Systems ab und ist gleich der Summe der in den Teilreaktionen [R 1.1] und [R 1.2] freigesetzten Wärmemengen.

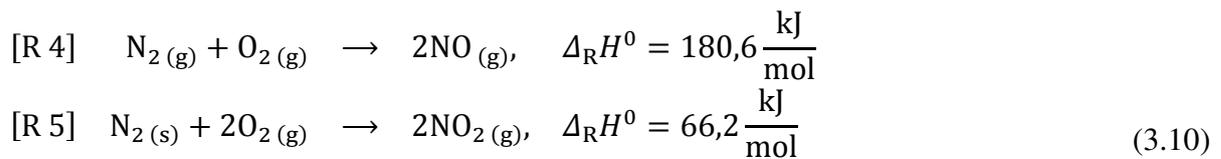
Der im Brennstoff enthaltene Wasserstoff oxidiert zu Wasserdampf [R 2].



Der im Brennstoff enthaltene Schwefel oxidiert zu Schwefeldioxid [R 3].

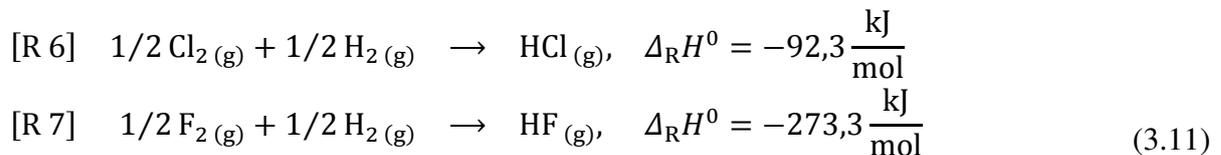


Die Bildung von Stickoxiden (hier Stickstoffmonoxid [R 4] und Stickstoffdioxid [R 5]) erfolgt unter Aufnahme von Wärme (endotherm).



Vereinfachend kann angenommen werden, dass bei der Verbrennung in ZWSF aus dem brennstoffgebundenen Stickstoff ausschließlich Stickstoffmonoxid [R 4] entsteht (vgl. Abb. 2.11, S. 23) (ähnliche Position bei Brauer, 1996a, S. 282; Epple et al, 2009, S. 357). Daher wird in Gleichung (3.10) der Reaktionspfad [R 5] zur Bildung von Stickstoffdioxid nicht weiterverfolgt.

Im Verbrennungsgas enthaltenes Chlor und Fluor reagieren mit Wasserstoff unter Abgabe von Wärme (exotherm) zu Chlor- [R 6] und Fluorwasserstoff [R 7].



3.3.2 Berechnungen der Schadstoffeinbindung im Trockenadditivverfahren

Bei dem erzielbaren Umsatz des Calciumoxides zur Schadstoffeinbindung spielt neben dem Korndurchmesser, der Porosität, der Abriebfestigkeit, dem Gehalt an Fremdstoffen, der Verweilzeit sowie der Durchmischung im Brennraum auch das Korngefüge eine wichtige Rolle. Dabei ist amorpher Kalkstein gegenüber kristallinem Kalkstein im Vorteil (Abb. 3.3, S. 70).

Anhand des Einbindegrades

$$\eta_{\text{E}} = \frac{c_{\text{i,oA}} - c_{\text{i,mA}}}{c_{\text{i,oA}}} \quad (3.12)$$

lässt sich die Eignung eines Absorbens zur Schadstoffeinbindung beurteilen (vgl. Effenberger, 2000, S. 249).

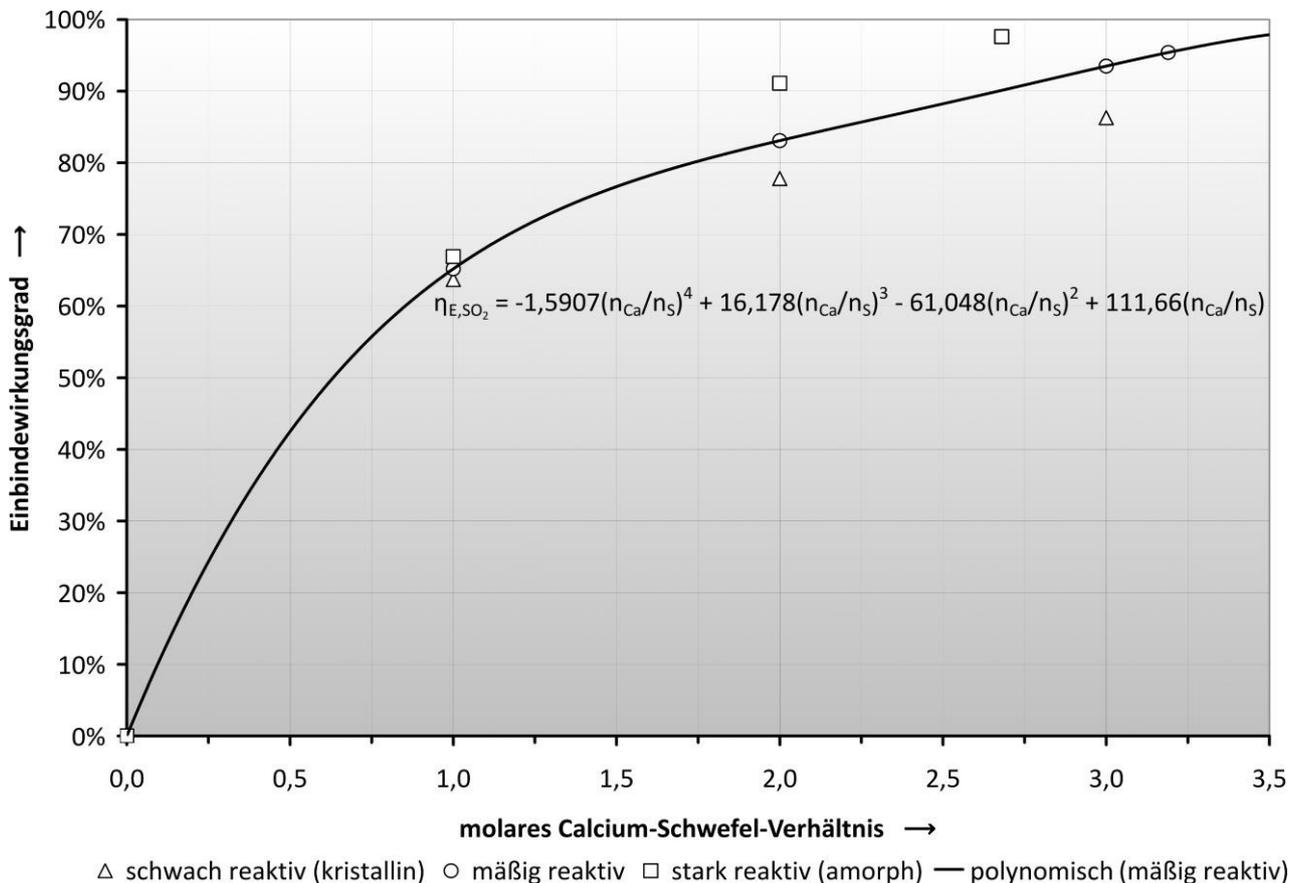


Abb. 3.3. Schwefel-Einbindegrad mit verschiedenen Kalksorten in Abhängigkeit vom molaren Calcium-Schwefel-Verhältnis, eigene Berechnung mit Daten aus (Strauß, 2006, S. 174)

Abb. 3.3 stellt den Schwefel-Einbindegrad mit drei unterschiedlich reaktiven Kalksorten in Abhängigkeit vom molaren Calcium-Schwefel-Verhältnis dar (vgl. Strauß, 2006, S. 174; Effenberger, 2000, S. 249; Brauer, 1996a, S. 281). Die Schwefel-Einbindegrade nehmen mit steigendem Calcium-Schwefel-Verhältnis zu. Das Calcium-Schwefel-Verhältnis wird aus der zur Absorption zur Verfügung stehenden Stoffmenge an Calciumoxid und der mit dem Brennstoff eingebrachten Stoffmenge an Schwefel gebildet.

$$\frac{n_{Ca}}{n_S} = \frac{n_{CaCO_3}^{Additiv} + n_{CaO}^{Asche}}{n_S^{Br}} \quad (3.13)$$

Effenberger stellt diesbezüglich fest, dass der in der Brennstoffasche enthaltene Eigenanteil an Calciumoxid (vgl. Abb. 3.2, S. 67) ebenfalls zur Schadstoffeinbindung beiträgt. Dieser Effekt wird als Eigeneinbindung bezeichnet (vgl. Effenberger, 2000, S. 250). Aufgrund dessen kann bei Brennstoffen mit besonders hohem Gehalt an Calciumoxid, wie z. B. Braunkohle und Holzbrennstoffe, die erforderliche Absorbensmenge erheblich sinken. Gleichung (3.13) veranschaulicht, wie im physikalisch-mathematischen Modell die in der Brennstoffasche enthaltene Menge an Calciumoxid bei der Ermittlung des Calcium-Schwefel-Verhältnisses berücksichtigt wird.

Im physikalisch-mathematischen Modell wird mithilfe der folgenden empirischen Gleichung der Schwefel-Einbindegrad in Abhängigkeit vom molaren Calcium-Schwefel-Verhältnis errechnet.

$$\eta_{E,SO_2} = 1,5907 \left(\frac{n_{Ca}}{n_S}\right)^4 + 16,178 \left(\frac{n_{Ca}}{n_S}\right)^3 - 61,048 \left(\frac{n_{Ca}}{n_S}\right)^2 + 111,66 \frac{n_{Ca}}{n_S} \quad (3.14)$$

Gleichung (3.14) wurde auf Grundlage von Messwerten beim Einsatz eines mäßig reaktiven Kalksteines ermittelt (vgl. Abb. 3.3, S. 70). Bei der Schadstoffeinbindung reagiert nur ein Teil des eingebrachten Calciumoxides auf der Kornoberfläche zu Calciumsulfat (Sulfatisierung). Im Korninneren verbleibt ein Rest an Calciumoxid (vgl. Abb. 2.16, S. 31). Um trotzdem einen hohen Einbindegrad zu erzielen, muss das Absorbens in einem überstöchiometrischen Verhältnis vorliegen. Der Schwefel-Einbindegrad steigt bei einem Calcium-Schwefel-Verhältnis > 3 kaum an (vgl. Abb. 3.3, S. 70). Bei einem Calcium-Schwefel-Verhältnis zwischen 2 und 3 kann ein akzeptabler Schwefel-Einbindegrad mit wirtschaftlich vertretbarem Aufwand erzielt werden.

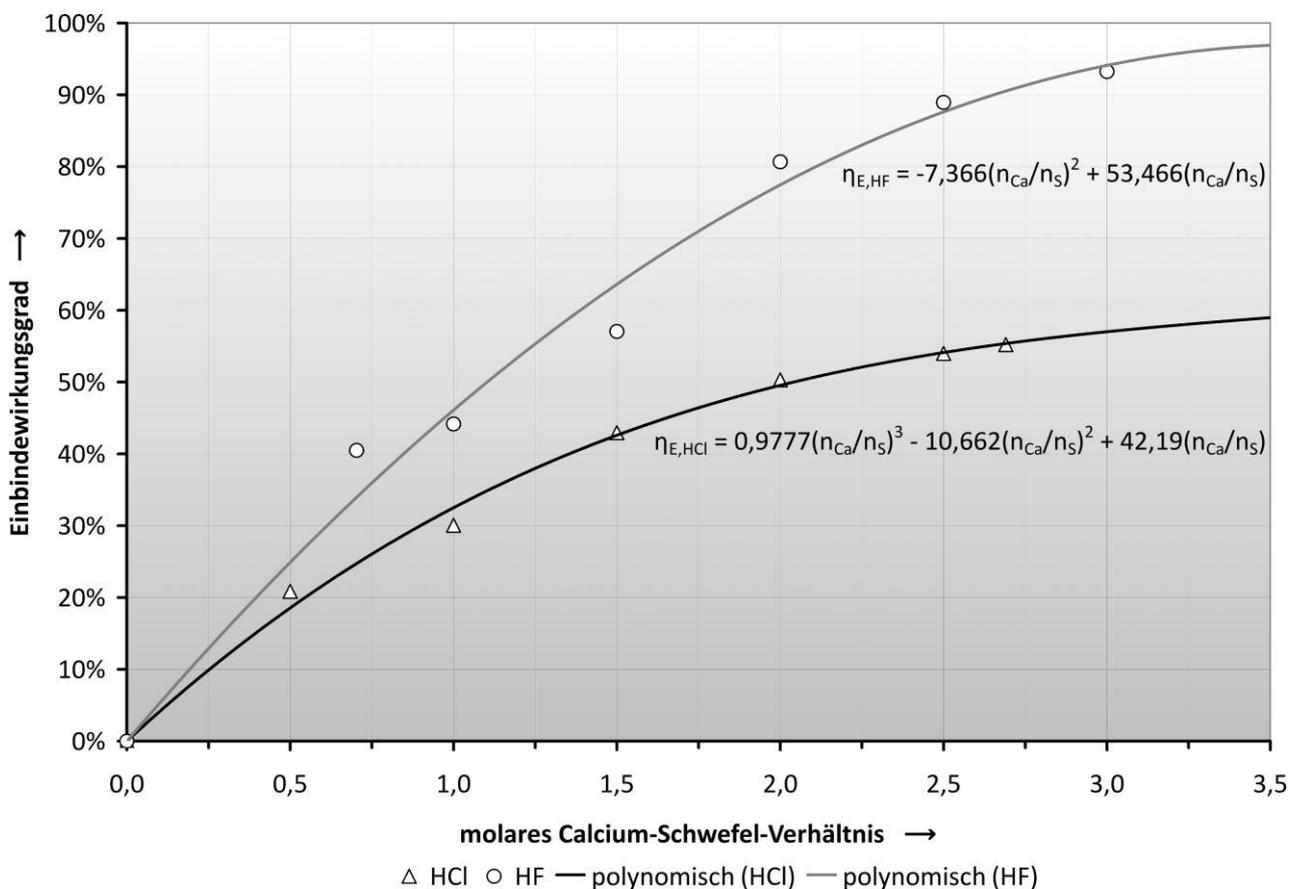


Abb. 3.4. Chlor- und Fluor-Einbindegrad mit Kalkstein in Abhängigkeit vom molaren Calcium-Schwefel-Verhältnis, eigene Berechnung mit Daten aus (Effenberger, 2000, S. 249)

Abb. 3.4 stellt die Chlor- und Fluor-Einbindegrade mit Kalkstein in Abhängigkeit vom molaren Calcium-Schwefel-Verhältnis dar (vgl. Effenberger, 2000, S. 249; Brauer, 1996a, S. 287). Die beiden Einbindegrade nehmen mit steigendem Calcium-Schwefel-Verhältnis zu. *Wirth* stellt fest, dass die Abscheidung von Chlor- und Fluorwasserstoff stark temperaturabhängig ist. Zur optimalen Einbindung von Chlor- und Fluorwasserstoff ist die in ZWSF vorherrschende Verbrennungstemperatur zwischen 850 und 900 °C zu hoch (vgl. *Wirth* in Brauer, 1996a, S. 287).

Im physikalisch-mathematischen Modell wird mithilfe der beiden folgenden empirischen Gleichungen der Chlor-Einbindegrad

$$\eta_{E,HCl} = 0,9777 \left(\frac{n_{Ca}}{n_S} \right)^3 - 10,662 \left(\frac{n_{Ca}}{n_S} \right)^2 + 42,19 \frac{n_{Ca}}{n_S} \quad (3.15)$$

und der Fluor-Einbindegrad

$$\eta_{E,HF} = -7,366 \left(\frac{n_{Ca}}{n_S} \right)^2 + 53,466 \frac{n_{Ca}}{n_S} \quad (3.16)$$

mit Kalkstein in Abhängigkeit vom Calcium-Schwefel-Verhältnis molaren errechnet. Die Gleichungen (3.15) und (3.16) wurden auf Grundlage von Messwerten beim Einsatz eines mäßig reaktiven Kalksteines ermittelt (vgl. Abb. 3.4, S. 71).

Unter der Annahme, dass während der Verbrennung die Brennstoffkomponenten Schwefel, Chlor und Fluor vollständig in die Gasphase übergehen, lassen sich mithilfe der zuvor aufgestellten empirischen Gleichungen (3.14), (3.15) und (3.16) die anfallenden Stoffmengen an Calciumsulfat

$$n_{CaSO_4}^{Asche} = \eta_{E,SO_2} n_S^{Br}, \quad (3.17)$$

Calciumchlorid

$$n_{CaCl_2}^{Asche} = \eta_{E,HCl} 1/2 n_{Cl}^{Br} \quad (3.18)$$

und Calciumfluorid

$$n_{CaF_2}^{Asche} = \eta_{E,HF} 1/2 n_F^{Br} \quad (3.19)$$

ermitteln. Die Salze werden mit der Flug- und Grobasche ausgetragen.

Der Umsatzgrad

$$\varepsilon_{CaO} = \frac{n_{CaO}^0 - n_{CaO}^1}{n_{CaO}^0} = \frac{n_{CaSO_4}^{Asche} + n_{CaCl_2}^{Asche} + n_{CaF_2}^{Asche}}{n_{CaCO_3}^{Additiv} + n_{CaO}^{Asche}} \quad (3.20)$$

wird mithilfe der Mengen an freiem Calciumoxid vor (Index 0) bzw. nach (Index 1) der Einbindung von Schwefel, Chlor und Fluor mit Kalkstein bestimmt.

3.3.3 Mindestsauerstoffbedarf

Die Brennstoffzusammensetzung ist aufgrund der Elementaranalysen bekannt. Im Vorwege der Verbrennungsrechnung werden die Stoffmengen der jeweiligen Brennstoffkomponente i pro Masseneinheit Brennstoff ermittelt.

$$n_i^{\text{Br}} = \frac{\xi_i^{\text{Br}} m_{\text{Br}}}{M_i} \quad (3.21)$$

Die molaren Massen sind in einer Stoffdatenbank (siehe Tabelle A.4, S. 213) hinterlegt.

Während der Verbrennung finden Umwandlungsprozesse unter Zufuhr von Sauerstoff statt (Oxidation). Die elementaren Reaktionsabläufe bei unvollständiger Verbrennung sind in Kapitel 3.3.1 (S. 68 f.) beschrieben. Die in den Reaktionsgleichungen (3.7), (3.8), (3.9) und (3.10) am Reaktionsgeschehen beteiligten Substanzen liegen in den Molmassenverhältnissen

$$\begin{aligned} n_{\text{C}}^{(a)} &: n_{\text{O}_2}^{(a)} &: n_{\text{CO}_2} &= 1 &: 1 &: 1 \\ n_{\text{C}}^{(b)} &: n_{\text{O}_2}^{(b)} &: n_{\text{CO}} &= 1 &: \frac{1}{2} &: 1 \\ n_{\text{H}_2} &: n_{\text{O}_2}^{(c)} &: n_{\text{H}_2\text{O}} &= \frac{1}{2} &: 1 &: 1 \\ n_{\text{S}} &: n_{\text{O}_2}^{(d)} &: n_{\text{SO}_2} &= 1 &: 1 &: 1 \\ n_{\text{N}} &: n_{\text{O}_2}^{(e)} &: n_{\text{NO}} &= 1 &: \frac{1}{2} &: 1 \end{aligned} \quad (3.22)$$

vor (ähnliche Darstellung bei Joos, 2006, S. 87). Mit Gleichung (3.22) ergibt sich der erforderliche Sauerstoffbedarf zu:

$$\begin{aligned} n_{\text{O}_2}^{(a)} &= n_{\text{C}}^{(a)} &= (1 - \alpha - \beta) n_{\text{C}}^{\text{Br}} \\ n_{\text{O}_2}^{(b)} &= \frac{1}{2} n_{\text{C}}^{(b)} &= \frac{1}{2} \alpha n_{\text{C}}^{\text{Br}} \\ n_{\text{O}_2}^{(c)} &= \frac{1}{2} n_{\text{H}_2} &= \frac{1}{2} \left(\frac{n_{\text{H}}^{\text{Br}} - n_{\text{Cl}}^{\text{Br}} - n_{\text{F}}^{\text{Br}}}{2} \right) \\ n_{\text{O}_2}^{(d)} &= n_{\text{S}} &= n_{\text{S}}^{\text{Br}} + \frac{1}{2} (\eta_{\text{E,SO}_2} n_{\text{S}}^{\text{Br}}) \\ n_{\text{O}_2}^{(e)} &= \frac{1}{2} n_{\text{N}} &= \frac{1}{2} \gamma n_{\text{N}}^{\text{Br}} \\ n_{\text{O}_2}^{(f)} &= -n_{\text{O}_2} &= -\frac{1}{2} n_{\text{O}}^{\text{Br}} \end{aligned} \quad (3.23)$$

Nach Joos wird in Gleichung (3.23) der im Brennstoff enthaltene Kohlenstoff als Massenanteil α in Kohlenmonoxid umgewandelt (unvollständige Verbrennung). Der Massenanteil β ist unverbrannter Kohlenstoff (Restkohlenstoff). Demzufolge steht für den Umsatz des im Brennstoff enthaltenen Kohlenstoffes in Kohlendioxid nur noch der Massenanteil $(1 - \alpha - \beta)$ zur Verfügung (ähnliche Darstellung bei Joos, 2006, S. 86 f.). Nach Gleichung (3.11) reagiert Wasserstoff im Verbrennungsgas mit Chlor bzw. Fluor zu Chlor- bzw. Fluorwasserstoff (Pyrohydrolyse). Demnach steht die dafür erforderliche Stoffmenge an Wasserstoff zur Bildung von Wasserdampf nicht mehr zur Verfügung.

Zudem wird zur Einbindung von Schwefeldioxid mit Calciumoxid (Sulfatisierung) ebenfalls Sauerstoff benötigt (2.18). Während der Verbrennung entstehen Stickoxide. Vereinfachend kann angenommen werden, dass sich bei der Verbrennung in ZWSF ausschließlich Stickstoffmonoxid bildet (vgl. Brauer, 1996a, S. 282; Epple et al, 2009, S. 357). Der brennstoffgebundene Stickstoff wird als Massenanteil γ in Stickstoffmonoxid umgewandelt. Ein Teil des für den Verbrennungsprozess nötigen Sauerstoffes wird direkt aus dem Brennstoff bezogen. Der weitaus größere Anteil wird jedoch über die Verbrennungsluft zugeführt.

Mit Gleichung (3.23) ergibt sich die zur stöchiometrischen Verbrennung erforderliche Mindeststoffmenge an Sauerstoff zu:

$$n_{O_2}^{\min} = (1 - \alpha - \beta)n_C^{\text{Br}} + \frac{\alpha n_C^{\text{Br}}}{2} + \frac{n_H^{\text{Br}} - n_{Cl}^{\text{Br}} - n_F^{\text{Br}}}{4} + n_S^{\text{Br}} + \frac{\eta_{E,SO_2} n_S^{\text{Br}}}{2} + \frac{\gamma n_N^{\text{Br}}}{2} - \frac{n_O^{\text{Br}}}{2}. \quad (3.24)$$

3.3.4 Luftbedarf

Um den Ausbrandverlust gering zu halten, wird dem Verbrennungsprozess mehr Sauerstoff zugeführt, als für die Reaktion unter stöchiometrischen Bedingungen erforderlich wäre. Das Luftverhältnis ist definiert als (vgl. Baehr, 2005, S. 451):

$$\lambda = \frac{n_{O_2}}{n_{O_2}^{\min}}. \quad (3.25)$$

Im physikalisch-mathematischen Modell wird trockene Luft vereinfachend als ein Zwei-Komponenten-System, bestehend aus Sauerstoff und Stickstoff, dargestellt. Weitere Bestandteile der trockenen Luft (wie z. B. Argon, Neon und Kohlendioxid) werden nicht berücksichtigt, da deren Anteile gegenüber den Anteilen von Sauerstoff und Stickstoff verhältnismäßig klein sind und die Gase davon am Verbrennungsgeschehen nicht teilnehmen.

Der Bedarf an trockener Luft ergibt sich unter Berücksichtigung des Luftverhältnisses sowie der zur stöchiometrischen Verbrennung erforderlichen Stoffmenge an Sauerstoff zu:

$$m_L^{\text{tr}} = \lambda n_{O_2}^{\min} \left(M_{O_2} + M_{N_2} \frac{\varphi_{N_2}^L V_{m,O_2}^n}{V_{m,N_2}^n \varphi_{O_2}^L} \right). \quad (3.26)$$

Da Umgebungsluft ein Gasgemisch aus trockener Luft und Wasserdampf ist, wird dem Verbrennungsprozess mit der feuchten Verbrennungsluft Wasserdampf zugeführt. Im Folgenden wird dargestellt, wie die Masse feuchter Luft unter Berücksichtigung der relativen Luftfeuchte errechnet wird. Um die gesuchte Größe zu ermitteln, sind mehrere Rechenschritte im Voraus erforderlich.

Der Sättigungsdampfdruck von Wasser kann mithilfe der Antoine-Gleichung

$$\ln \frac{p_W^s}{p_W^{\text{tr}}} = 17,2799 - \frac{4102,99}{(t_L / ^\circ\text{C}) + 237,431} \quad (3.27)$$

für Temperaturen zwischen 0,01 °C (Tripelpunkttemperatur des Wassers) und 60 °C mit einer Abweichung unter 0,05 % berechnet werden (vgl. Baehr, 2005, S. 287).

Durch Auflösen der Gleichung (3.27) nach dem Sättigungsdampfdruck ergibt sich:

$$p_W^s = p_W^{tr} e^{17,2799 - \frac{4102,99}{(t_L/^{\circ}\text{C}) + 237,431}} \text{ kPa.} \quad (3.28)$$

mit:

$$p_W^{tr} = 0,611657 \text{ kPa}$$

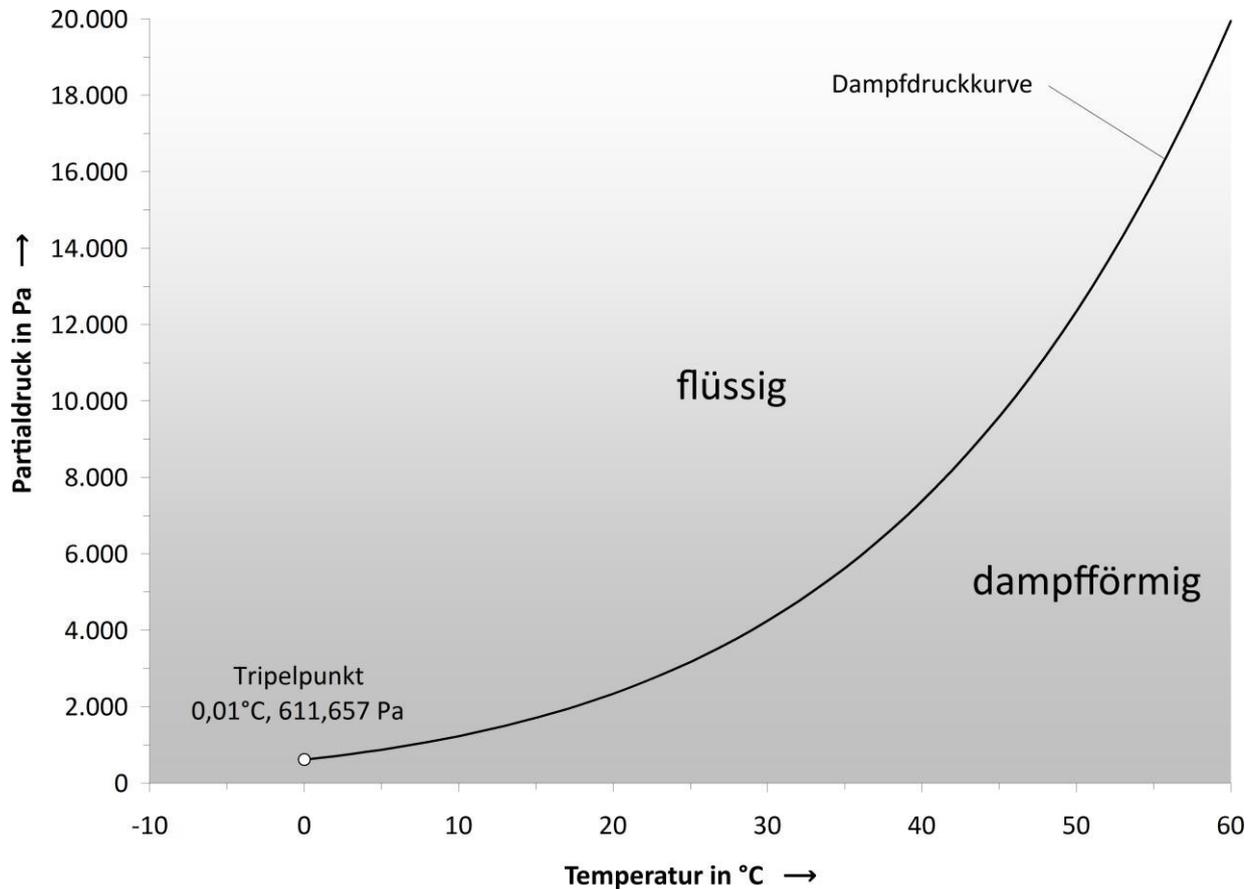


Abb. 3.5. Dampfdruckkurve von Wasser, eigene Berechnung auf Grundlage von (Baehr, 2005, S. 287)

Aus der relativen Luftfeuchte und dem Sättigungsdampfdruck von Wasser (3.28) lässt sich der Wasserdampf-Partialdruck ermitteln.

$$p_W = \varphi_L p_W^s \quad (3.29)$$

Gemäß der thermischen Zustandsgleichung idealer Gase gilt:

$$p V = m R_S T. \quad (3.30)$$

Mithilfe des Gesetzes von Dalton können die Masse der trockenen Luft

$$m_L^{tr} = \frac{p_L^{tr} V_L}{R_L^{tr} T_L} = \frac{(p_L - p_W) V_L}{R_L^{tr} T_L} \quad (3.31)$$

und die Masse des Wasserdampfes

$$m_W = \frac{p_W V_L}{R_W T_L} \quad (3.32)$$

in der feuchten Luft berechnet werden.

Die Dichte der feuchten Luft lässt sich durch Umformen der Gleichung (3.30) und Einsetzen der Gleichungen (3.31) und (3.32) bestimmen.

$$\rho_L = \frac{m_L}{V_L} = \frac{m_L^{\text{tr}} + m_W}{V_L} = \frac{p_L - p_W}{R_L^{\text{tr}} T_L} + \frac{p_W}{R_W T_L} \quad (3.33)$$

Die Wasserbeladung feuchter Luft ist definiert als:

$$X = \frac{m_W}{m_L} = \frac{\rho_W}{\rho_L} \quad (3.34)$$

(vgl. Baehr, 2005, S. 290 ff.).

Letztendlich lässt sich die gesuchte Größe, die Masse feuchter Luft, mithilfe der Gleichungen (3.26) und (3.34) ermitteln.

$$m_L = m_L^{\text{tr}} + m_W = m_L^{\text{tr}}(1 + X) \quad (3.35)$$

3.3.5 Zusammensetzung und Volumen des Rohgases

Das Rohgas besteht aus den Einzelkomponenten Kohlendioxid, Kohlenmonoxid, Schwefeldioxid, Stickstoffmonoxid, Chlorwasserstoff, Fluorwasserstoff, molekularer Stickstoff, Wasserdampf und Restsauerstoff. Die Stoffmengen der jeweiligen Gaskomponenten im Rohgas sind:

$$\begin{aligned} [1] \quad n_{\text{CO}_2, \text{fossil}}^{\text{Roh}} &= (1 - \xi_{\text{C, bio}})(1 - \alpha - \beta)n_{\text{C}}^{\text{Br}} + n_{\text{CaCO}_3} \\ [2] \quad n_{\text{CO}_2, \text{bio}}^{\text{Roh}} &= \xi_{\text{C, bio}}(1 - \alpha - \beta)n_{\text{C}}^{\text{Br}} \\ [3] \quad n_{\text{CO}}^{\text{Roh}} &= \alpha n_{\text{C}}^{\text{Br}} \\ [4] \quad n_{\text{SO}_2}^{\text{Roh}} &= n_{\text{S}}^{\text{Br}} - n_{\text{CaSO}_4} \\ [5] \quad n_{\text{NO}}^{\text{Roh}} &= \gamma n_{\text{N}}^{\text{Br}} \\ [6] \quad n_{\text{HCl}}^{\text{Roh}} &= n_{\text{Cl}}^{\text{Br}} - 2n_{\text{CaCl}_2} \\ [7] \quad n_{\text{HF}}^{\text{Roh}} &= n_{\text{F}}^{\text{Br}} - 2n_{\text{CaF}_2} \\ [8] \quad n_{\text{N}_2}^{\text{Roh}} &= n_{\text{N}_2}^{\text{L}} + (1 - \gamma) 1/2 n_{\text{N}}^{\text{Br}} \\ [9] \quad n_{\text{H}_2\text{O}}^{\text{Roh}} &= 1/2 (n_{\text{H}}^{\text{Br}} - n_{\text{Cl}}^{\text{Br}} - n_{\text{F}}^{\text{Br}}) + n_{\text{H}_2\text{O}}^{\text{Br}} + n_{\text{H}_2\text{O}}^{\text{L}} + n_{\text{CaCl}_2} + n_{\text{CaF}_2} \\ [10] \quad n_{\text{O}_2}^{\text{Roh}} &= n_{\text{O}_2}^{\text{L}} - n_{\text{O}_2}^{\text{min}} \end{aligned} \quad (3.36)$$

Gleichungssystem (3.36) stellt die Molmassenverhältnisse der an der Verbrennungsreaktion teilnehmenden Substanzen dar. Auf der linken Seite des Gleichungssystems stehen die Produkte und auf

der rechten Seite die Edukte der Verbrennungsreaktion. Durch Gleichung (3.21) sind die Stoffmengen der jeweiligen Brennstoffkomponenten gegeben. Nachfolgend wird erläutert, wie in Gleichung (3.36) die jeweiligen Gaskomponenten im Rohgas ermittelt werden.

Für den Umsatz des im Brennstoff enthaltenen Kohlenstoffes in Kohlendioxid steht der Massenanteil $(1 - \alpha - \beta)$ zur Verfügung. Kohlendioxid fossilen Ursprunges [1] wird als Massenanteil $(1 - \zeta_{C,bio})$ umgewandelt. Durch den Einsatz von Calciumcarbonat im Trockenadditivverfahren entsteht zusätzliches Kohlendioxid fossilen Ursprunges (2.15). Kohlendioxid biogenen Ursprunges [2] wird als Massenanteil $\zeta_{C,bio}$ umgewandelt. Der im Brennstoff enthaltene Kohlenstoff wird als Massenanteil α in Kohlenmonoxid [3] umgewandelt. Der im Brennstoff enthaltene Schwefel wird in Schwefeldioxid [4] umgewandelt, abzüglich der im Trockenadditivverfahren eingebundenen Stoffmenge an Calciumsulfat. Der brennstoffgebundene Stickstoff wird als Massenanteil γ in Stickstoffmonoxid [5] umgewandelt. Das im Brennstoff enthaltene Chlor wird in Chlorwasserstoff [6] umgewandelt, abzüglich der im Trockenadditivverfahren eingebundenen Stoffmenge an Calciumchlorid. Das im Brennstoff enthaltene Fluor wird in Fluorwasserstoff [7] umgewandelt, abzüglich der im Trockenadditivverfahren eingebundenen Stoffmenge an Calciumfluorid. Der im Rohgas enthaltene molekulare Stickstoff [8] stammt sowohl aus der Verbrennungsluft als auch aus dem Brennstoff. Der brennstoffgebundene Stickstoff wird als Massenanteil $(1-\gamma)$ in molekularen Stickstoff umgewandelt. Der im Brennstoff enthaltene Wasserstoff wird in Wasserdampf [9] umgewandelt, abzüglich der umgewandelten Stoffmengen an Chlor- und Fluorwasserstoff. Hinzu kommen die im Brennstoff sowie in der feuchten Verbrennungsluft enthaltenen Stoffmengen an Wasser. Darüber hinaus wird Wasserdampf auch bei der Entstehung von Calciumchlorid und Calciumfluorid freigesetzt (2.19). Die Stoffmenge des im Rohgas enthaltenen Restsauerstoffes [10] ist gleich der Stoffmenge des in der Verbrennungsluft enthaltenen Sauerstoffes, abzüglich der zur stöchiometrischen Verbrennung erforderlichen Mindeststoffmenge an Sauerstoff.

Die Stoffmenge des Rohgases ist die Summe der einzelnen Gaskomponenten.

$$n_{\text{Roh}} = n_{\text{CO}_2}^{\text{Roh}} + n_{\text{CO}}^{\text{Roh}} + n_{\text{SO}_2}^{\text{Roh}} + n_{\text{NO}}^{\text{Roh}} + n_{\text{HCl}}^{\text{Roh}} + n_{\text{HF}}^{\text{Roh}} + n_{\text{N}_2}^{\text{Roh}} + n_{\text{H}_2\text{O}}^{\text{Roh}} + n_{\text{O}_2}^{\text{Roh}} \quad (3.37)$$

Mit Gleichung (3.36) und den molaren Volumina der Gase im Normzustand lässt sich das spezifische Volumen des Rohgases im Normzustand, bestehend aus N Komponenten i , ermitteln.

$$v_{\text{Roh}}^n = \sum_{i=1}^N n_i V_{m,i}^n \quad (3.38)$$

Die molaren Volumina der Gase im Normzustand sind in einer Stoffdatenbank (siehe Tabelle A.4, S. 213) hinterlegt.

Mit Gleichung (3.38) lässt sich der Rohgas-Volumenstrom im Normzustand ermitteln.

$$\dot{V}_{\text{Roh}}^n = v_{\text{Roh}}^n \dot{m}_{\text{Br}} \quad (3.39)$$

3.3.6 Zusammensetzung der Flug- und Grobasche

Feststoffe verlassen den Verbrennungsprozess als Flug- oder Grobasche. Diese setzt sich zusammen aus:

- Inertstoffen (Brennstoffasche und Quarzsand), die am Verbrennungsgeschehen nicht teilnehmen,
- nicht umgewandelten Stoffen, wie überschüssiges Calciumoxid (Freikalk) und unverbrannter Kohlenstoff (Restkohlenstoff) und
- Schadstoffen, die während der Verbrennung in die Gasphase übergehen, im Trockenadditivverfahren eingebunden und als Salze (Calciumsulfat, Calciumchlorid und Calciumfluorid) abgeschieden werden.

Für die Massen der jeweiligen Feststoffkomponenten in der Flug- und Grobasche gilt:

$$\begin{aligned}
 [1] \quad m_{\text{CaSO}_4}^{\text{FGA}} &= \eta_{\text{E,SO}_2} n_{\text{S}}^{\text{Br}} M_{\text{CaSO}_4} \\
 [2] \quad m_{\text{CaCl}_2}^{\text{FGA}} &= \eta_{\text{E,HCl}} 1/2 n_{\text{Cl}}^{\text{Br}} M_{\text{CaCl}_2} \\
 [3] \quad m_{\text{CaF}_2}^{\text{FGA}} &= \eta_{\text{E,HF}} 1/2 n_{\text{F}}^{\text{Br}} M_{\text{CaF}_2} \\
 [4] \quad m_{\text{Brennstoffasche}}^{\text{FGA}} &= m_{\text{Brennstoffasche}}^{\text{Br}} - m_{\text{CaO}}^{\text{Brennstoffasche}} \\
 [5] \quad m_{\text{Sand}}^{\text{FGA}} &= m_{\text{Sand}} \\
 [6] \quad m_{\text{CaO}}^{\text{FGA}} &= (n_{\text{CaCO}_3} + n_{\text{CaO}}^{\text{Brennstoffasche}} - n_{\text{CaSO}_4} - n_{\text{CaCl}_2} - n_{\text{CaF}_2}) M_{\text{CaO}} \\
 [7] \quad m_{\text{C}}^{\text{FGA}} &= \beta n_{\text{C}}^{\text{Br}} M_{\text{C}}
 \end{aligned} \tag{3.40}$$

Nachfolgend wird erläutert, wie in Gleichung (3.40) die Massen der jeweiligen Feststoffkomponenten in der Flug- und Grobasche ermittelt werden.

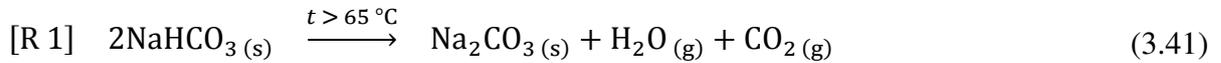
Die Massen des Calciumsulfates [1], -chlorids [2] und -fluorids [3] werden mithilfe der Schwefel- (3.14), Chlor- (3.15) und Fluor-Einbindegrade (3.16) errechnet. Die Masse der Brennstoffasche [4] ist um den Eigenanteil an Calciumoxid, der zur Eigeneinbindung von Schadstoffen beiträgt, vermindert. Der zugeführte Quarzsand [5] ist in unveränderter Menge in der Flug- und Grobasche wiederzufinden. Die Masse des überschüssigen Calciumoxides [6] wird anhand der zugeführten Massen an Absorbens und Brennstoff, abzüglich der in Salze (Calciumsulfat, Calciumchlorid und Calciumfluorid) umgewandelten Massen, ermittelt. Die Masse des unverbrannten Kohlenstoffes (Restkohlenstoff) [7] wird mithilfe des Massenanteiles β errechnet. Die molaren Massen sind in einer Stoffdatenbank (siehe Tabelle A.4, S. 213) hinterlegt.

3.4 Rauchgasreinigung

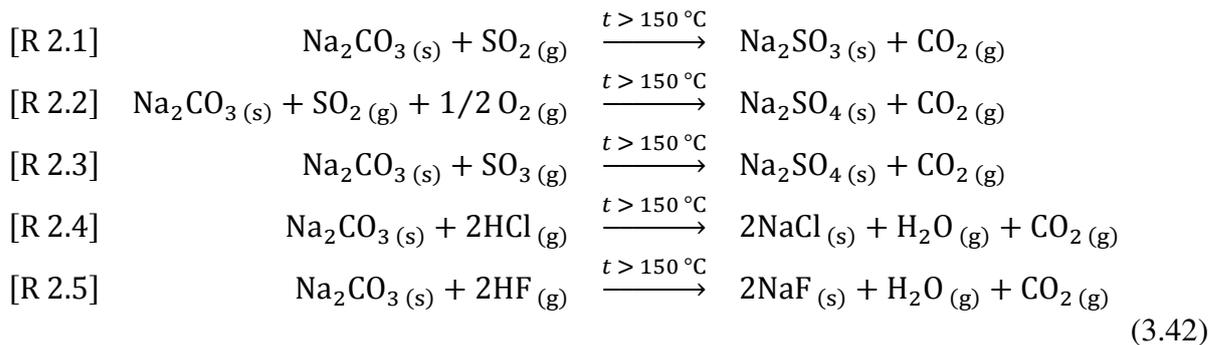
Im physikalisch-mathematischen Modell wird die Rauchgasentstaubung mit Elektro- und Gewebefiltern sowie die Schadstoffeinbindung durch Trockensorption mit Natriumhydrogencarbonat nachgebildet. Die Funktionsweisen dieser Reinigungsverfahren sind in Kapitel 2.4 (S. 28 ff.) beschrieben. Im Folgenden wird das Verfahren zur Trockensorption mit Natriumhydrogencarbonat und dessen Auswirkungen auf die chemische Zusammensetzung des Rauchgases erläutert.

3.4.1 Absorption mit Natriumhydrogencarbonat

Zur Abscheidung saurer Rauchgasbestandteile wird im Rauchgasstrom Natriumhydrogencarbonat verteilt (siehe Kap. 2.4.3, S. 35), welches bei Temperaturen oberhalb von 65 °C vollständig zu Natriumcarbonat [R 1] zerfällt (vgl. Nethe, 2008). Dabei spalten sich Wasserdampf und Kohlendioxid ab.



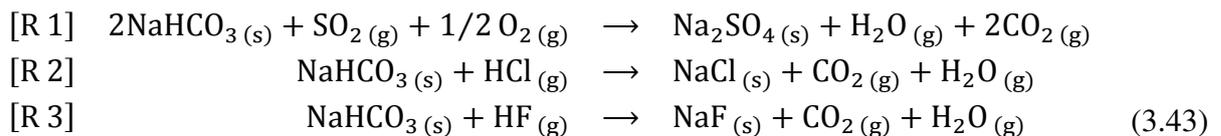
Die Absorption von Schadstoffen durch hochreaktives Natriumcarbonat findet bei Temperaturen oberhalb von 150 °C statt [R 2.1 bis R 2.5] (vgl. Nethe, 2008; Kong & Davidson, 2010, S. 1 f.).



Da in der Gewebefilterasche nahezu kein Natriumsulfit und im Rauchgas annähernd kein Schwefeltrioxid enthalten sind, werden die Reaktionspfade [R 2.1] und [R 2.3] in Gleichung (3.42) nicht weiterverfolgt.

3.4.2 Zusammensetzung und Volumen des Reingases

Bei der Trockensorption mit Natriumhydrogencarbonat entstehen Natriumsulfat, Natriumchlorid und Natriumfluorid (vgl. Nethe, 2008). Zudem spalten sich Wasserdampf und Kohlendioxid ab.



Gleichung (3.43) veranschaulicht, dass zur Einbindung von Schwefeldioxid [R 1] doppelt so viel Natriumhydrogencarbonat erforderlich ist, wie zur Einbindung von Chlorwasserstoff [R 2] und Fluorwasserstoff [R 3]. Aus Gleichung (3.43) wird ersichtlich, dass bei der Trockensorption mit Natriumhydrogencarbonat Schwefeldioxid, Chlorwasserstoff, Fluorwasserstoff und Sauerstoff aufgenommen werden. Diese Stoffmengen errechnen sich zu:

$$n_{\text{SO}_2}^{\text{abs}} = \varepsilon_{\text{Na}_2\text{CO}_3} n_{\text{NaHCO}_3} \frac{n_{\text{SO}_2}^{\text{Roh}}}{2 n_{\text{SO}_2}^{\text{Roh}} + n_{\text{HCl}}^{\text{Roh}} + n_{\text{HF}}^{\text{Roh}}}, \quad (3.44)$$

$$n_{\text{HCl}}^{\text{abs}} = \varepsilon_{\text{Na}_2\text{CO}_3} n_{\text{NaHCO}_3} \frac{n_{\text{HCl}}^{\text{Roh}}}{2 n_{\text{SO}_2}^{\text{Roh}} + n_{\text{HCl}}^{\text{Roh}} + n_{\text{HF}}^{\text{Roh}}}, \quad (3.45)$$

3 Beschreibung des physikalisch-mathematischen Modells

$$n_{\text{HCl}}^{\text{abs}} = \varepsilon_{\text{Na}_2\text{CO}_3} n_{\text{NaHCO}_3} \frac{n_{\text{HF}}^{\text{Roh}}}{2 n_{\text{SO}_2}^{\text{Roh}} + n_{\text{HCl}}^{\text{Roh}} + n_{\text{HF}}^{\text{Roh}}}, \quad (3.46)$$

$$n_{\text{O}_2}^{\text{abs}} = 1/2 n_{\text{SO}_2}^{\text{Roh}}. \quad (3.47)$$

In derselben Reaktion werden Kohlendioxid und Wasserdampf abgegeben. Die Stoffmengen errechnen sich zu:

$$n_{\text{CO}_2}^{\text{abs}} = n_{\text{SO}_2}^{\text{Roh}} + \frac{n_{\text{NaHCO}_3} + n_{\text{HCl}}^{\text{Roh}} + n_{\text{HF}}^{\text{Roh}}}{2}, \quad (3.48)$$

$$n_{\text{H}_2\text{O}}^{\text{abs}} = \frac{n_{\text{NaHCO}_3} + n_{\text{HCl}}^{\text{Roh}} + n_{\text{HF}}^{\text{Roh}}}{2}. \quad (3.49)$$

Demzufolge sind die bei der Trockensorption mit Natriumhydrogencarbonat aufgenommenen bzw. abgegebenen Stoffmengen gegeben. Die Stoffmengen der jeweiligen Gaskomponenten im Rohgas sind durch Gleichung (3.36) ebenfalls gegeben. Folglich können die Stoffmengen der jeweiligen Gaskomponenten im Reingas, also nach der Trockensorption, ermittelt werden.

$$\begin{aligned} [1] \quad n_{\text{CO}_2, \text{fossil}}^{\text{Rein}} &= n_{\text{CO}_2, \text{fossil}}^{\text{Roh}} + n_{\text{CO}_2}^{\text{abs}} \\ [2] \quad n_{\text{CO}_2, \text{bio}}^{\text{Rein}} &= n_{\text{CO}_2, \text{bio}}^{\text{Roh}} \\ [3] \quad n_{\text{CO}}^{\text{Rein}} &= n_{\text{CO}}^{\text{Roh}} \\ [4] \quad n_{\text{SO}_2}^{\text{Rein}} &= n_{\text{SO}_2}^{\text{Roh}} - n_{\text{SO}_2}^{\text{abs}} \\ [5] \quad n_{\text{NO}}^{\text{Rein}} &= n_{\text{NO}}^{\text{Roh}} \\ [6] \quad n_{\text{HCl}}^{\text{Rein}} &= n_{\text{HCl}}^{\text{Roh}} - n_{\text{HCl}}^{\text{abs}} \\ [7] \quad n_{\text{HF}}^{\text{Rein}} &= n_{\text{HF}}^{\text{Roh}} - n_{\text{HF}}^{\text{abs}} \\ [8] \quad n_{\text{N}_2}^{\text{Rein}} &= n_{\text{N}_2}^{\text{Roh}} \\ [9] \quad n_{\text{H}_2\text{O}}^{\text{Rein}} &= n_{\text{H}_2\text{O}}^{\text{Roh}} + n_{\text{H}_2\text{O}}^{\text{abs}} \\ [10] \quad n_{\text{O}_2}^{\text{Rein}} &= n_{\text{O}_2}^{\text{Roh}} - n_{\text{O}_2}^{\text{abs}} \end{aligned} \quad (3.50)$$

Die Stoffmenge des Reingases ist die Summe der einzelnen Gaskomponenten.

$$n_{\text{Rein}} = n_{\text{CO}_2}^{\text{Rein}} + n_{\text{CO}}^{\text{Rein}} + n_{\text{SO}_2}^{\text{Rein}} + n_{\text{NO}}^{\text{Rein}} + n_{\text{HCl}}^{\text{Rein}} + n_{\text{HF}}^{\text{Rein}} + n_{\text{N}_2}^{\text{Rein}} + n_{\text{H}_2\text{O}}^{\text{Rein}} + n_{\text{O}_2}^{\text{Rein}} \quad (3.51)$$

Mit Gleichung (3.51) und den molaren Volumina der Gase im Normzustand lässt sich das spezifische Volumen des Rohgases im Normzustand, bestehend aus N Komponenten i , ermitteln.

$$v_{\text{Rein}}^{\text{n}} = \sum_{i=1}^N n_i V_{\text{m},i}^{\text{n}} \quad (3.52)$$

Die molaren Volumina der Gase im Normzustand sind in einer Stoffdatenbank (siehe Tabelle A.4, S. 213) hinterlegt.

3.4.3 Zusammensetzung der Gewebefilterasche

Im Folgenden wird vereinfachend angenommen, dass es sich bei den im Gewebefilter abgeschiedenen Rückständen ausschließlich um Feststoffe aus der Trockensorption handelt. Tatsächlich sind in der Gewebefilterasche auch Stäube enthalten, die aufgrund der begrenzten Abscheideleistung des Elektrofilters nicht vollständig vom Rauchgas abgeschieden werden können. Diese Restmenge ist jedoch gegenüber den Rückständen der Trockensorption sehr gering und kann daher vernachlässigt werden.

Die Gewebefilterasche setzt sich aus Natriumsulfat, Natriumchlorid und Natriumfluorid sowie bei der Trockensorption nicht umgewandeltem Natriumcarbonat zusammen. Für die Stoffmengen der jeweiligen Komponenten der Gewebefilterasche gilt:

$$\begin{aligned}
 [1] \quad n_{\text{Na}_2\text{SO}_4}^{\text{GFA}} &= n_{\text{SO}_2}^{\text{abs}} \\
 [2] \quad n_{\text{NaCl}}^{\text{GFA}} &= n_{\text{HCl}}^{\text{abs}} \\
 [3] \quad n_{\text{NaF}}^{\text{GFA}} &= n_{\text{HF}}^{\text{abs}} \\
 [4] \quad n_{\text{Na}_2\text{CO}_3}^{\text{GFA}} &= (1 - \varepsilon_{\text{Na}_2\text{CO}_3}) \cdot 1/2 n_{\text{NaHCO}_3}.
 \end{aligned} \tag{3.53}$$

Gleichung (3.53) veranschaulicht, dass während der Absorptionsreaktion (3.42) aus dem abgeschiedenen Schwefeldioxid, Chlorwasserstoff und Fluorwasserstoff im gleichen Molmengenverhältnis Natriumsulfat [1], Natriumchlorid [2] und Natriumfluorid [3] gebildet werden. Gewebefilterasche enthält restliches Natriumcarbonat [4], da der Stoff bei der Schadstoffeinbindung nur unvollständig umgesetzt wird. Die Reaktionsausbeute wird durch den Umsatzgrad ε bestimmt.

Die Stoffmenge der Gewebefilterasche ist die Summe der einzelnen Feststoffkomponenten.

$$n_{\text{GFA}} = n_{\text{Na}_2\text{SO}_4}^{\text{GFA}} + n_{\text{NaCl}}^{\text{GFA}} + n_{\text{NaF}}^{\text{GFA}} + n_{\text{Na}_2\text{CO}_3}^{\text{GFA}} \tag{3.54}$$

3.5 Massenbilanz

Gemäß dem Massenerhaltungssatz sind bei stationären Prozessen die pro Zeiteinheit über die Bilanzraumgrenze zu- und abgeführten Massenströme gleich. Die Masse der im Bilanzraum enthaltenen Materie bleibt dadurch unverändert.

$$\begin{aligned}
 \sum \dot{m}_{\text{zu}} &= \sum \dot{m}_{\text{ab}} \\
 \dot{m}_{\text{Br}} + \dot{m}_{\text{L}} + \dot{m}_{\text{Additiv}} + \dot{m}_{\text{Sand}} + \dot{m}_{\text{Absorbens}} &= \dot{m}_{\text{FGA}} + \dot{m}_{\text{GFA}} + \dot{m}_{\text{Rein}}
 \end{aligned} \tag{3.55}$$

Der Bilanzraum wird über den Verbrennungsprozess und die angeschlossene Rauchgasreinigung gezogen.

3 Beschreibung des physikalisch-mathematischen Modells

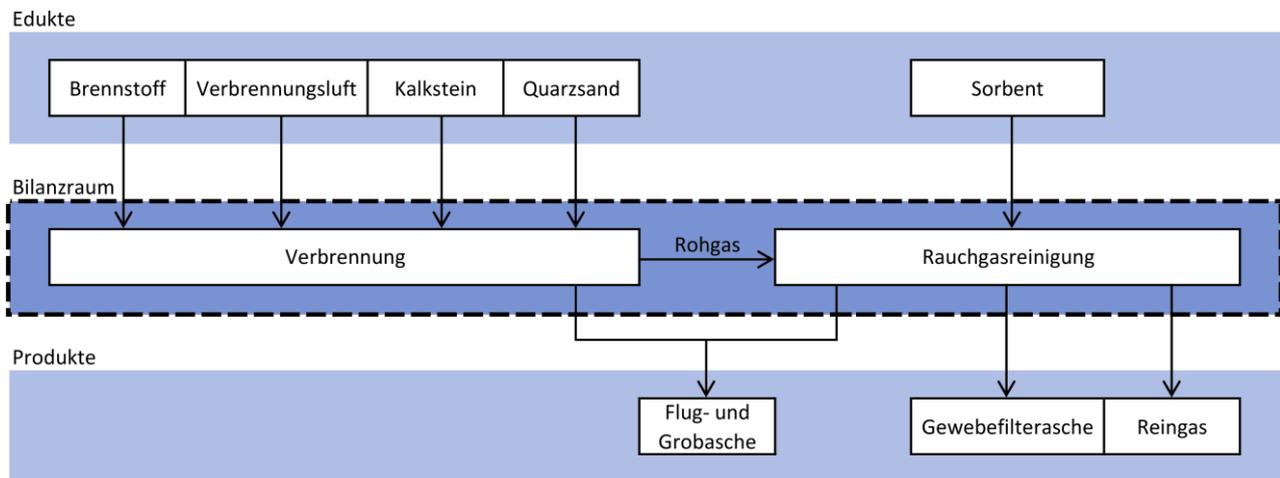


Abb. 3.6. Bilanzraum der Massenströme

Zur Aufstellung einer vollständigen Massenbilanz müssen alle in den Bilanzraum ein- und ausgehenden Massenströme erfasst sein (Abb. 3.6, S. 82).

3.5.1 Eingehende Massenströme

Aufseiten der Edukte stehen die Brennstoff-, Verbrennungsluft-, Kalkstein-, Quarzsand- und Sorbens-Massenströme. Der Brennstoff-Massenstrom ist durch Gleichung (3.1) und der Verbrennungsluft-Massenstrom durch Gleichung (3.35) gegeben. Die Kalkstein-, Quarzsand- und Sorbens-Massenströme sind im physikalisch-mathematischen Modell Eingabewerte und somit ebenfalls gegeben.

3.5.2 Ausgehende Massenströme

Aufseiten der Produkte stehen die Flug- und Grobasche-, Gewebefilterasche- und Reingas-Massenströme. Nachfolgend wird dargestellt, wie diese Massenströme im physikalisch-mathematischen Modell ermittelt werden.

Die Masse der Flug- und Grobasche, bestehend aus N Komponenten i , lässt sich aus den Massen der Komponente i in der Flug- und Grobasche (3.40) ermitteln.

$$m_{\text{FGA}} = \sum_{i=1}^N m_i^{\text{FGA}} \quad (3.56)$$

Die molaren Massen sind in einer Stoffdatenbank (siehe Tabelle A.4, S. 213) hinterlegt.

Der Flug- und Grobasche-Massenstrom ist:

$$\dot{m}_{\text{FGA}} = \dot{m}_{\text{Br}} \frac{m_{\text{FGA}}}{m_{\text{Br}}} = \dot{m}_{\text{Br}} \xi_{\text{FGA}}. \quad (3.57)$$

Die Masse der Gewebefilterasche, bestehend aus N Komponenten i , lässt sich aus der Stoffmenge der Komponente i der Gewebefilterasche (3.53) und den molaren Massen der Komponente i ermitteln.

$$m_{\text{GFA}} = \sum_{i=1}^N n_i^{\text{GFA}} M_i \quad (3.58)$$

Die molaren Massen sind in einer Stoffdatenbank (siehe Tabelle A.4, S. 213) hinterlegt.

Der Gewebefilterasche-Massenstrom ist:

$$\dot{m}_{\text{GFA}} = \dot{m}_{\text{Br}} \frac{m_{\text{GFA}}}{m_{\text{Br}}} = \dot{m}_{\text{Br}} \xi_{\text{GFA}}. \quad (3.59)$$

Die Masse des Reingases, bestehend aus N Komponenten i , lässt sich aus der Stoffmenge der Komponente i des Reingases (3.50) und den molaren Massen der Komponente i ermitteln.

$$m_{\text{Rein}} = \sum_{i=1}^N n_i^{\text{Rein}} M_i \quad (3.60)$$

Die molaren Massen sind in einer Stoffdatenbank (siehe Tabelle A.4, S. 213) hinterlegt.

Der Reingas-Massenstrom ist:

$$\dot{m}_{\text{Rein}} = \dot{m}_{\text{Br}} \frac{m_{\text{Rein}}}{m_{\text{Br}}} = \dot{m}_{\text{Br}} \xi_{\text{Rein}}. \quad (3.61)$$

3.6 Energiebilanz

Gemäß dem Energieerhaltungssatz sind bei stationären Prozessen die pro Zeiteinheit über die Bilanzraumgrenze zu- und abgeführten Energieströme gleich. Die Energiemenge der im Bilanzraum enthaltenen Materie bleibt dadurch unverändert. Übertragen auf die Energieströme des Verbrennungsprozesses bedeutet dieses, dass nur so viel Energie, Wärme oder Arbeit austreten kann, wie vorher zugeführt wurde.

$$\begin{aligned} \sum \dot{Q}_{\text{zu}} &= \sum \dot{Q}_{\text{ab}} \\ \dot{E}_{\text{Br}} &= \dot{Q}_{\text{D}} + \dot{Q}_{\text{RG}} + \dot{Q}_{\text{FGA}} + \dot{Q}_{\text{Mantel}} + \dot{E}_{\text{RG}} + \dot{E}_{\text{FGA}} \end{aligned} \quad (3.62)$$

Der Bilanzraum bezieht den Brennraum und die Nachschaltheizflächen ein (vgl. Abb. 3.7, S. 84). Die Rauchgasreinigung mit dem Elektro- und Gewebefilter liegt außerhalb des Bilanzraumes, da dort keine Wärmeübertragung an den Wasser-Dampf-Kreislauf stattfindet.

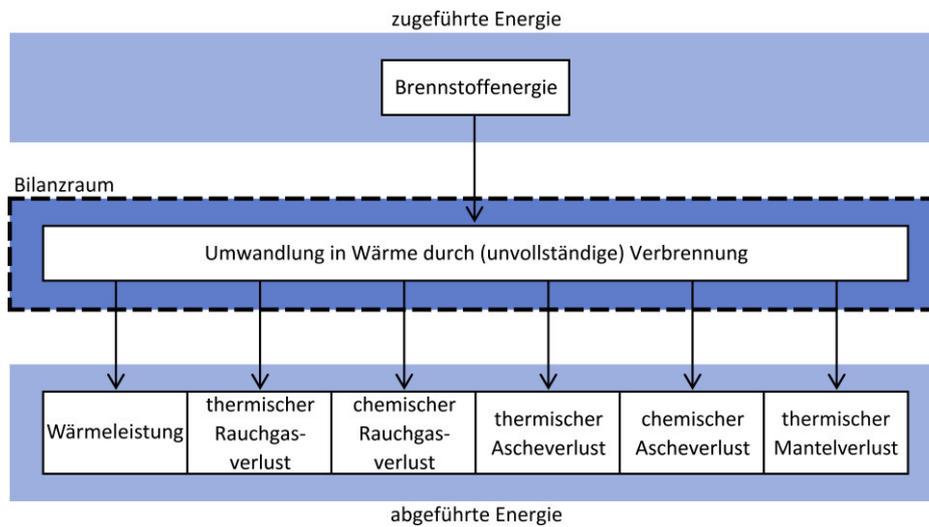


Abb. 3.7. Bilanzraum der Energieströme

Zur Aufstellung einer vollständigen Energiebilanz müssen alle in den Bilanzraum ein- und ausgehenden Energieströme erfasst sein (Abb. 3.7, S. 84). Bezugstemperatur ist die Umgebungstemperatur. Chemisch gebundene Energie wird als Brennstoff zugeführt. Dieser wird im Verbrennungsprozess größtenteils in Wärme umgewandelt. Dabei treten thermische Rauchgas-, Asche- und Mantelverluste sowie, bedingt durch unvollständige Verbrennung, chemische Rauchgas- und Ascheverluste auf. Die Wärmeleistung wird an den Wasser-Dampf-Kreislauf übertragen. Um elektrischen Strom zu erzeugen, wird der Frischdampf in einer Dampfturbine expandiert. Im Falle der Kraft-Wärme-Kopplung wird der Abdampf zur Nutzwärmeerzeugung verwendet.

3.6.1 Eingehende Energieströme

Aufseiten der eingehenden Energieströme steht ausschließlich die chemisch gespeicherte Brennstoffenergie. Die zugeführte Brennstoffenergie (Feuerungswärmeleistung) ist im physikalisch-mathematischen Modell ein Eingabewert und somit gegeben.

3.6.2 Ausgehende Energieströme

Aufseiten der ausgehenden Energieströme stehen die thermischen Rauchgas-, Asche- und Mantelverluste, die chemischen Rauchgas- und Ascheverluste sowie die Wärmeleistung des Dampferzeugers (vgl. Abb. 3.7, S. 84). Nachfolgend wird dargestellt, wie diese Energieströme im physikalisch-mathematischen Modell ermittelt werden.

Da die Rauchgastemperatur im Gewebefilter zur Absorption saurer Rauchgasbestandteile über 150 °C liegen muss (siehe Kap. 3.4, S. 78) und der Taupunkt am Kaminaustritt nicht unterschritten werden sollte, liegt das Temperaturniveau des Abgases über dem der Umgebung. Der thermische Rauchgasverlust wird durch die Temperaturdifferenz zwischen dem Abgas und der Umgebung verursacht. Es gilt:

$$\dot{Q}_{\text{RG}} = \dot{m}_{\text{Roh}} \bar{c}_{p,\text{Roh}} (t_{\text{RG}} - t_{\text{u}}). \quad (3.63)$$

Der Rohgas-Massenstrom lässt sich aus der Stoffmenge des Rohgases (3.37) ermitteln.

$$\dot{m}_{\text{Roh}} = \dot{m}_{\text{Br}} \frac{n_{\text{Roh}} M_{\text{Roh}}}{m_{\text{Br}}} = \dot{m}_{\text{Br}} \frac{m_{\text{Roh}}}{m_{\text{Br}}} = \dot{m}_{\text{Br}} \xi_{\text{Roh}} \quad (3.64)$$

Die molaren Massen sind in einer Stoffdatenbank (siehe Tabelle A.4, S. 213) hinterlegt.

Das Rohgas ist ein Gemisch idealer Gase, dessen Zusammensetzung bekannt ist (3.36). Die mittlere spezifische Wärmekapazität des Rohgasgemisches lässt sich aus den Massenanteilen und mittleren spezifischen Wärmekapazitäten der einzelnen Gaskomponenten ermitteln (vgl. Baehr, 2005, S. 610; Strauß, 2006, S. 122 f.).

$$\bar{c}_{p,\text{Roh}} = \sum_{i=1}^N \xi_i \bar{c}_{p,i} \quad (3.65)$$

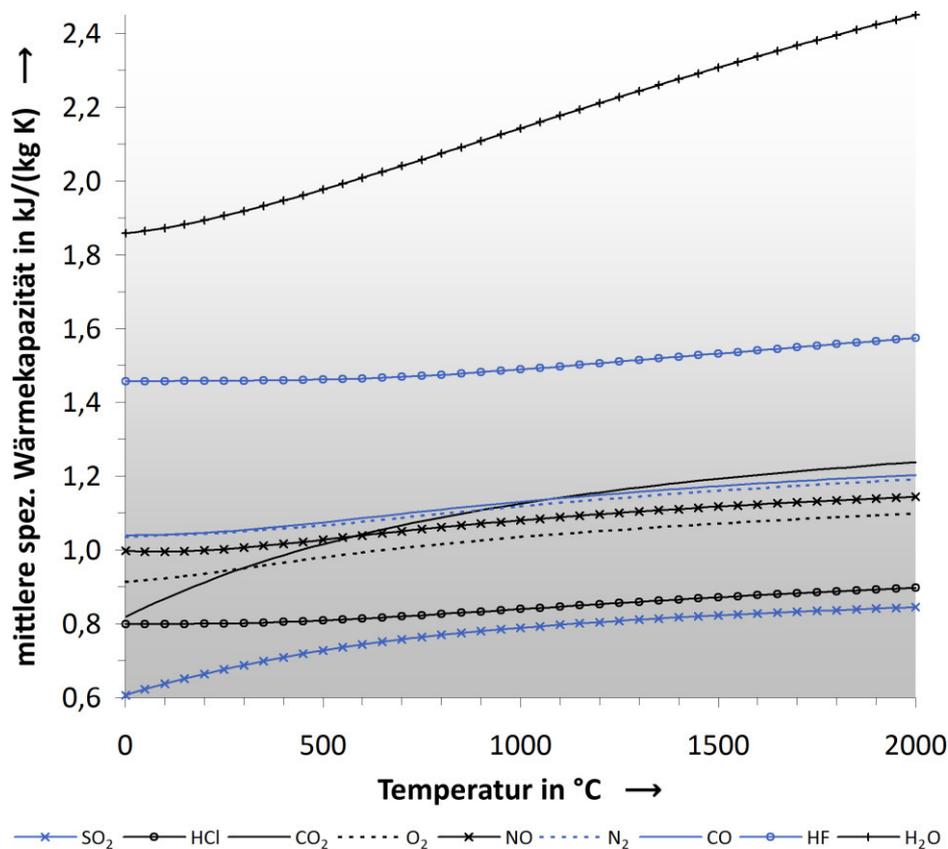


Abb. 3.8. Mittlere spezifische Wärmekapazitäten der Rohgaskomponenten in Abhängigkeit von der Temperatur, eigene Berechnung auf Grundlage von (Baehr, 2005, S. 610; Strauß, 2006, S. 122 f.)

Die mittlere spezifische Wärmekapazität der Gaskomponente i im Rohgas ist:

$$\bar{c}_{p,i}(T) = \frac{h_i(T) - h_i(273,15 \text{ K})}{T - 273,15 \text{ K}} \quad (3.66)$$

(vgl. Baehr, 2005, S. 610).

Gleichung (3.66) lässt sich durch Einsetzen der spezifischen Enthalpie lösen. Die temperaturabhängige Zustandsgröße kann mithilfe folgender Polynomfunktion errechnet werden (vgl. McBride et al, 1993, S. 9).

$$h_i(T) = T \left(a_1 + \frac{a_2}{2} T + \frac{a_3}{3} T^2 + \frac{a_4}{4} T^3 + \frac{a_5}{5} T^4 + \frac{b_1}{T} \right) R_s \quad (3.67)$$

Die Polynomkoeffizienten a_1 bis a_5 und die Integrationskonstante b_1 aus Gleichung (3.67) sind in zwei Temperaturbereiche aufgeteilt. Die Werte sind für Temperaturen unterhalb von oder gleich 1000 K in Tabelle A.5 (S. 214) und für Temperaturen oberhalb von 1000 K in Tabelle A.6 (S. 215) hinterlegt.

Die ausgetragene Flug- und Grobasche hat ein höheres Temperaturniveau als die Umgebung. Aufgrund dieses Temperaturunterschiedes wird Wärme an die Umgebung abgegeben. Der thermische Ascheverlust ist:

$$\dot{Q}_{\text{FGA}} = \dot{m}_{\text{FGA}} \bar{c}_{p,\text{FGA}} (t_{\text{FGA}} - t_u). \quad (3.68)$$

Über die Oberfläche des Dampferzeugers wird ebenfalls Wärme an die Umgebung abgegeben. Sofern der Dampferzeuger nicht von außen wärmegeämmt ist, erwärmt sich der Blechmantel im Betrieb auf etwa 70 bis 80 °C. Eine niedrigere Oberflächentemperatur könnte durch einen dickeren Wandaufbau oder den Einsatz von Materialien mit geringerer Wärmeleitfähigkeit erzielt werden. Dieses wird für gewöhnlich jedoch nicht in Erwägung gezogen, da zum einen eine Schädigung der feuerfesten Auskleidung infolge von hohen Temperaturen und zum anderen Korrosion am Blechmantel infolge von Taupunktunterschreitung einzelner Rauchgasbestandteile zu vermeiden ist. Der thermische Mantelverlust ist die Gesamtheit aller Wärmeverluste über die Oberfläche eines Dampferzeugers. Der Wärmetransport findet durch Wärmeleitung, Konvektion und Wärmestrahlung statt. Der thermische Mantelverlust ist abhängig von der Anlagengröße und -auslastung und lässt sich mithilfe der empirischen Gleichung

$$\dot{Q}_{\text{Mantel}} = f \cdot 4,3519 \left(\frac{\dot{m}_{\text{D,N}}}{\text{t/h}} \right)^{-0,396} \dot{Q}_{\text{zu}} \quad (3.69)$$

mit:

Faktor f zur Berücksichtigung der Anlagenauslastung

$$f = 0,9982 \left(\frac{\dot{m}_{\text{D}}}{\dot{m}_{\text{D,N}}} \right)^{-0,843} \quad (3.70)$$

ermitteln. In Ermangelung an Messwerten des thermischen Mantelverlustes von ZWSF wurde bei der Aufstellung von Gleichung (3.69) auf Daten von Staubfeuerungen (Effenberger, 2000, S. 621) zurückgegriffen.

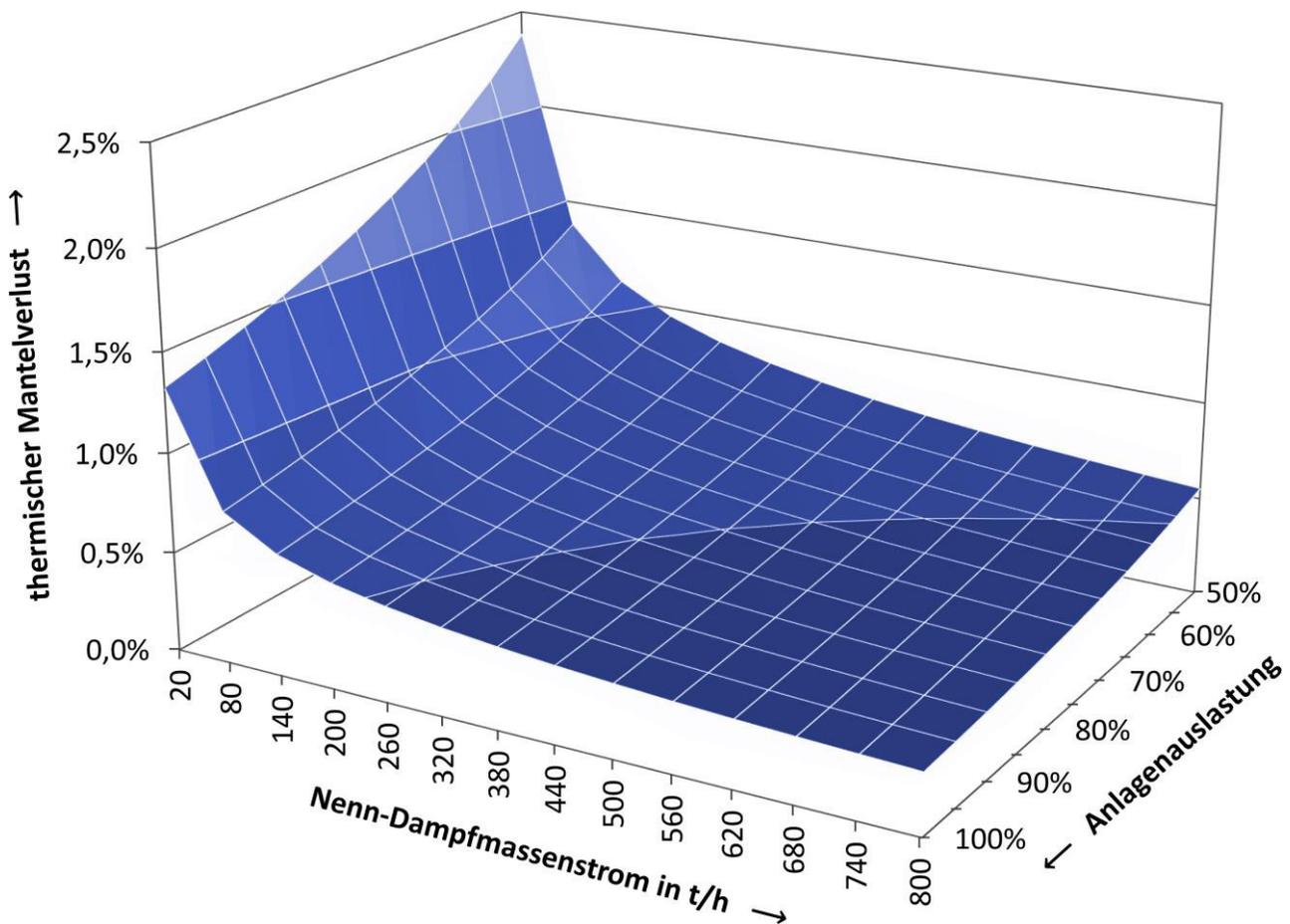


Abb. 3.9. Thermischer Mantelverlust in Abhängigkeit von der Anlagengröße und -auslastung, eigene Berechnung mit Daten aus (Effenberger, 2000, S. 621)

Mit zunehmender Anlagengröße sinkt der spezifische thermische Mantelverlust (Abb. 3.9, S. 87), was mit einer geringeren Zunahme der Oberfläche des Dampferzeugers im Verhältnis zur Nutzleistung der Anlage zu begründen ist. Beim Betrieb in Teillast nimmt der spezifische thermische Mantelverlust aufgrund der gleichbleibenden Oberfläche des Dampferzeugers zu. Als Folge des Wärmeverlustes erwärmt sich die Luft in der Umgebung des Dampferzeugers und steigt auf. Um Brennstoffenergie einzusparen, kann diese vorgewärmte Luft oberhalb des Dampferzeugers angesaugt und dem Verbrennungsprozess zugeführt werden.

Chemische Rauchgasverluste treten aufgrund unvollständiger Verbrennung auf. Im Rauchgas sind geringe Mengen Kohlenmonoxid enthalten. Für den chemischen Rauchgasverlust gilt:

$$\dot{E}_{\text{RG}} = \xi_{\text{CO}}^{\text{Roh}} \dot{m}_{\text{Roh}} H_{\text{u,CO}} \quad (3.71)$$

Mit dem Flug- und Grobaschestrom wird unverbrannter Kohlenstoff (Restkohlenstoff) ausgetragen. Für den chemischen Ascheverlust gilt:

$$\dot{E}_{\text{FGA}} = \xi_{\text{C}}^{\text{FGA}} \dot{m}_{\text{FGA}} H_{\text{u,C}} \quad (3.72)$$

Die Wärmeleistung des Dampferzeugers, die an den Wasser-Dampf-Kreislauf übertragen wird, ist der zugeführte Energiestrom abzüglich aller Verluste. Es gilt:

$$\begin{aligned}\dot{Q}_D &= \dot{Q}_{\text{zu}} - \sum \dot{Q}_{\text{Verlust}} \\ &= \dot{E}_{\text{Br}} - \dot{Q}_{\text{RG}} - \dot{Q}_{\text{FGA}} - \dot{Q}_{\text{Mantel}} - \dot{E}_{\text{RG}} - \dot{E}_{\text{FGA}}.\end{aligned}\quad (3.73)$$

Häufig wird der erzeugte Dampfmassenstrom auch als Dampfleistung bezeichnet und als Größe zur Bewertung der Leistungsfähigkeit eines Dampferzeugers herangezogen. Der Begriff „Dampfleistung“ ist in diesem Zusammenhang streng genommen jedoch nicht korrekt, da es sich aus physikalischer Sicht hierbei um keine Leistung, sondern um einen Massenstrom handelt. Aus diesem Grund ist der Dampfmassenstrom ohne weitere Angaben der Speisewasser- und Dampfparameter zur Bewertung der Leistungsfähigkeit eines Dampferzeugers ungeeignet.

Sofern der Druck und die Temperatur vom Speisewasser und Frischdampf bekannt sind, kann mithilfe der Wärmeleistung (3.73) der Dampfmassenstrom errechnet werden. Dazu werden im physikalisch-mathematischen Modell die Enthalpien vom Speisewasser und Frischdampf ermittelt. Die Berechnung der thermodynamischen Zustandsgrößen von Wasser und Wasserdampf ist mit den umfangreichen Zustandsgleichungen des Industrie-Standards *IAPWS-IF 97* möglich (siehe IAPWS, 2007). Für den Dampfmassenstrom gilt:

$$\dot{m}_D = \frac{\dot{Q}}{\Delta h} = \frac{\dot{Q}_D}{h_D - h_{\text{SPW}}}.\quad (3.74)$$

3.7 Wirkungsgrade

3.7.1 Feuerungswirkungsgrad

Für den Feuerungswirkungsgrad gilt:

$$\eta_F = \frac{\sum \dot{Q}_{\text{zu}} - \sum \dot{E}_{\text{Verlust}}}{\sum \dot{Q}_{\text{zu}}} = \frac{\dot{E}_{\text{Br}} - \dot{E}_{\text{RG}} - \dot{E}_{\text{FGA}}}{\dot{E}_{\text{Br}}}.\quad (3.75)$$

Anhand dessen lässt sich die Güte des Verbrennungsprozesses beurteilen. Der Wirkungsgrad sinkt mit zunehmendem Anteil unverbrannter Bestandteile im Rauchgas (Kohlenmonoxid) und in der Flug- und Grobasche (Restkohlenstoff).

3.7.2 Dampferzeugerwirkungsgrad

Zur Bestimmung des Dampferzeugerwirkungsgrades wird die Wärmeleistung des Dampferzeugers ins Verhältnis zur eingebrachten Feuerungswärmeleistung gesetzt.

$$\eta_D = \frac{|\dot{Q}_D|}{\dot{Q}_{\text{zu}}}\quad (3.76)$$

Anhand dessen lässt sich die Güte des Umwandlungsprozesses beurteilen.

3.7.3 Elektrischer Wirkungsgrad

Der elektrische (Netto-)Wirkungsgrad ist der Quotient der abgegebenen elektrischen Nettoleistung und der eingebrachten Feuerungswärmeleistung.

$$\eta_{el} = \frac{|P_{el}|}{\dot{Q}_{zu}} \quad (3.77)$$

Bei der Berechnung wird vorausgesetzt, dass die elektrische Nettoleistung des Kraftwerkblockes bei der Monoverbrennung von Steinkohle bekannt ist.

3.7.4 Thermischer Wirkungsgrad

Der thermische (Netto-)Wirkungsgrad ist der Quotient des abgehenden Nutzwärmestromes und der eingebrachten Feuerungswärmeleistung.

$$\eta_{th} = \frac{|\dot{Q}_N|}{\dot{Q}_{zu}} \quad (3.78)$$

Bei der Berechnung wird vorausgesetzt, dass der Nutzwärmestrom des Kraftwerkblockes bei der Monoverbrennung von Steinkohle bekannt ist.

3.7.5 Gesamtwirkungsgrad

Zur Ermittlung des (Netto-)Gesamtwirkungsgrades des KWK-Prozesses werden die elektrische Nettoleistung und der Nutzwärmestrom ins Verhältnis zur eingebrachten Feuerungswärmeleistung gesetzt.

$$\eta_{ges} = \frac{|P_{el}| + |\dot{Q}_N|}{\dot{Q}_{zu}} \quad (3.79)$$

Anhand dessen lässt sich die Güte des KWK-Prozesses beurteilen.

3.8 Verfahrenstechnische Kennzahlen

3.8.1 Adiabate Verbrennungstemperatur

Die adiabate Verbrennungstemperatur stellt ein theoretisches Maximum dar, bei dem unter Annahme eines adiabaten Brennraumes und einer vollständigen Verbrennung die im Umwandlungsprozess freigesetzte Energie zur maximalen Erwärmung des Verbrennungsgases führt (vgl. Epple et al, 2009, S. 325). Gemäß dem Energieerhaltungssatz ist die adiabate Verbrennungstemperatur

$$H_u \dot{m}_{Br} = \dot{m}_{Roh} \bar{c}_{p,Roh} (t_{ad} - t_u). \quad (3.80)$$

Da dem Verbrennungsgas bewusst Wärme entzogen wird und die Verbrennung unvollständig abläuft, ist der Umwandlungsprozess in Wirklichkeit verlustbehaftet. Unter Berücksichtigung des Zusammenhanges $\dot{m}_{\text{Roh}} = \dot{m}_{\text{Br}} \xi_{\text{Roh}}$ aus Gleichung (3.64) vereinfacht sich Gleichung (3.80) zu:

$$H_u = \xi_{\text{Roh}} \bar{c}_{p,\text{Roh}} (t_{\text{ad}} - t_u). \quad (3.81)$$

Durch Auflösen der Gleichung (3.81) nach der adiabaten Verbrennungstemperatur ergibt sich:

$$t_{\text{ad}} = \frac{H_u}{\xi_{\text{Roh}} \bar{c}_{p,\text{Roh}}} + t_u. \quad (3.82)$$

Um die adiabate Verbrennungstemperatur zu errechnen, muss die mittlere spezifische Wärmekapazität des Rohgases (3.65) ermittelt und in Gleichung (3.82) eingesetzt werden. Da jedoch die Gleichungen (3.65) und (3.66) Kenntnis über die adiabate Verbrennungstemperatur voraussetzen, lässt sich die gesuchte Größe nur durch iterative Verfahren, z. B. mithilfe des Newton-Verfahrens, bestimmen.

3.8.2 Mittlere Geschwindigkeit der Verbrennungsgase im Brennraum

Das Volumen von Gasen ist temperaturabhängig. Gemäß der thermischen Zustandsgleichung idealer Gase gilt:

$$V \sim T, \quad \frac{V}{T} = \text{const}, \quad \frac{V_1}{V_2} = \frac{T_1}{T_2} \quad (3.83)$$

(für $p = \text{const}$ und $n = \text{const}$).

Somit kann der tatsächliche Rohgas-Volumenstrom unter Berücksichtigung der im Brennraum vorherrschenden Temperatur aus dem Rohgas-Volumenstrom im Normzustand (3.39) ermittelt werden.

$$\dot{V}_{\text{Roh}} = \dot{V}_{\text{Roh}}^n \frac{T_{\text{WBK}}}{T_n} \quad (3.84)$$

Aus Gleichung (3.86) und der Querschnittsfläche des Brennraumes kann die mittlere Geschwindigkeit der Verbrennungsgase im Brennraum ermittelt werden.

$$\bar{v}_{\text{WBK}} = \frac{\dot{V}_{\text{Roh}}}{A_{\text{WBK}}} \quad (3.85)$$

3.8.3 Mittlere Verweilzeit der Verbrennungsgase im Brennraum

Unter der Voraussetzung, dass oberhalb der letzten Verbrennungsluftzuführung die Querschnittsfläche des Brennraumes über die Höhe des Brennraumes konstant ist, kann aus Gleichung (3.85) die mittlere Verweilzeit der Verbrennungsgase im Brennraum ermittelt werden.

$$\bar{\tau}_{\text{WBK}} = \frac{h_{\text{WBK}}}{\bar{v}_{\text{WBK}}} \quad (3.86)$$

Sofern eine Verbrennungsanlage in den Geltungsbereich der 17. BImSchV fällt, hat der Betreiber den Nachweis zu erbringen, dass die geforderte Verweilzeit der Verbrennungsgase nach der letzten Verbrennungsluftzuführung von mindestens zwei Sekunden bei Temperaturen oberhalb von 850 °C zu jeder Zeit eingehalten wird (vgl. § 7 Abs. 3 17. BImSchV).

3.8.4 Alkali-Index

Zur Ermittlung des Alkali-Index wird die Masse der in der Brennstoffasche enthaltenen Alkalioxide (Na₂O und K₂O) ins Verhältnis zum Heizwert gesetzt (vgl. Pohl et al., 2011, S. 11).

$$AI = \frac{10^3}{\left(\frac{H_u}{\text{MJ/kg}}\right)} \xi_{\text{Brennstoffasche}} \left(\xi_{\text{Na}_2\text{O}}^{\text{Brennstoffasche}} + \xi_{\text{K}_2\text{O}}^{\text{Brennstoffasche}} \right) \frac{\text{kg}}{\text{GJ}} \quad (3.87)$$

Mithilfe des Alkali-Index lässt sich für einen Brennstoff das Gefährdungspotenzial zur rauchgaseitigen Schädigung des Dampferzeugers beurteilen (siehe Kap. 2.2, S. 15). Es nimmt mit steigenden Werten zu. Bei Werten < 0,17 kg/GJ ist das Gefährdungspotenzial als gering bis nicht vorhanden, bei Werten zwischen 0,17 und 0,34 kg/GJ als moderat und bei Werten > 0,34 kg/GJ als hoch bis sehr hoch einzustufen (vgl. Pohl et al., 2011, S. 11; NREL, 1995, S. 74).

3.8.5 Molares Schwefel-Chlor-Verhältnis

Das Schwefel-Chlor-Verhältnis wird aus Gleichung (3.36) unter Berücksichtigung der im Rohgas enthaltenen Stoffmengen an Schwefeldioxid und Chlorwasserstoff gebildet.

$$\frac{n_s}{n_{\text{Cl}}} = \frac{n_{\text{SO}_2}^{\text{Roh}}}{n_{\text{HCl}}^{\text{Roh}}} \quad (3.88)$$

Anhand des Schwefel-Chlor-Verhältnisses lassen sich Aussagen über das thermodynamische Gleichgewicht zwischen Alkalisulfaten und Alkalichloriden im Rohgas treffen. Sofern im Rohgas ein deutliches Überangebot an Schwefel besteht, können sich vermehrt Alkalisulfate bilden, wodurch das Korrosionspotenzial sinkt (siehe Kap. 2.2.3, S. 16) (vgl. Duong & Tillman, 2009, S. 6). Bei Werten > 4 ist das Gefährdungspotenzial als gering bis nicht vorhanden, bei Werten zwischen 2 bis 4 als moderat und bei Werten < 2 als hoch bis sehr hoch einzustufen (vgl. Pohl et al., 2011, S. 11).

3.9 Schadstoffkonzentrationen im Abgas

Im Folgenden werden die im physikalisch-mathematischen Modell verwendeten Methoden zur Berechnung der Schadstoffkonzentrationen im Abgas erläutert. Schadstoffe, die infolge der Verbrennung entstehen, werden als direkte Emissionen bezeichnet. Der Ausstoß von indirekten Emissionen, die durch Hilfsenergie bei der Bereitstellung der Brennstoffe (Förderung, Transport, Verarbeitung) und der Herstellung der Anlagen (Materialeinsatz) auftreten (vgl. UBA, 2008, S. IV), wird in Kapitel 2.7.3 (S. 58 ff.) thematisiert.

3.9.1 Gesamtstaub

Der seitens des Gesetzgebers vorgeschriebene Grenzwert für Gesamtstaub (vgl. Tabelle 2.2, S. 27) bezieht sich auf die Massenkonzentration im Abgas. Obwohl die schädigende Wirkung von Feinstaub hinreichend bekannt ist (siehe Kap. 2.3.1, S. 20), wird hinsichtlich der Partikelgröße der staubförmigen Emissionen nicht unterschieden. Für die Staub-Massenkonzentration im Abgas gilt:

$$e_{\text{PM}} = (1 - \eta_{\text{EGR}})(1 - \eta_{\text{GF}}) \frac{\dot{m}_{\text{FGA}}}{v_{\text{Rein}}^{\text{tr,n}} \dot{m}_{\text{Br}}}. \quad (3.89)$$

Zur Berechnung der Gesamtstaub-Emission werden von den jeweiligen Entstaubungssystemen (hier Elektrofilter und Gewebefilter) vereinfachend mittlere Abscheidegrade angenommen (vgl. Abb. 2.18, S. 33). Sowohl die physikalischen Eigenschaften der Aschepartikel und des Rauchgases (elektrische Leitfähigkeit, Rauchgasfeuchte etc.) als auch die Korngrößenverteilung der abzuscheidenden Staubpartikel werden hierbei nicht berücksichtigt.

3.9.2 Gasförmige Emissionen

Das Abgas enthält Luftschadstoffe wie Kohlenmonoxid, Schwefeldioxid, Stickoxide (angegeben als Stickstoffmonoxid) sowie Chlor- und Fluorwasserstoff. Die Stoffmengen der Einzelkomponenten des Abgases sind aus (3.50) gegeben. Die Schadstoff-Massenkonzentration der Gaskomponente i im Abgas ist:

$$e_i = \frac{n_i^{\text{Rein}} M_i}{v_{\text{Rein}}^{\text{tr,n}}}. \quad (3.90)$$

Die molaren Massen sind in einer Stoffdatenbank (siehe Tabelle A.4, S. 213) hinterlegt.

3.9.3 Schwefelabscheidegrad

Für Wirbelschichtfeuerungen schreibt der Gesetzgeber neben einer Begrenzung der Massenkonzentration von Schwefeldioxid im Abgas auch einen Schwefelabscheidegrad (SAG) vor. Der Wirkungsgrad der Schwefelabscheidung errechnet sich aus der im Abgas enthaltenen Stoffmenge an Schwefeldioxid und der im Brennstoff enthaltenen Stoffmenge an Schwefel.

$$\eta_{\text{S}} = 1 - \frac{n_{\text{SO}_2}^{\text{Rein}}}{n_{\text{S}}^{\text{Br}}} \quad (3.91)$$

3.9.4 Umrechnung auf den Bezugssauerstoffgehalt

Die Zusammensetzung der Abgase kann je nach Feuerungsart, Betriebsweise und eingesetztem Brennstoff unterschiedlich sein. Ein hoher Gehalt an Wasserdampf oder überschüssigem Sauerstoff führt zu einer Verdünnung der Schadstoffe im Abgasstrom, was nicht bedeutet, dass tatsächlich weniger Schadstoffe freigesetzt werden. Um einen Vergleich der Emissionswerte zu ermöglichen, werden die Angaben normiert. Bei Luftverunreinigungen fordert der Gesetzgeber die Angabe als Massenkonzentration, bezogen auf das trockene Abgasvolumen im Normzustand ($T_n = 273,15 \text{ K}$,

$p_n = 101,3 \text{ kPa}$) (vgl. § 2 Abs. 1 13. BImSchV; § 2 Abs. 6 17. BImSchV). Die gemessenen Emissionen sind auf einen festgelegten Bezugssauerstoffgehalt umzurechnen. Für feste Brennstoffe liegt dieser Bezugssauerstoffgehalt bei 6 %. Die spezifische Emission der Komponente i im Bezugszustand ist:

$$e_i^{\text{Bezug}} = \frac{\varphi_{\text{O}_2}^{\text{L}} - \varphi_{\text{O}_2}^{\text{Bezug}}}{\varphi_{\text{O}_2}^{\text{L}} - \varphi_{\text{O}_2}^{\text{Messwert}}} e_i^{\text{Messwert}}. \quad (3.92)$$

mit:

$$\varphi_{\text{O}_2}^{\text{L}} = 21 \text{ Vol. - \%}$$

$$\varphi_{\text{O}_2}^{\text{Bezug}} = 6 \text{ Vol. - \%}$$

3.10 Zuteilungsmethode für Emissions- und Kostenbeiträge

Im Folgenden wird die im physikalisch-mathematischen Modell verwendete Methode zur Zuteilung von Emissionen und Kosten zur eigentlichen Quelle erläutert. KWK-Anlagen erzeugen in einem einzigen Produktionsprozess elektrischen Strom und Wärme (Verbundproduktion). Dabei werden zwei Koppelprodukte erzeugt, die miteinander nicht vergleichbar sind, was die Allokation zu der eigentlichen Quelle erschwert. Um dennoch eine Zuteilung zu ermöglichen, wurden unterschiedliche Allokationsmethoden entwickelt, die nach thermodynamischen, wirtschaftlichen oder ökologischen Kriterien aufgestellt worden sind und alle ihre Berechtigung haben (vgl. VDI, 2003, S. 27).

In dieser Arbeit wird die Exergie-Methode angewendet, die eine Zuteilung unterschiedlicher Energieformen unter thermodynamischen Gesichtspunkten ermöglicht. Hierzu wird die Arbeitsfähigkeit der jeweiligen Energieform herangezogen. Wärme lässt sich nur beschränkt in andere Energieformen umwandeln. Wird ein System in das thermodynamische Gleichgewicht mit seiner Umgebung gebracht, kann nur der exergetische Anteil seiner Gesamtenergie in mechanische Arbeit umgewandelt werden (vgl. Baehr, 2005, S. 153). Der anenergetische Anteil bleibt dahingegen ungenutzt. Die spezifische Exergie des Nutzwärmestromes ist:

$$e_N = h_N - h_u - T_u(s_N - s_u) \quad (3.93)$$

(vgl. Riedl, 2007, S. 24; Konstantin, 2007, S. 317).

Unter Berücksichtigung der gegebenen natürlichen Bedingungen, werden als Umgebungszustand die Standardtemperatur $T_0 = 298,15 \text{ K}$ ($t_0 = 25 \text{ °C}$) und der Standarddruck $p_0 = 100 \text{ kPa} = 1 \text{ bar}$ angenommen (vgl. Baehr, 2005, S. 354). Um den Exergiestrom der Nutzwärme errechnen zu können, muss im Vorwege der Nutzwärme-Massenstrom

$$\dot{m}_N = \frac{\dot{Q}_N}{h_{\text{Vorlauf}} - h_{\text{Rücklauf}}} = \frac{\dot{Q}_N}{\Delta h} \quad (3.94)$$

ermittelt werden.

Die Vorlauftemperatur eines Fernwärmenetzes wird der Außentemperatur sowie den Witterungsverhältnissen angepasst. Das Arbeitsmedium ist in diesem Fall Wasser. Gemäß den *Stadtwerken*

Flensburg liegt im Jahresmittel die Vorlauftemperatur bei 98 °C. Die Rücklauftemperatur ist mit 62 °C über das Jahr nahezu gleichbleibend. Der Vor- und Rücklaufdruck beträgt 12 bar (SWFL, 2013). Somit kann die Enthalpie-Differenz zwischen Vor- und Rücklauf errechnet werden. Mit den Gleichungen (3.93) und (3.94) lässt sich der Exergiestrom der Nutzwärme ermitteln.

$$\dot{E}_{\text{th}} = e_{\text{N}} \dot{m}_{\text{N}} \quad (3.95)$$

Elektrische Energie lässt sich unabhängig von der Umgebung unbeschränkt in andere Energieformen umwandeln. Elektrische Leistung ist daher mit einem reinen Exergiestrom gleichzusetzen.

$$\dot{E}_{\text{el}} = P_{\text{el}} \quad (3.96)$$

Da somit die exergetischen Leistungen der beiden Koppelprodukte gegeben sind, können die exergetischen Beiträge bilanziert werden. Der Allokationsfaktor der Nutzwärme ist:

$$A_{\text{th}} = \frac{\dot{E}_{\text{th}}}{\sum_{i=1}^N \dot{E}_i} = \frac{\dot{E}_{\text{th}}}{\dot{E}_{\text{th}} + \dot{E}_{\text{el}}}. \quad (3.97)$$

Der Allokationsfaktor der elektrischen Energie ist:

$$A_{\text{el}} = \frac{\dot{E}_{\text{el}}}{\sum_{i=1}^N \dot{E}_i} = \frac{\dot{E}_{\text{el}}}{\dot{E}_{\text{th}} + \dot{E}_{\text{el}}}. \quad (3.98)$$

3.11 Absolute Emissionen

Im Folgenden wird die im physikalisch-mathematischen Modell verwendete Methode zur Berechnung absoluter Emissionen über einen im Einzelfall zu definierenden Zeitraum erläutert. Am Kraftwerksstandort werden mit dem Abgas Treibhausgase und Luftschadstoffe emittiert (direkte Emissionen). Durch Gleichung (3.50) ist die Stoffmenge der jeweiligen Gaskomponenten i im Reingas gegeben. Für die direkte Emission des Gases i über einen zu definierenden Zeitraum gilt:

$$E_i = \dot{m}_{\text{Br}} \frac{n_i^{\text{Rein}} M_i}{m_{\text{Br}}}. \quad (3.99)$$

Die molaren Massen sind in einer Stoffdatenbank (siehe Tabelle A.4, S. 213) hinterlegt.

Aus Gleichung (3.57) ist der Flug- und Grobmasche-Massenstrom gegeben. Für die direkte Gesamtstaub-Emission über einen zu definierenden Zeitraum gilt:

$$E_{\text{PM}} = (1 - \eta_{\text{EGR}})(1 - \eta_{\text{GF}}) \dot{m}_{\text{FGA}}. \quad (3.100)$$

3.12 Spezifische äquivalente Kohlendioxid-Emissionen

Im Folgenden wird die im physikalisch-mathematischen Modell verwendete Methode zur Berechnung der spezifischen äquivalenten CO₂-Emissionen erläutert. Die äquivalente CO₂-Emissionsmenge setzt sich aus einem Anteil indirekter CO₂-Emissionen, die während der Brennstoffbereitstellung (vgl. Abb. 2.34, S. 59) freigesetzt werden, und einem Anteil direkter CO₂-Emissionen, die

während der Verbrennung freigesetzt werden, zusammen. Die spezifische äquivalente CO₂-Emission der Nutzwärme wird mithilfe von Gleichung (3.97) errechnet.

$$e_{\text{CO}_2,\text{äq}}^{\text{th}} = A_{\text{th}} E_{\text{CO}_2,\text{äq}} \quad (3.101)$$

Die spezifische äquivalente CO₂-Emission des elektrischen Stromes wird mithilfe von Gleichung (3.98) errechnet.

$$e_{\text{CO}_2,\text{äq}}^{\text{el}} = A_{\text{el}} E_{\text{CO}_2,\text{äq}} \quad (3.102)$$

4 Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen

Im Folgenden werden anhand von Mitverbrennungsszenarien die Auswirkungen einer sukzessiven Verdrängung des fossilen Regelbrennstoffes durch Biobrennstoffe veranschaulicht. Es werden verfahrenstechnische, ökologische und ökonomische Folgen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen dargestellt und erörtert, um auf dieser Grundlage eine Übersicht der Möglichkeiten und Grenzen der Mitverbrennung als Ausgangspunkt zum Ausbau der Biomassenutzung zur Deckung der Energienachfrage in Deutschland zu schaffen.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde ein Computerprogramm geschrieben, welches Berechnungen auf Grundlage des physikalisch-mathematischen Modells durchführt (siehe Kap. 3, S. 65 ff.). Die im Folgenden dargestellten Auswirkungen der Mitverbrennung sind das Ergebnis dieser Berechnungen. Im Programmablauf wird eine Schleife durchlaufen, in der der Mitverbrennungsanteil sukzessive um 0,1 % der Feuerungswärmeleistung gesteigert wird, bis eines von mehreren möglichen Abbruchkriterien (siehe Kap. 4.1.3, S. 100) erfüllt ist, was zum Programmabbruch führt. Dieser Punkt stellt den maximal erreichbaren Mitverbrennungsanteil dar.

4.1 Rahmenbedingungen

Um mithilfe der Modellrechnungen belastbare und nachvollziehbare Ergebnisse zu erzielen, werden dem physikalisch-mathematischen Modell die Rahmenbedingungen des Kraftwerksstandortes Flensburg zugrunde gelegt. Anhand dieses Fallbeispiels wird gezeigt, welche verfahrenstechnischen Auswirkungen die Mitverbrennung von Biobrennstoffen auf einen einzelnen Kraftwerksblock mit Dampferzeuger und Gegendruckturbine hat. Ausgangssituation aller Szenarien ist die Monoverbrennung von Steinkohle. Die sonstigen Rahmenbedingungen (vgl. Tabelle A.8, S. 218, Tabelle A.9, S. 219, Tabelle A.10, S. 219, Tabelle A.11, S. 219 und Tabelle A. 12, S. 219) sind in allen Szenarien gleich.

4.1.1 Kraftwerksstandort Flensburg

Die Stadtwerke Flensburg GmbH betreibt am Kraftwerksstandort Flensburg drei nahezu baugleiche ZWSF (Kessel 9, 10 und 11) mit jeweils 118 MW Feuerungswärmeleistung. Die Frischdampf-Parameter sind 525 °C und 92 bar. Die Anlagen wurden zwischen 1984 und 1991 vom Kesselbaukonsortium Lurgi-Lentjes errichtet. Als fossiler Regelbrennstoff wird ein Brennstoffgemisch eingesetzt,

welches sich aus russischer (KOHLE RU) und kolumbianischer Steinkohle (KOHLE CO) im Mischungsverhältnis 2 : 1 zusammensetzt. Zeitweilig werden auch andere Kohlesorten verbrannt. Genehmigungsrechtlich dürfen bis zu 25 % der Feuerungswärmeleistung durch Ersatzbrennstoffe mit etwa 60 % biogenem Anteil abgedeckt werden. Zudem werden seit einigen Jahren in den ZWSF des Heizkraftwerkes Flensburg naturbelassene Holzbrennstoffe mitverbrannt. Dieses hat bisher keine nennenswerten Schwierigkeiten verursacht, was wahrscheinlich auf den geringen Mitverbrennungsanteil von weniger als 5 % zurückzuführen ist.

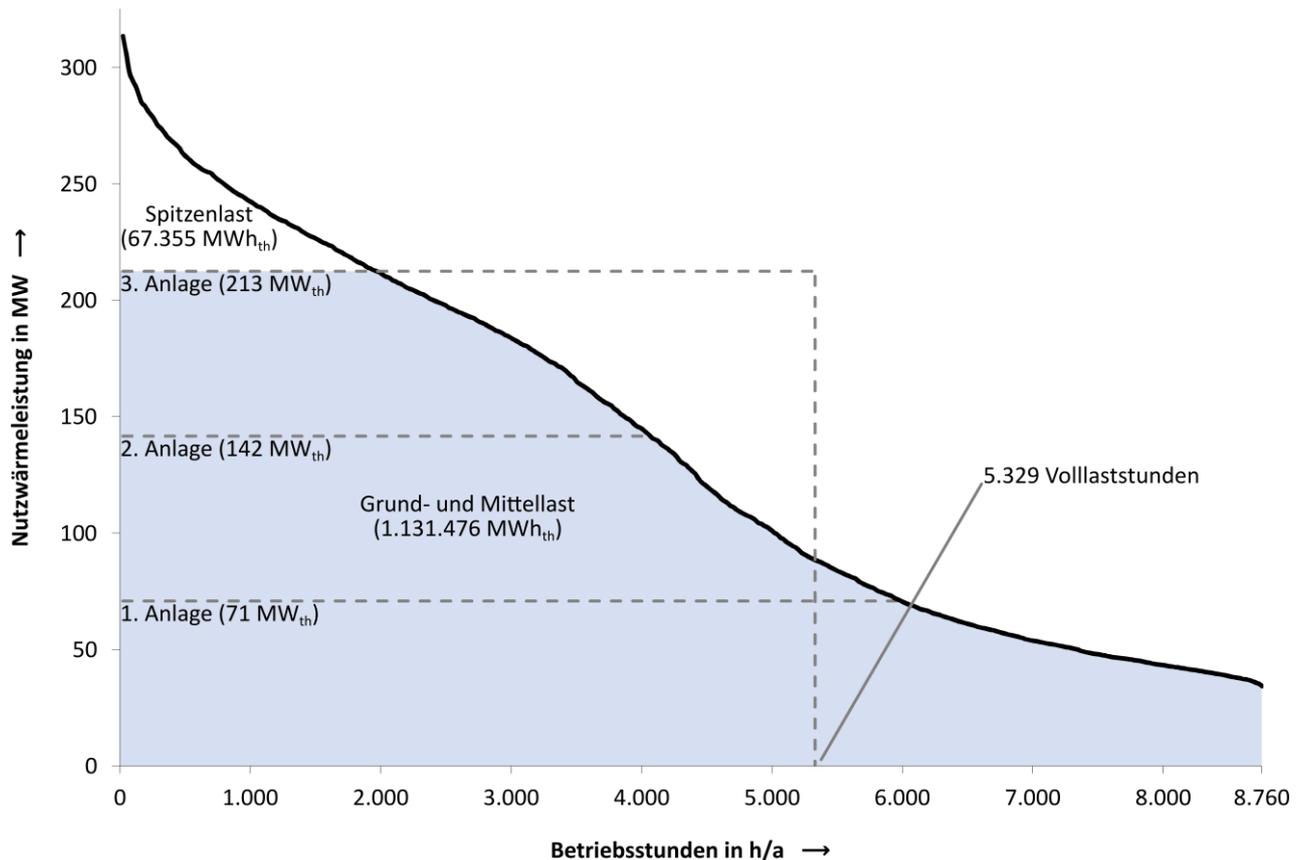


Abb. 4.1. Geordneter Nutzwärmebedarf am Kraftwerksstandort Flensburg (Mittelwert über 15 Jahre), eigene Berechnung mit Daten aus (SWFL, 2013)

Das Heizkraftwerk Flensburg dient der Versorgung der Stadt Flensburg sowie der umliegenden Gemeinden mit Fernwärme und speist elektrischen Strom in das europäische Verbundsystem ein. Mithilfe eines Warmwasserspeichers mit einer thermischen Kapazität von 1100 MWh wird Fernwärme zwischengespeichert, um die KWK-Anlagen auch in Zeiten mit geringem Wärmebedarf besser auszulasten und um Lastspitzen abzufangen. Zur Stromerzeugung stehen eine Entnahme-Kondensations- und vier Gegendruckturbinen mit einer elektrischen Klemmleistung von maximal 31,5 MW zur Verfügung. Die KWK-Anlagen sind wärmegeführt. Während der Sommermonate, in denen der Nutzwärmebedarf gering ist, werden an den Anlagen Instandsetzungsarbeiten durchgeführt. Die drei ZWSF dienen zur Abdeckung der Grund- und Mittellast (1 131 476 MWh) (Abb. 4.1, S. 98). Zur Abdeckung der Spitzenlast (67 355 MWh) stehen weitere Feuerungsanlagen zur Verfügung. Bei der Monoverbrennung von Steinkohle beträgt die maximale Nutzwärmeleistung einer Anlage 70,78 MW. Demzufolge müssen die drei Anlagen zur Deckung der Grund- und Mittellast theoretisch für 5329 Stunden im Jahr unter Volllast betrieben werden.

4.1.2 Beschreibung der Szenarien

Bei den im Folgenden dargestellten Mitverbrennungsszenarien findet eine Verdrängung des fossilen Regelbrennstoffes Steinkohle durch Biobrennstoffe statt. Bei den Szenarien handelt es sich um ein Referenzszenario mit Steinkohle als Regelbrennstoff und sechs Mitverbrennungsszenarien, die sich ausschließlich in der Art der eingesetzten Biobrennstoffe unterscheiden.

Tabelle 4.1. Unterscheidungsmerkmale der Szenarien

Szenario	fossiler Regelbrennstoff	Sekundärbrennstoff	Unterscheidungsmerkmale der Biobrennstoffe
Referenz	KOHLE RU, KOHLE CO	-	-
1	1.1	KOHLE RU, KOHLE CO	HOLZ 1 $w = 20 \%$
	1.2	KOHLE RU, KOHLE CO	HOLZ 2 $w = 35 \%$
	1.3	KOHLE RU, KOHLE CO	HOLZ 3 $w = 40 \%$
	1.4	KOHLE RU, KOHLE CO	HOLZ 4 $w = 45 \%$
2	2.1	KOHLE RU, KOHLE CO	STROH 1 geringer Alkaligehalt
	2.2	KOHLE RU, KOHLE CO	STROH 2 hoher Alkaligehalt

Im Referenzszenario kommt ausschließlich der fossile Regelbrennstoff, ein Brennstoffgemisch aus russischer (KOHLE RU) und kolumbianischer Steinkohle (KOHLE CO) im Mischungsverhältnis 2 : 1, zum Einsatz. Es findet keine Mitverbrennung von Biobrennstoffen statt. Die Brennstoffeigenschaften sind in Tabelle A.7 (S. 217) dargestellt.

In Mitverbrennungsszenario 1 kommen neben dem fossilen Regelbrennstoff vier Holzbrennstoffe zum Einsatz. Dabei handelt es sich um Holzhackschnitzel, die sich im Wassergehalt unterscheiden. Mitverbrennungsszenario 1 unterteilt sich in vier Einzelszenarien. Der getrocknete Holzbrennstoff (HOLZ 1) enthält 20 % Wasser. Der Wassergehalt von naturbelassenen Holzbrennstoffen kann stark variieren (siehe Kap. 2.5.1, S. 40). Es kommen drei naturbelassene Holzbrennstoffe mit einem Wassergehalt von 35 % (HOLZ 2), 40 % (HOLZ 3) und 45 % (HOLZ 4) zum Einsatz. Die jeweiligen Brennstoffeigenschaften sind in Tabelle A.7 (S. 217) dargestellt.

In Mitverbrennungsszenario 2 kommen neben dem fossilen Regelbrennstoff zwei Halmgutbrennstoffe mit unterschiedlich hohem Alkaligehalt zum Einsatz. Dabei handelt es sich um Häckselgut aus naturbelassenem Weizenstroh. Mitverbrennungsszenario 2 unterteilt sich in zwei Einzelszenarien. Halmgutbrennstoffe können sich hinsichtlich des Alkaligehaltes voneinander deutlich unterscheiden (siehe Kap. 2.5.2, S. 46). STROH 1 weist einen verhältnismäßig geringen Alkaligehalt auf. In der Brennstoffasche sind 1,51 % Na_2O und 12,90 % K_2O enthalten. Im Gegensatz dazu weist STROH 2 einen verhältnismäßig hohen Alkaligehalt auf. In der Brennstoffasche sind 1,18 % Na_2O und 25,20 % K_2O enthalten. Die jeweiligen Brennstoffeigenschaften sind in Tabelle A.7 (S. 217) dargestellt.

Es ist durchaus vorstellbar, in einer Verbrennungsanlage neben dem fossilen Regelbrennstoff gleichzeitig mehrere Biobrennstoffe zu verbrennen. Dieses könnte im physikalisch-mathematischen Modell durch einen Tertiärbrennstoff abgebildet werden. Um jedoch die Auswirkungen der Mitverbrennung zweifelsfrei einem Biobrennstoff als Verursacher zuordnen zu können, beschränken sich die Mitverbrennungsszenarien auf den Einsatz eines Sekundärbrennstoffes.

4.1.3 Definition der Abbruchkriterien

Zur Gewährleistung des sicheren Anlagenbetriebes unter Einhaltung der gesetzlichen Auflagen sind sowohl verfahrenstechnische als auch ökologische Vorgaben einzuhalten. Bei Missachtung dieser Einschränkungen kann es zur rauchgasseitigen Schädigung des Dampferzeugers (siehe Kap. 2.2, S. 15) oder zum Verstoß gegen immissionsrechtliche Auflagen (siehe Kap. 2.3.8, S. 26) kommen. Im Folgenden wird untersucht, ob der Einsatz von Biobrennstoffen zur Mitverbrennung in Feuerungsanlagen, die ursprünglich für die Monoverbrennung von Steinkohle ausgelegt wurden, durch die bestehenden verfahrenstechnischen und ökologischen Einschränkungen begrenzt wird.

Aus verfahrenstechnischen Gründen kann der Mitverbrennungsanteil eines Biobrennstoffes nicht weiter gesteigert werden, sofern

- das **molare Schwefel-Chlor-Verhältnis** im Rohgas (siehe Kap. 3.8.5, S. 91) Werte $\frac{n_s}{n_{Cl}} \leq 2$,
- die **Chlorwasserstoff-Massenkonzentration** im Rohgas (siehe Kap. 3.3.5, S. 76) Werte $e_{HCl}^{Roh} \geq 300 \text{ mg/Nm}^3$,
- der **Alkali-Index** des Brennstoffgemisches (siehe Kap. 3.8.4, S. 91) Werte $AI \geq 0,34 \text{ kg/GJ}$ oder
- die **mittlere Geschwindigkeit der Verbrennungsgase** (siehe Kap. 3.8.2, S. 90) im Brennraum Werte $\bar{v}_{WBK} \geq 7 \text{ m/s}$

annimmt. Die aufgeführten Werte sind als Richtwerte zu verstehen.

Aus ökologischen Gründen kann der Mitverbrennungsanteil eines Biobrennstoffes nicht weiter gesteigert werden, sofern

- ein **Emissionsgrenzwert** für Abgas (siehe Tabelle 2.2, S. 27), die für den Einsatz fester Brennstoffe in Wirbelschichtfeuerungen gelten, überschritten wird,
- der **Schwefelabscheidegrad** (siehe Tabelle 2.2, S. 27), der für den Einsatz fester Brennstoffe in Wirbelschichtfeuerungen gilt, unterschritten wird oder
- die **mittlere Verweilzeit der Verbrennungsgase** im Brennraum (siehe Kap. 3.8.3, S. 90) Werte $\bar{\tau}_{WBK} \leq 2 \text{ s}$ annimmt und die Anlage in den Geltungsbereich der 17. BImSchV fällt (siehe Tabelle 2.1, S. 27).

Bei den aufgeführten Werten handelt es sich um Grenzwerte nach der 13. BImSchV (siehe § 4 und § 5 13. BImSchV) und 17. BImSchV (siehe § 7 Abs. 3 17. BImSchV).

4.2 Verfahrenstechnische Auswirkungen

Im Folgenden wird geklärt, ob die Mitverbrennung signifikanter Mengen Biobrennstoffe gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle unter Berücksichtigung verfahrenstechnischer Aspekte realisierbar ist. Die Auswirkungen einer sukzessiven Steigerung des Mitverbrennungsanteiles werden anhand von Mitverbrennungsszenarien (siehe Kap. 4.1.1, S. 97) dargestellt und erörtert. Die nachfolgenden Darstellungen beruhen auf Ergebnissen der Modellrechnungen (siehe Kap. 3, S. 65 ff.),

die mithilfe des eigens entwickelten Computerprogrammes durchgeführt worden sind. Auf der Abszissenachse sind der relative Mitverbrennungsanteil des Biobrennstoffes und dazu gegenläufig der Mitverbrennungsanteil der Kohle aufgetragen, beides bezogen auf die Feuerungswärmeleistung.

4.2.1 Massenbilanz

Die eingehenden Stoffströme (Brennstoffe, Verbrennungsluft, Kalkstein, Quarzsand und Sorbenzien) und die ausgehenden Stoffströme (Reingas, Flug- und Grobasche, Gewebefilterasche) sind durch die vollständige Massenbilanz (siehe Kap. 3.5, S. 81) gegeben.

Brennstoffe

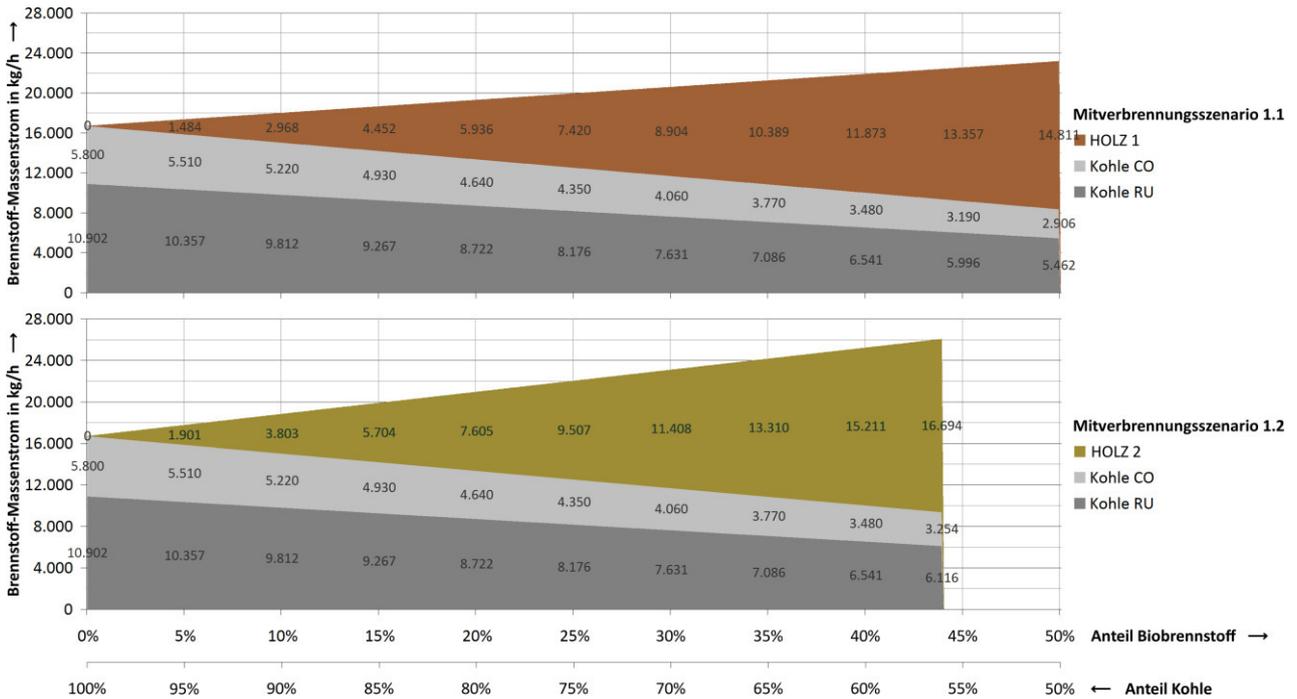


Abb. 4.2. Veränderung der Brennstoff-Massenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen (HOLZ 1 und HOLZ 2)

4 Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen

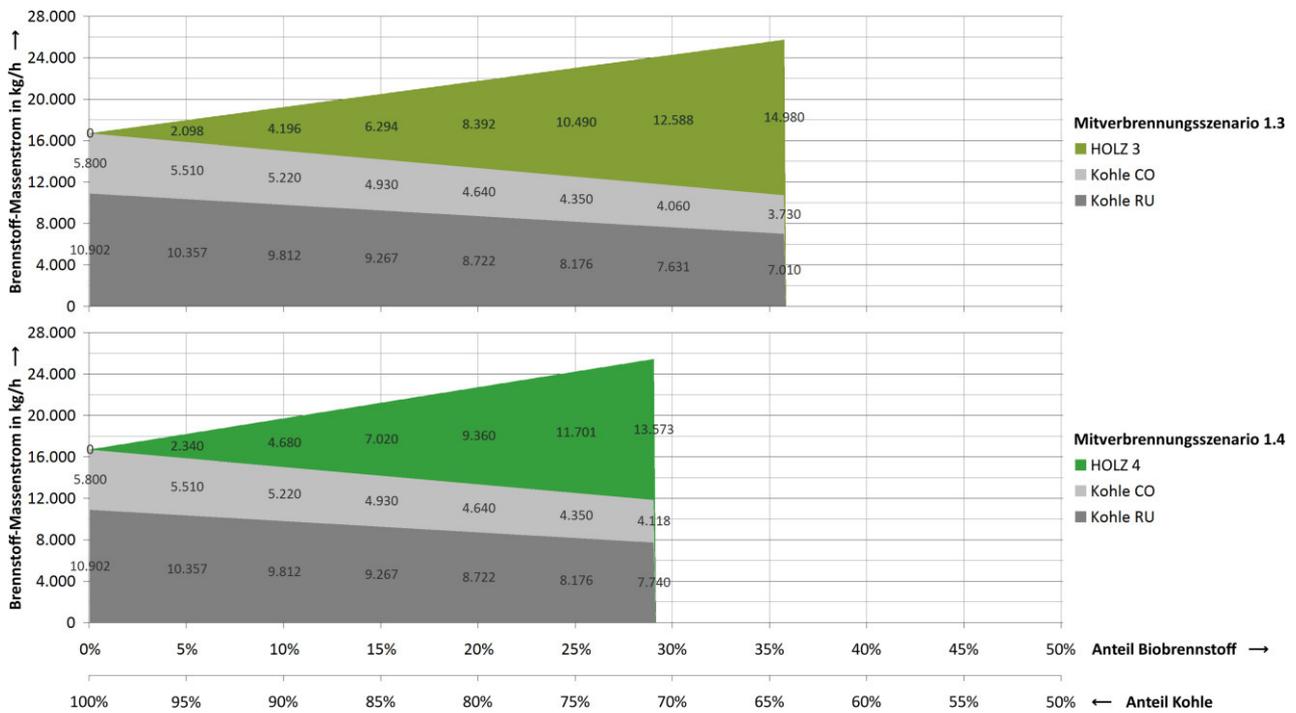


Abb. 4.3. Veränderung der Brennstoff-Massenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen (HOLZ 3 und HOLZ 4)

Mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil steigt die erforderliche Menge an Biobrennstoff, wohingegen die Menge an Steinkohle sinkt. Der Brennstoff-Massenstrom ist in Mitverbrennungsszenario 1.1 mit dem höher kalorischen Sekundärbrennstoff HOLZ 1 ($w = 20$ Gew.-%, $H_u = 14,3$ MJ/kg) am kleinsten und in Mitverbrennungsszenario 1.4 mit dem niederkalorischen Sekundärbrennstoff HOLZ 4 ($w = 45$ Gew.-%, $H_u = 9,1$ MJ/kg) am größten.

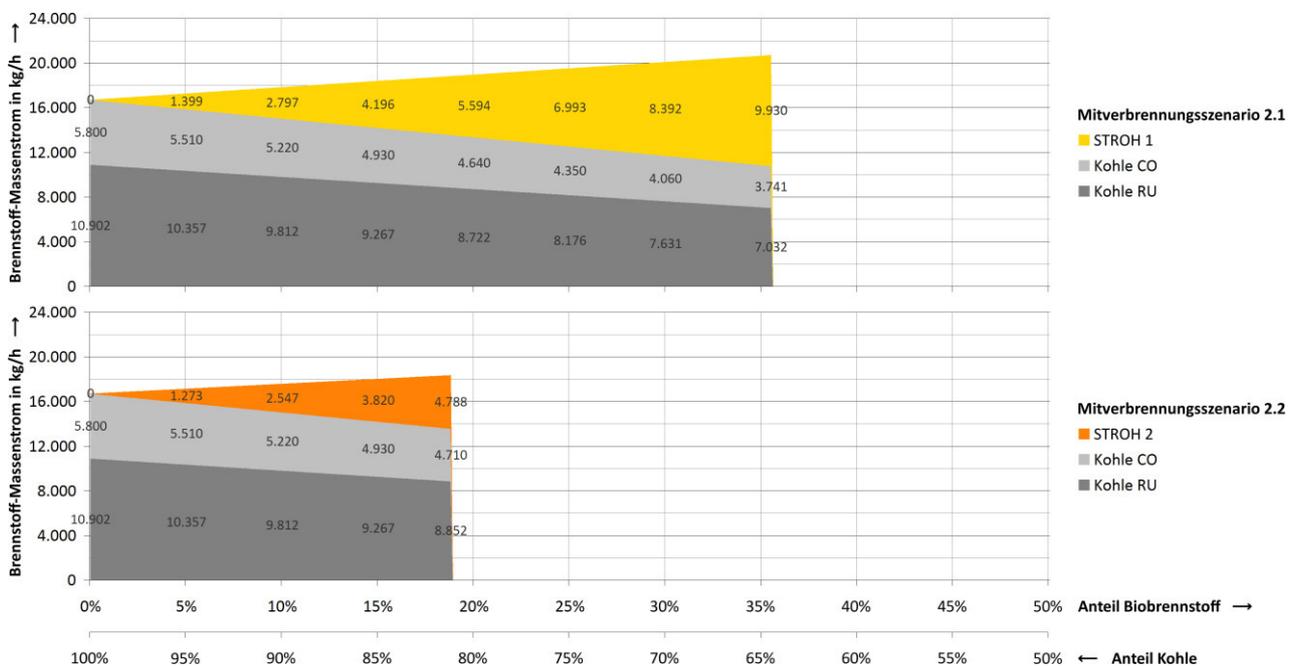


Abb. 4.4. Veränderung der Brennstoff-Massenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen

Mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil steigt die erforderliche Menge an Biobrennstoff, wohingegen die Menge an Steinkohle sinkt. Der Massenstrom ist in Mitverbrennungsszenario 2.1 mit dem niederkalorischen Sekundärbrennstoff STROH 1 ($H_u = 15,2 \text{ MJ/kg}$) größer als in Mitverbrennungsszenario 2.2 mit dem höher kalorischen Sekundärbrennstoff STROH 2 ($H_u = 16,7 \text{ MJ/kg}$). Je geringer der Heizwert eines Sekundärbrennstoffes ist, desto größer ist der erforderliche Brennstoff-Massenstrom, um den fossilen Regelbrennstoff Steinkohle zu substituieren (vgl. Abb. 4.2, S. 101, Abb. 4.3, S. 102 und Abb. 4.4, S. 102). Demzufolge steigt der erforderliche Brennstoff-Massenstrom auch mit zunehmendem Wassergehalt im Brennstoff.

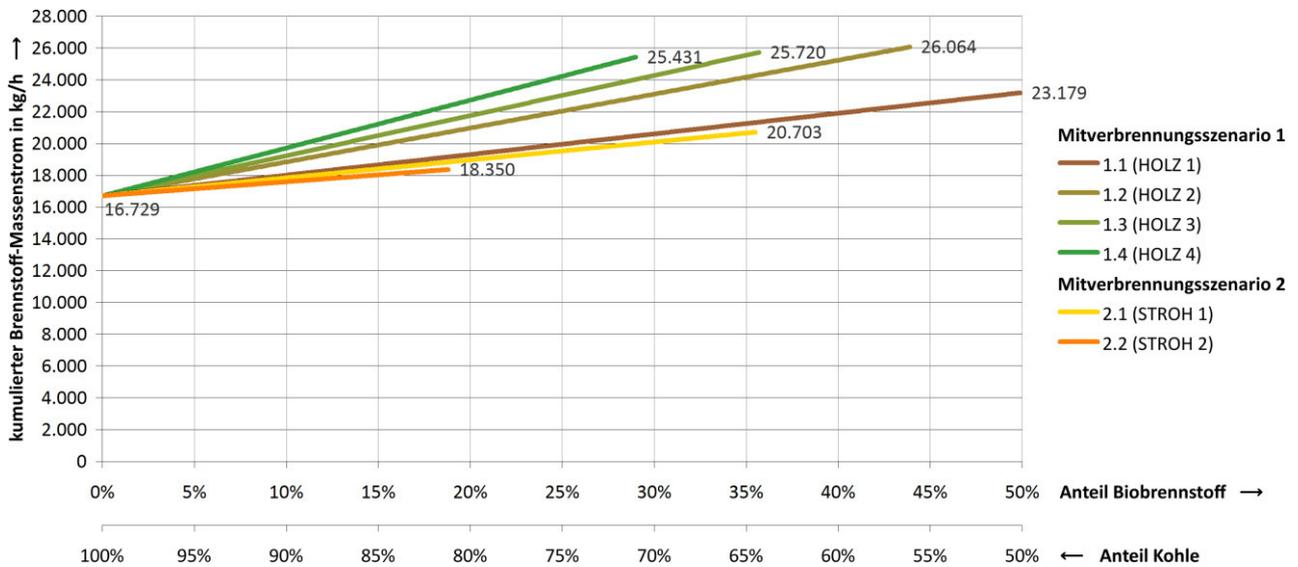


Abb. 4.5. Veränderung der Brennstoff-Massenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Die betrachteten Biobrennstoffe haben alle einen geringeren Heizwert als der fossile Regelbrennstoff Steinkohle ($H_u = 25,4 \text{ MJ/kg}$). Folglich nehmen die Massenströme mit steigendem Mitverbrennungsanteil zu. Der geringste Anstieg ist in Mitverbrennungsszenario 2.2 mit dem hochkalorischen Sekundärbrennstoff STROH 2 ($H_u = 16,7 \text{ MJ/kg}$) und der größte Anstieg in Mitverbrennungsszenario 1.4 mit dem niederkalorischen Sekundärbrennstoff HOLZ 4 ($H_u = 9,1 \text{ MJ/kg}$) zu beobachten.

Aus dem Brennstoff-Massenstrom und der Schüttdichte (vgl. Tabelle A.7, S. 217) lässt sich der Brennstoff-Volumenstrom ermitteln, der vor allem für die Brennstofflogistik eine wichtige Größe ist.

4 Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen

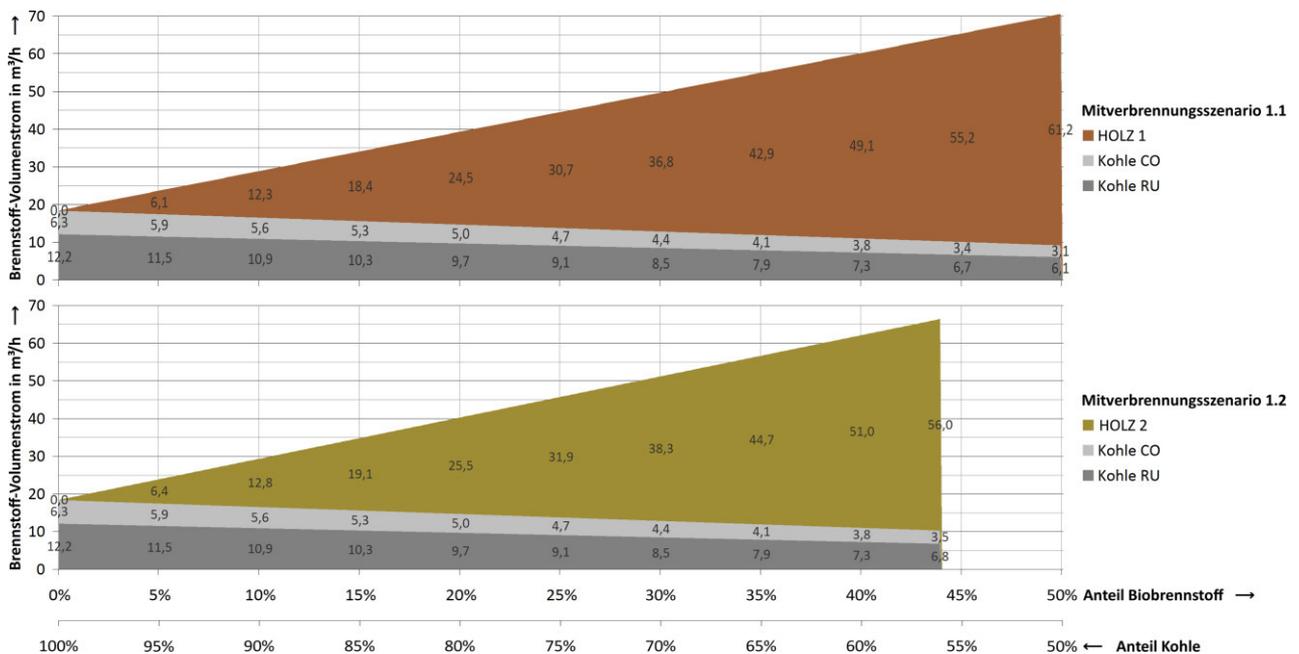


Abb. 4.6. Veränderung der Brennstoff-Volumenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen (HOLZ 1 und HOLZ 2)

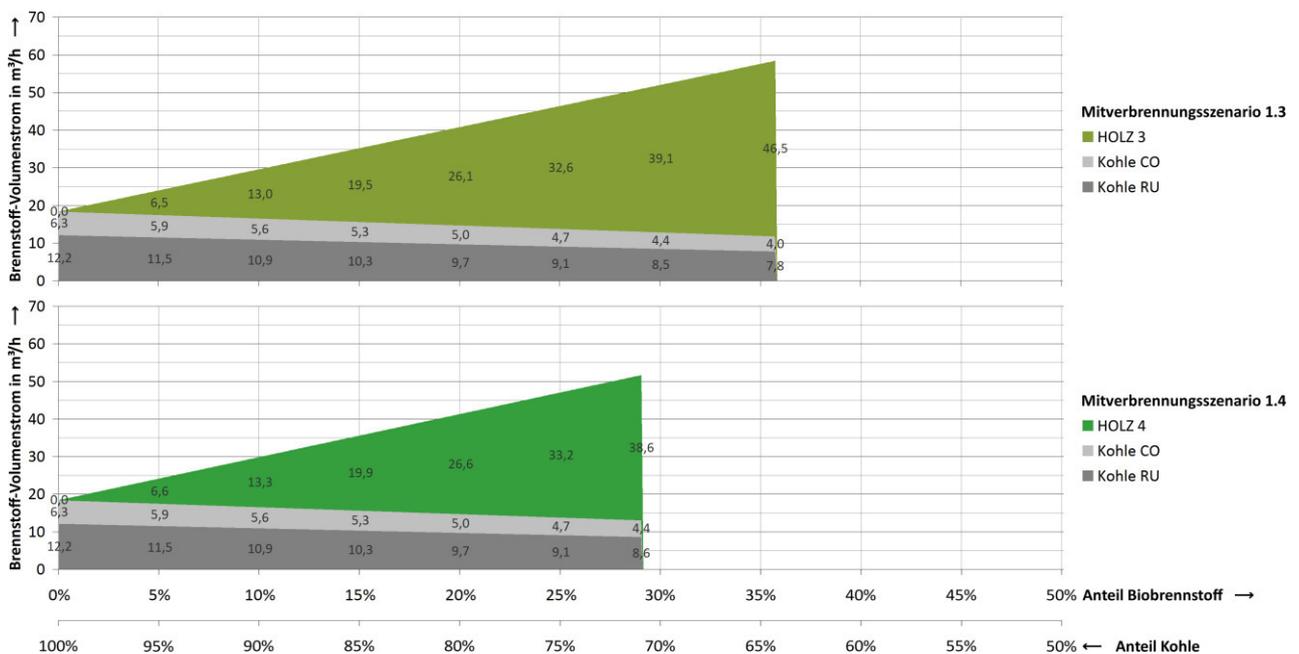


Abb. 4.7. Veränderung der Brennstoff-Volumenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen (HOLZ 3 und HOLZ 4)

Um den fossilen Regelbrennstoff Steinkohle zu substituieren, ist ein vergleichsweise großer Brennstoff-Volumenstrom erforderlich. Der Volumenstrom steigt in Mitverbrennungsszenario 1.4 mit dem niederkalorischen Sekundärbrennstoff HOLZ 4 ($w = 45$ Gew.-%, $H_u = 9,1$ MJ/kg) stärker an als in Mitverbrennungsszenario 1.1 mit dem höher kalorischen Sekundärbrennstoff HOLZ 1 ($w = 20$ Gew.-%, $H_u = 14,3$ MJ/kg). Die erhebliche Volumenzunahme ist im Wesentlichen mit der verhältnismäßig geringen Schüttdichte der Sekundärbrennstoffe zu begründen, wohingegen der Wassergehalt einen eher geringen Einfluss hat.

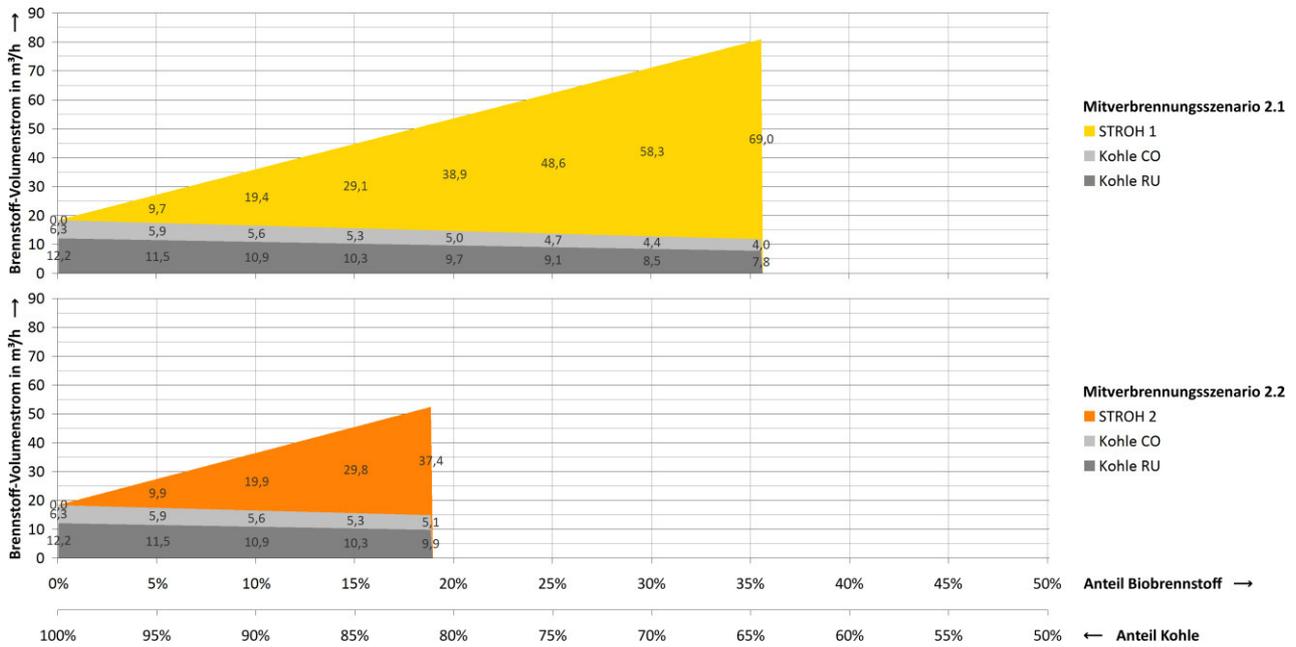


Abb. 4.8. Veränderung der Brennstoff-Volumenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen

Beim Einsatz von naturbelassenem Weizenstroh nehmen die Brennstoff-Volumenströme ebenfalls zu. Im Gegensatz zu den Holzbrennstoffen ist der Anstieg in Mitverbrennungsszenario 2.1 mit dem niederkalorischen Sekundärbrennstoff STROH 1 ($H_u = 15,2 \text{ MJ/kg}$) geringer als in Mitverbrennungsszenario 2.2 mit dem höher kalorischen Sekundärbrennstoff STROH 2 ($H_u = 16,7 \text{ MJ/kg}$). Dieses ist im Wesentlichen auf den geringen Unterschied der Schüttdichten der beiden Sekundärbrennstoffe zurückzuführen (vgl. Tabelle A.7, S. 217).

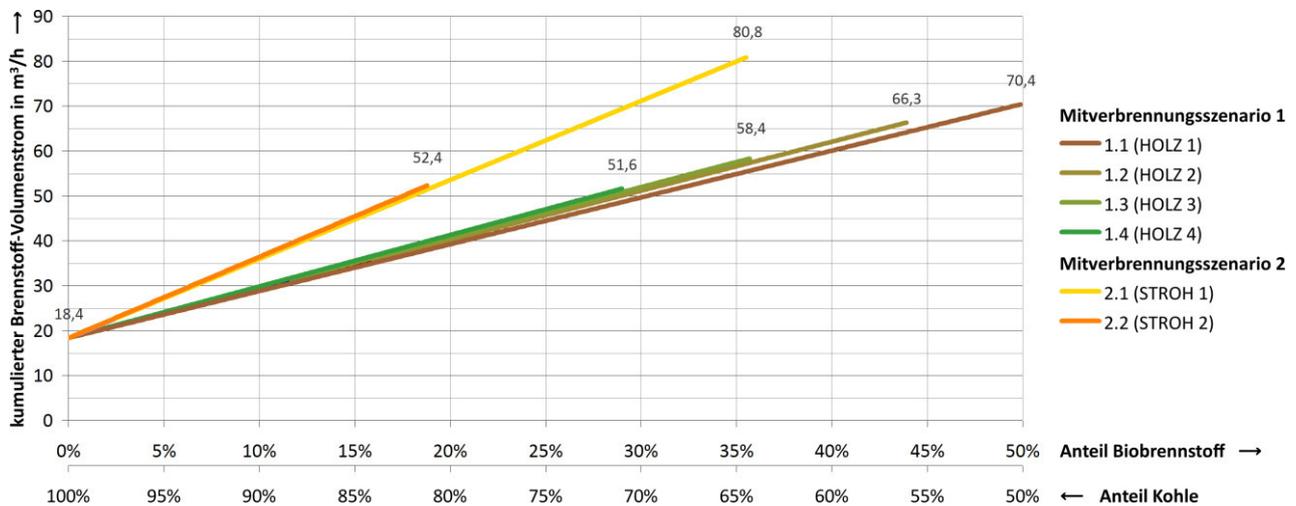


Abb. 4.9. Veränderung der Brennstoff-Volumenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

In allen Mitverbrennungsszenarien steigen die Brennstoff-Volumenströme mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil. Der größte Volumenzuwachs ist in Mitverbrennungsszenario 2.2 mit dem naturbelassenen Weizenstroh (STROH 2) und der geringste Zuwachs in Mitverbrennungsszenario 1.1 mit dem getrockneten Holzbrennstoff (HOLZ 1) zu verzeichnen. Bei der Gegenüberstellung der Brennstoff-Volumenströme (Abb. 4.9, S. 105) wird deutlich, dass der Volumenzuwachs weniger

vom Wassergehalt und Heizwert des Biobrennstoffes abhängt als von der jeweiligen Brennstoffart. Bei Halmgutbrennstoffen ist gegenüber Holzbrennstoffen ein deutlich stärkerer Anstieg festzustellen. Mit steigendem Mitverbrennungsanteil nehmen sowohl die Brennstoff-Massenströme (vgl. Abb. 4.5, S. 103) als auch die Brennstoff-Volumenströme (vgl. Abb. 4.9, S. 105) deutlich zu. Im Falle des Heizkraftwerkes Flensburg ist die Kapazität der vorhandenen Förderorgane zur Brennstoffzufuhr bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen deutlich unzureichend und muss daher erweitert sowie den Anforderungen des jeweiligen Biobrennstoffes entsprechend angepasst werden. Beim Einsatz von Halmgutbrennstoffen stellt die Bewältigung großer Brennstoffströme im Zusammenhang mit der Steigerung des Mitverbrennungsanteiles sowohl in verfahrenstechnischer als auch in logistischer Hinsicht eine Herausforderung dar.

Verbrennungsluft

Verbrennungsluft wird mithilfe von Gebläsen in den Brennraum befördert. Im Falle des Heizkraftwerkes Flensburg ist bei der Monoverbrennung des fossilen Regelbrennstoffes bei einem Luftverhältnis von $\lambda = 1,25$ ein Verbrennungsluftstrom von insgesamt 136 886 Nm³/h unter Volllast erforderlich (vgl. Abb. 4.10, S. 106). Diese Menge setzt sich zusammen aus:

- 50 000 Nm³/h Primärluft (konstant),
- 40 000 Nm³/h Sekundärluft (variabel),
- 28 000 Nm³/h Mühlenluft (konstant),
- 12 000 Nm³/h FBK-Luft (konstant) und
- 6886 Nm³/h restliche Lüfte (konstant).

Der Biobrennstoff wird pneumatisch über Rohrleitungen in den Brennraum befördert. Das Förderluft-Gebläse erzeugt einen gleichbleibenden Luftstrom von 4000 Nm³/h. Gesetzt den Fall, dass kein Sekundärbrennstoff zum Einsatz kommt, wird es abgeschaltet. Bei gleichbleibender Last wird die Verbrennungsluftmenge ausschließlich über das Sekundärluft-Gebläse reguliert, dessen Förderkapazität 60 000 Nm³/h beträgt. Alle anderen Verbrennungslüfte sind konstant.

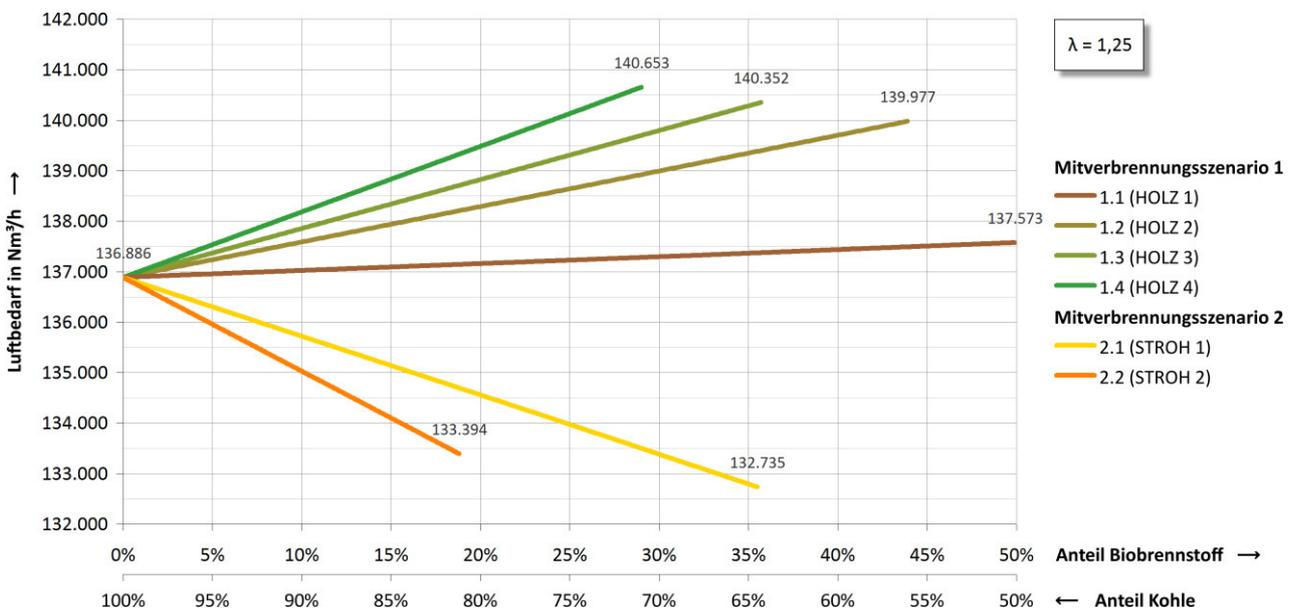


Abb. 4.10. Veränderung des Luftbedarfes ($\lambda = 1,25$) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Hinsichtlich des erforderlichen Verbrennungsluftstromes sind zwischen den jeweiligen Brennstoffarten klare Unterschiede zu erkennen. Der Luftbedarf nimmt bei Holzbrennstoffen mit steigendem Mitverbrennungsanteil und zunehmendem Wassergehalt im Brennstoff zu, wohingegen dieser bei Halmgutbrennstoffen mit steigendem Mitverbrennungsanteil abnimmt. Dieses ist damit zu begründen, dass der Luftbedarf von der chemischen Brennstoff-Zusammensetzung des jeweiligen Brennstoffes abhängig ist (siehe Kap. 3.3.3, S. 73 und Kap. 3.3.4, S. 74). Bei der Mitverbrennung verhältnismäßig feuchter Holzbrennstoffe steigt der Luftbedarf mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil. Im Falle des Heizkraftwerkes Flensburg übersteigt der Luftbedarf bei einem Luftverhältnis von $\lambda = 1,25$ die maximale Förderluftmenge der Gebläse von 156 610 Nm³/h nicht. Die Kapazität der vorhandenen Verbrennungsluftgebläse ist gerade noch ausreichend. Bei einer Steigerung des Luftverhältnisses würden die Verbrennungsluftgebläse jedoch an ihre Kapazitätsgrenzen stoßen.

Kalkstein

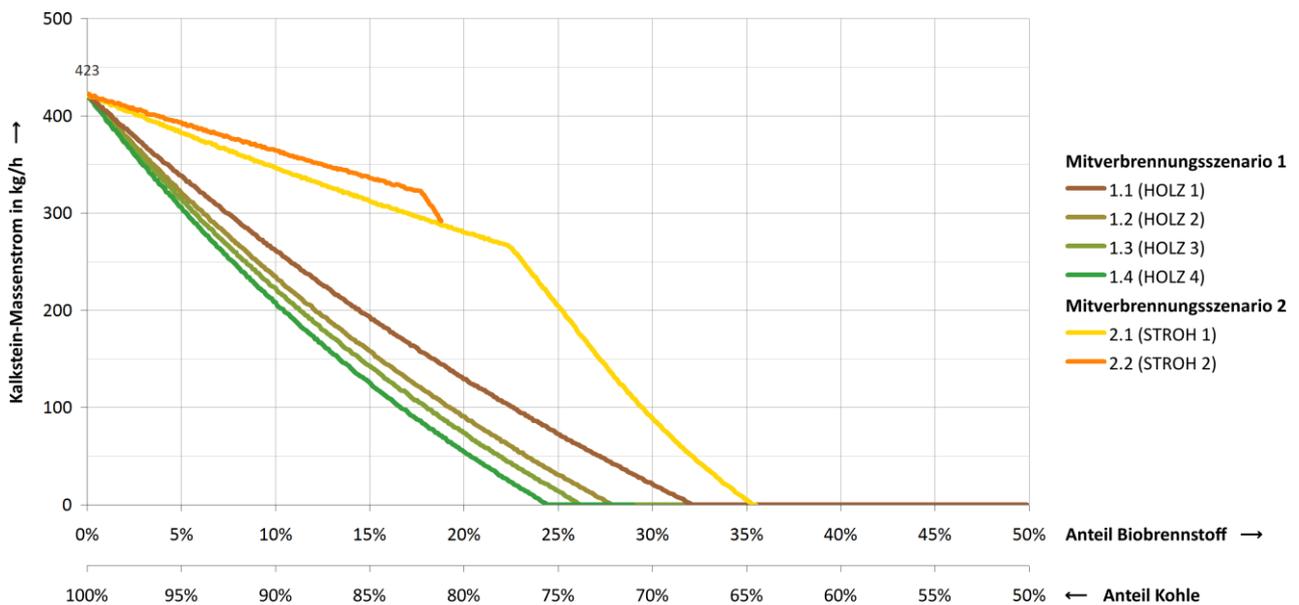


Abb. 4.11. Veränderung der Kalkstein-Massenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Kalkstein wird zur Schadstoffeinbindung im Trockenadditivverfahren genutzt (siehe Kap. 2.4.1, S. 29). Der Bedarf ist in den jeweiligen Mitverbrennungsszenarien recht unterschiedlich und hängt im Wesentlichen von der Brennstoffart bzw. -zusammensetzung ab. Vor allem bei Halmgutbrennstoffen wird deutlich mehr Kalkstein benötigt als bei Holzbrennstoffen. Dieses ist vor allem auf den höheren Schwefel- und Chlorgehalt im Brennstoff zurückzuführen. Mit steigendem Mitverbrennungsanteil nimmt in allen Mitverbrennungsszenarien die erforderliche Menge an Kalkstein ab. Die Kalkstein-Zugabe wird mit Ausnahme von Mitverbrennungsszenario 2.2 bei hohen Mitverbrennungsanteilen vollständig zurückgefahren. Obwohl durch die Zugabe von Kalkstein das Rauchgas entschwefelt und die Gefahr der Agglomeration des Umlaufmaterials vermindert wird (siehe Kap. 2.2.4, S. 17), sind alle Kalkstein-Massenströme mit steigendem Mitverbrennungsanteil rückgängig. Dieses ist damit zu begründen, dass ein möglichst großes molares Schwefel-Chlor-Verhältnis angestrebt wird. Auf die Hintergründe, weshalb eine Reduzierung des Kalkstein-Massenstromes zum Erhalt eines großen molaren Schwefel-Chlor-Verhältnisses erforderlich ist, wird noch im weiteren Verlauf dieser Abhandlung eingegangen (siehe Kap. 4.2.2, S. 116 und Kap. 4.3.1, S. 134). Bei der

4 Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen

Mitverbrennung von Biobrennstoffen sinkt der Bedarf an Kalkstein mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil. Im Falle des Heizkraftwerkes Flensburg ist die Kapazität der vorhandenen Förderorgane zum Eintrag des Kalksteines in den Brennraum ausreichend.

Sorbenzien

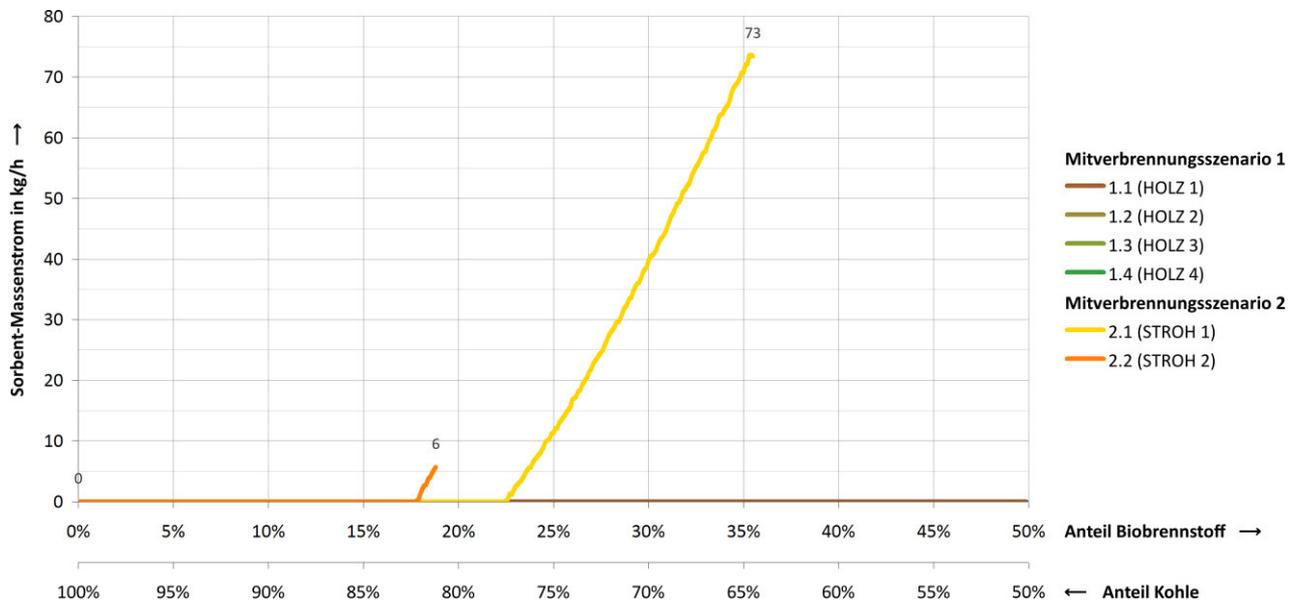


Abb. 4.12. Veränderung der Sorbens-Massenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Zur absorptiven Rauchgasreinigung wird Natriumhydrogencarbonat eingesetzt (siehe Kap. 2.4.3, S. 35). Das Absorbens ist erforderlich, um bei der Mitverbrennung größerer Mengen Halmgutbrennstoffe den vom Gesetzgeber geforderten Mindestschwefelabscheidegrad einzuhalten (vgl. Abb. 4.40, S. 135). Im Gegensatz dazu kann bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen auf den Einsatz eines Absorbens verzichtet werden. Auf die Hintergründe wird noch im weiteren Verlauf dieser Abhandlung eingegangen (siehe Kap. 4.2.2, S. 116 und Kap. 4.3.1, S. 134). Bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen steigt der Bedarf an Sorbenzien mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil. Die erforderlichen Massenströme sind jedoch verhältnismäßig klein. Beim Einsatz von Holzbrennstoffen sind keine Sorbenzien erforderlich. Im Falle des Heizkraftwerkes Flensburg ist die Kapazität der vorhandenen Förderorgane zum Eintrag des Absorbens ausreichend.

Quarzsand

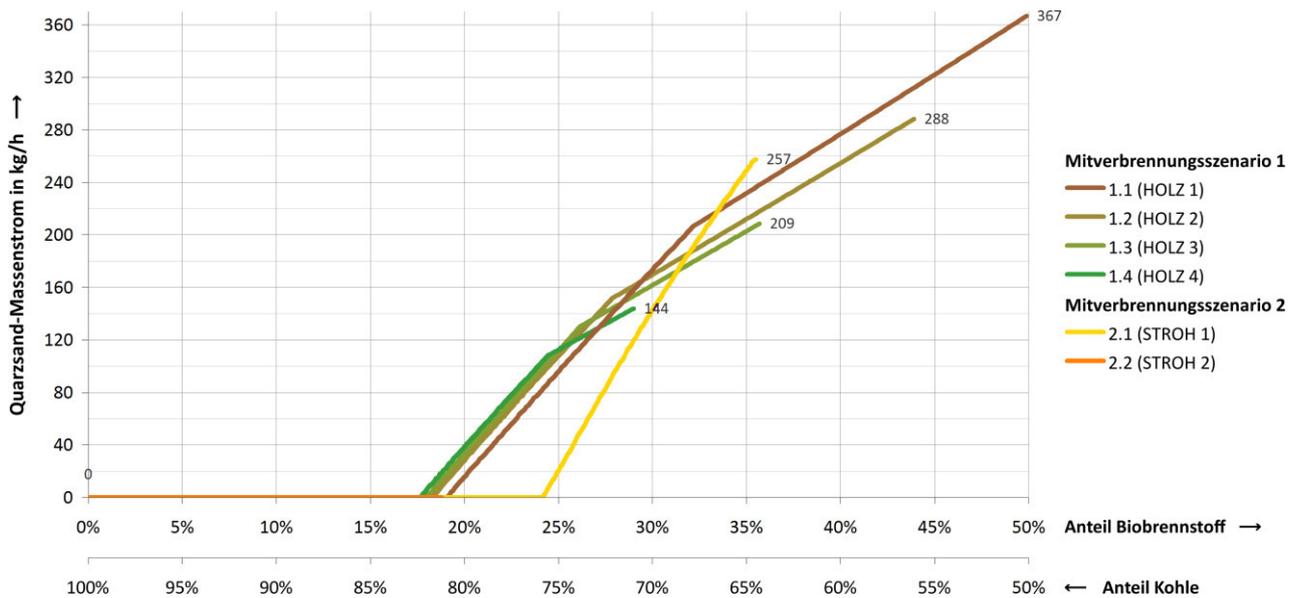


Abb. 4.13. Veränderung der Quarzsand-Massenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Die eingesetzten Biobrennstoffe enthalten im Vergleich zum fossilen Regelbrennstoff weniger Brennstoffasche. Je weniger Brennstoffasche mit dem Brennstoff eingebracht wird, desto mehr Quarzsand ist erforderlich, um fehlendes Umlaufmaterial auszugleichen (siehe Kap. 2.1.3, S. 12). In Mitverbrennungsszenario 1.4 mit dem verhältnismäßig feuchten, naturbelassenen Holzbrennstoff (HOLZ 4) ist der Anteil des Biobrennstoffes am Brennstoff-Massenstrom vergleichsweise groß (vgl. Abb. 4.3, S. 102). Dadurch wird wenig Brennstoffasche mit dem Biobrennstoff eingebracht. Demzufolge ist der Bedarf an Quarzsand am größten. Im Gegensatz dazu ist der Bedarf an Quarzsand in Mitverbrennungsszenario 2.1 mit dem naturbelassenen Halmgutbrennstoff (STROH 1), der verhältnismäßig viel Brennstoffasche mit sich führt, vergleichsweise gering. In Mitverbrennungsszenario 2.1 mit dem naturbelassenen Halmgutbrennstoff (STROH 2) kommt aufgrund des geringen maximalen Mitverbrennungsanteiles zu wenig Biobrennstoff zum Einsatz, als dass eine Zugabe von Quarzsand überhaupt erforderlich wäre. Auf die Hintergründe, weshalb fehlendes Umlaufmaterial durch Quarzsand ausgeglichen werden muss, wird noch im weiteren Verlauf dieser Abhandlung eingegangen (siehe Kap. 4.2.1, S. 111). Bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen steigt der Bedarf an Quarzsand mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil. Im Falle des Heizkraftwerkes Flensburg ist die Kapazität der vorhandenen Förderorgane zum Eintrag des Quarzsandes in den Brennraum ausreichend.

Reingas

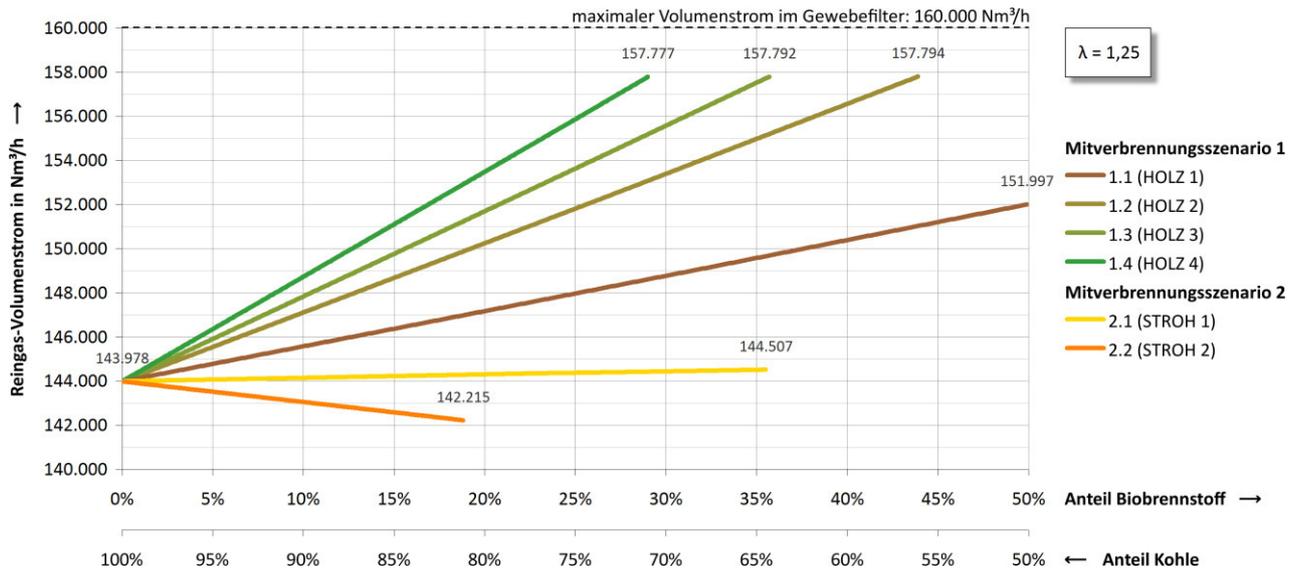


Abb. 4.14. Veränderung der Reingas-Volumenströme ($\lambda = 1,25$) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Bei der Gegenüberstellung der Reingas-Volumenströme sind zwischen den jeweiligen Biobrennstoffen deutliche Unterschiede zu erkennen (Abb. 4.14, S. 110). Bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen steigen mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil die Reingas-Volumenströme. Zudem hängt der Volumenstrom stark vom Wassergehalt im Brennstoff ab. Je höher der Wassergehalt ist, desto größer ist auch der Reingas-Volumenstrom. Im Gegensatz dazu sind bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen die Reingas-Volumenströme annähernd gleichbleibend (Mitverbrennungsszenario 2.1) oder rückgängig (Mitverbrennungsszenario 2.2). Die deutlichen Unterschiede zwischen den jeweiligen Biobrennstoffen hinsichtlich der erzeugten Reingas-Volumenströme sind zum einen auf den jeweils unterschiedlich hohen Luftbedarf (vgl. Abb. 4.10, S. 106) und zum anderen auf die verschiedenen Reingas-Zusammensetzungen zurückzuführen. In der nachfolgenden Abb. 4.15 wird am Beispiel von Mitverbrennungsszenario 1.4 mit einem Holzbrennstoff (HOLZ 4) und Mitverbrennungsszenario 2.2 mit einem Halmgutbrennstoff (STROH 2) die Veränderung der Reingas-Zusammensetzung in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil veranschaulicht.

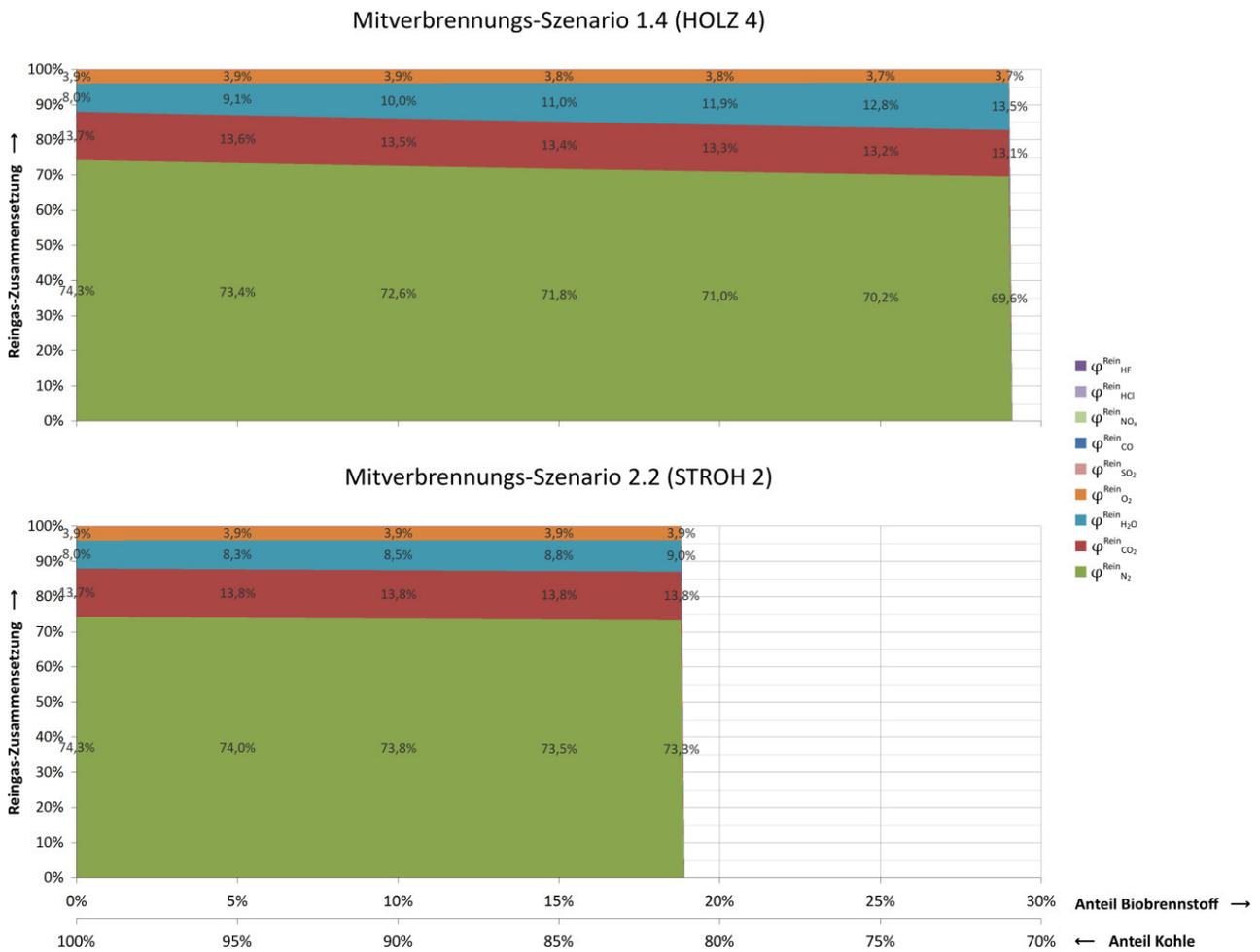


Abb. 4.15. Veränderung der Reingas-Zusammensetzung in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil am Beispiel der Mitverbrennung eines Holzbrennstoffes (HOLZ 4) (oben) und eines Halmgutbrennstoffes (STROH 2) (unten)

In den dargestellten Mitverbrennungsszenarien nimmt die Rauchgasfeuchte mit steigendem Mitverbrennungsanteil zu. Beim Einsatz des Holzbrennstoffes entsteht jedoch wesentlich mehr Wasserdampf als beim Einsatz des Halmgutbrennstoffes. Dieses ist auf den deutlich höheren Wassergehalt im Biobrennstoff zurückzuführen. Bei der Mitverbrennung verhältnismäßig feuchter Holzbrennstoffe steigen die Reingas-Volumenströme (vgl. Abb. 4.14, S. 110) mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil. Im Falle des Heizkraftwerkes Flensburg ist die Aufnahmekapazität des Gewebefilters (max. 160 000 Nm³/h) bei einem Luftverhältnis von $\lambda = 1,25$ gerade noch ausreichend (vgl. Abb. 4.14, S. 110). Bei einer geringfügigen Steigerung des Luftverhältnisses würde die Aufnahmekapazität jedoch nicht mehr ausreichen. Beim Einsatz verhältnismäßig feuchter Halmgutbrennstoffe stellt im Zusammenhang mit der Steigerung des Mitverbrennungsanteiles die Bewältigung großer Reingas-Volumenströme eine technische Herausforderung dar.

Flug- und Grobasche

Für den zur Funktion einer ZWSF erforderlichen Wärmetransport von der Rauchgasseite zum Wasser-Dampf-Kreislauf muss sich im Ascheumlauf ausreichend Material in geeigneter Qualität befinden (siehe Kap. 2.1.3, S. 12). Langfristig wird so viel Flug- und Grobasche ausgetragen, wie an neuem Material (Brennstoffasche, Quarzsand, Kalkstein etc.) in den Prozess hinzukommt.

4 Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen

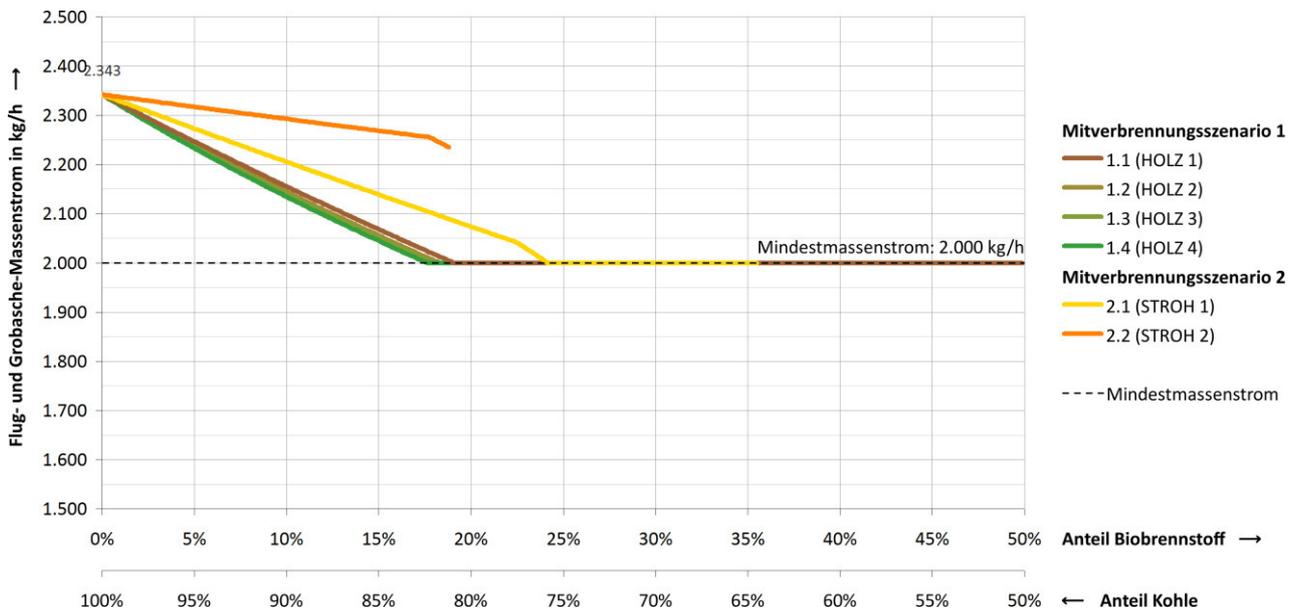


Abb. 4.16. Veränderung der Flug- und Grobasche-Massenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Das im Ascheumlauf befindliche Umlaufmaterial zerfällt durch Abrieb und wird in Form von Flug- und Grobasche ausgetragen. Im Falle des Heizkraftwerkes Flensburg wird angenommen, dass zum Ausgleich des ausgetragenen Flug- und Grobasche-Massenstromes bzw. zur Aufrechterhaltung der Umlaufmenge stetig mindestens 2000 kg/h an neuem Material (Mindestmassenstrom) erforderlich sind, wofür die Zugabe von Brennstoffasche und Kalkstein in der Regel ausreichend ist. Gesetzt den Fall, dass insgesamt zu wenig Material zugeführt wird, muss zur Aufrechterhaltung der erforderlichen Umlaufmenge der Massenstrom durch Zugabe von Quarzsand ergänzt werden.

Die in den Mitverbrennungsszenarien betrachteten Biobrennstoffe enthalten gegenüber dem fossilen Regelbrennstoff Steinkohle deutlich weniger Brennstoffasche (vgl. Tabelle A.7, S. 217). Folglich wird bei steigendem Mitverbrennungsanteil weniger Brennstoffasche zugeführt. Zudem sind auch die Mengen an zugeführtem Kalkstein rückläufig (vgl. Abb. 4.11, S. 107). Um den stetigen Verlust an Umlaufmaterial durch neues Material auszugleichen, muss daher der Massenstrom bei höheren Mitverbrennungsanteilen durch die Zugabe von Quarzsand auf mindestens 2000 kg/h (Mindestmassenstrom) gesteigert werden (vgl. Abb. 4.13, S. 109). Bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen sind die Flug- und Grobasche-Massenströme mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil rückgängig. Im Falle des Heizkraftwerkes Flensburg ist die Kapazität der vorhandenen Förderorgane zum Aus- trag der Flug- und Grobasche ausreichend.

Die in den Mitverbrennungsszenarien eingesetzten Biobrennstoffe enthalten im Vergleich zum fossilen Regelbrennstoff nicht nur weniger Brennstoffasche, sondern auch weniger grobe, mineralische Verunreinigungen (vgl. Kaltschmitt et al., 2009, S. 444). Dieser „Ballast“ trägt jedoch zur Aufrechterhaltung des Umlaufmaterials bei und ist für den Aschehaushalt von großer Bedeutung. Da die Aschen von Biobrennstoffen in ihrer Konsistenz poröser als die Asche von Steinkohle sind (vgl. van Loo & Koppejan, 2008, S. 235 ff.), ist davon auszugehen, dass das im Ascheumlauf befindliche Material bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle schneller zerfällt. Partikel unterhalb des Grenzkorndurchmessers tragen nicht zur Entstehung von Umlaufmaterial bei, da diese im Zyklonabscheider mit dem Rauchgas ausgetragen werden (vgl. Kap. 2.1.3, S. 12). Demzufolge ist anzunehmen, dass bei der Mitverbrennung größerer Mengen an

Biobrennstoffen insgesamt weniger Umlaufmaterial aus Brennstoffasche neu gebildet wird, was sich voraussichtlich nachteilig auf den Wärmetransport auswirken wird und sich als eine Herausforderung bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen erweisen kann. Zur weiteren Untersuchung der Zusammenhänge sind praktische Versuche erforderlich.

Am Beispiel des Mitverbrennungsszenarios 1.4 mit einem Holzbrennstoff (HOLZ 4) und des Mitverbrennungsszenarios 2.2 mit einem Halmgutbrennstoff (STROH 2) wird dargestellt, wie sich die Zusammensetzung der Flug- und Grobasche durch die Mitverbrennung von Biobrennstoffen verändert (vgl. Abb. 4.17, S. 113), was ebenfalls Rückschlüsse auf Veränderungen der Zusammensetzung von Umlaufaschen ermöglicht.

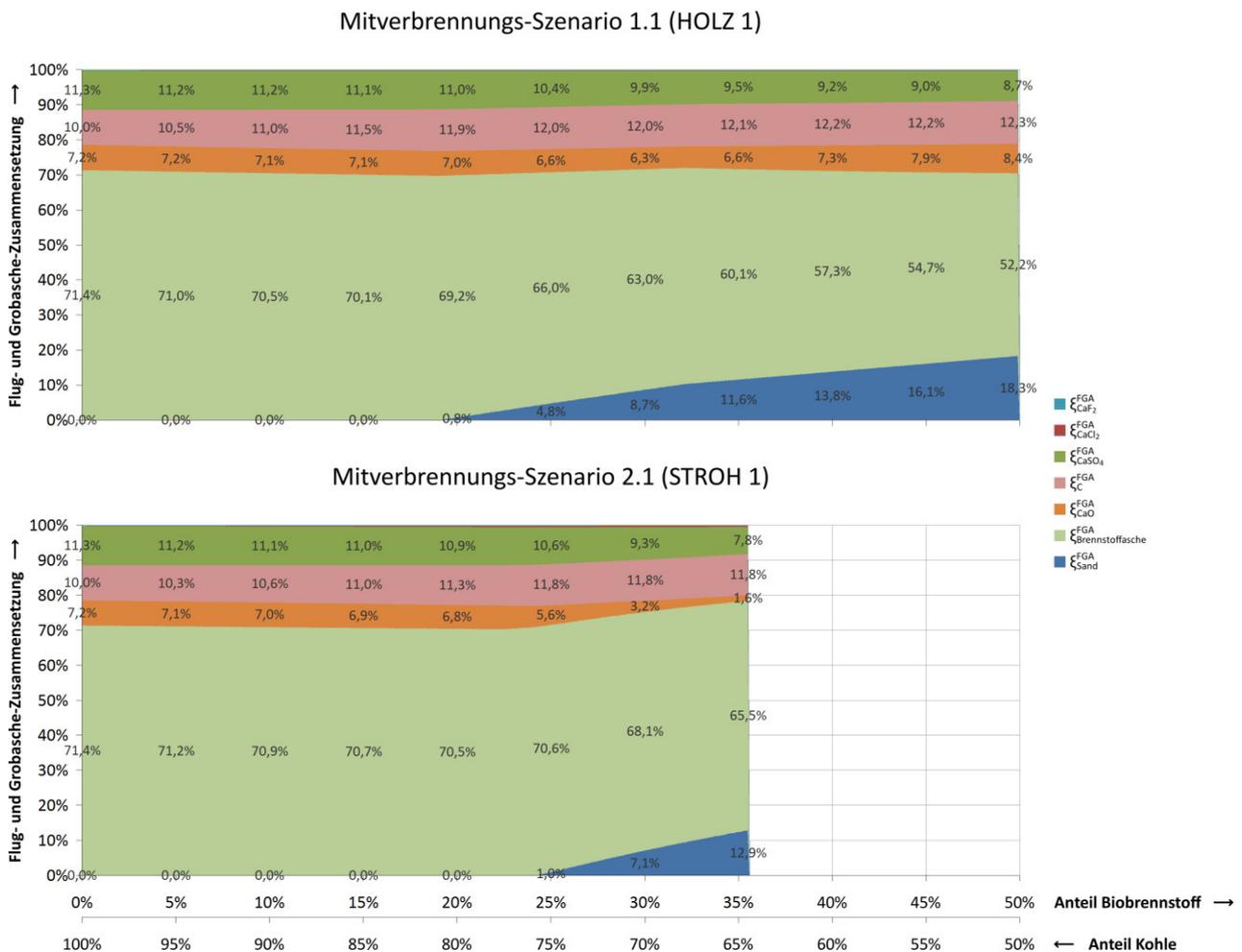


Abb. 4.17. Veränderung der Zusammensetzung von Flug- und Grobasche in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil am Beispiel der Mitverbrennung eines Holzbrennstoffes (HOLZ 1) (oben) und eines Halmgutbrennstoffes (STROH 1) (unten)

Durch die Mitverbrennung von Biobrennstoffen verändert sich die Zusammensetzung der Flug- und Grobasche deutlich. Beim Einsatz größerer Mengen Biobrennstoffe steigt der Bedarf an Quarzsand (vgl. Abb. 4.13, S. 109) zum Ausgleich fehlenden Umlaufmaterials, wohingegen die Kalkstein-Massenströme rückgängig sind (vgl. Abb. 4.11, S. 107). Obwohl durch die Zugabe von Kalkstein die Gefahr der Agglomeration des Umlaufmaterials gesenkt wird (siehe Kap. 2.2.4, S. 17), muss zur Aufrechterhaltung eines hohen molaren Schwefel-Chlor-Verhältnisses der Kalkstein-Massenstrom

verringert werden. Auf die Hintergründe wird noch im weiteren Verlauf dieser Abhandlung eingegangen (siehe Kap. 4.2.2, S. 116 und Kap. 4.3.1, S. 134). Die Veränderung der Massenanteile von Quarzsand und Kalkstein wirkt sich auch auf die Konzentration anderer Bestandteile der Flug- und Grobasche aus. Ein besonderes Augenmerk ist auf Kalium und Magnesium zu richten, da diese Elemente nachteilige Auswirkungen auf das Ascheschmelzverhalten haben können (siehe Kap. 2.5.3, S. 46). Im folgenden Beispiel wird der Gehalt an Kalium in der Flug- und Grobasche dargestellt (Abb. 4.18, S. 114). Das Element ist in größeren Mengen in den Brennstoffaschen der betrachteten Biobrennstoffe enthalten (vgl. Tabelle A.7, S. 217).

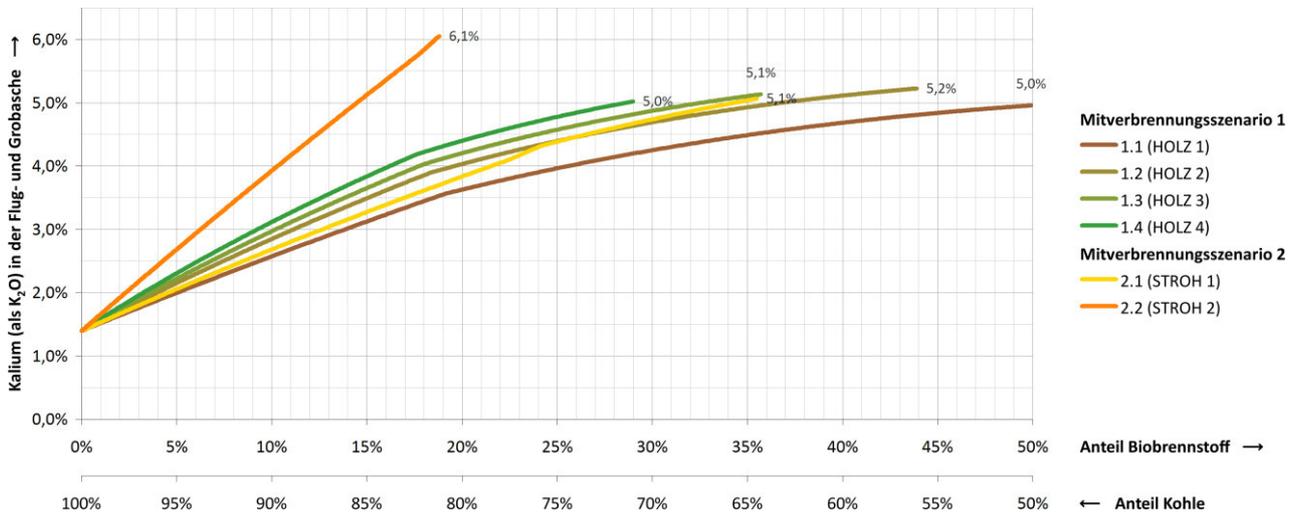


Abb. 4.18. Veränderung der Kalium-Konzentration (berechnet als K₂O) in der Flug- und Grobasche in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil reichert sich das Element Kalium in der Bett- und Umlaufasche und infolgedessen auch in der Flug- und Grobasche an. Die Kalium-Konzentration ist bei der Mitverbrennung alkalireicher Halmgutbrennstoffe (STROH 2) deutlich höher als bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen. Ein hoher Gehalt an Alkalien im Brennstoff kann zu schwerwiegenden Betriebsstörungen führen (vgl. Livingston, 2007, S. 33 f.; NETBIOCOF, 2006, S. 77 ff.; Sørensen, 2001, S. 106). Kalium bildet zusammen mit Quarz niedrigschmelzende Silikate, was die Ursache für schicht-induzierte Agglomeration des Umlaufmaterials ist (siehe Kap. 2.2.4, S. 17). Zudem können sich Alkalien im Umlaufmaterial sowie in der Flug- und Grobasche nachteilig auf das Ascheschmelzverhalten auswirken. Aus diesem Grund ist bei erhöhtem Mitverbrennungsanteil eine regelmäßige Untersuchung der chemischen Zusammensetzung der Aschen anzuraten. Es empfiehlt sich, das Umlaufmaterial bei einer Konzentration von wasserlöslichem Kalium > 2000 mg/kg zu verdünnen (vgl. NETBIOCOF, 2006, S. 80-81). Um den Siliciumgehalt im Umlaufmaterial nicht zu steigern, sollte zu diesem Zweck jedoch kein Quarzsand verwendet werden. Stattdessen können Fremdaschen genutzt werden, die weniger Siliciumdioxid enthalten. Da beim Einsatz alkalireicher Biobrennstoffe das Gefährdungspotenzial durch Verschlackung, Chlor-Korrosion und Agglomeration des Umlaufmaterials zunimmt, kann sich die Mitverbrennung insbesondere von Halmgutbrennstoffen als eine Herausforderung erweisen.

Gewebefilterasche

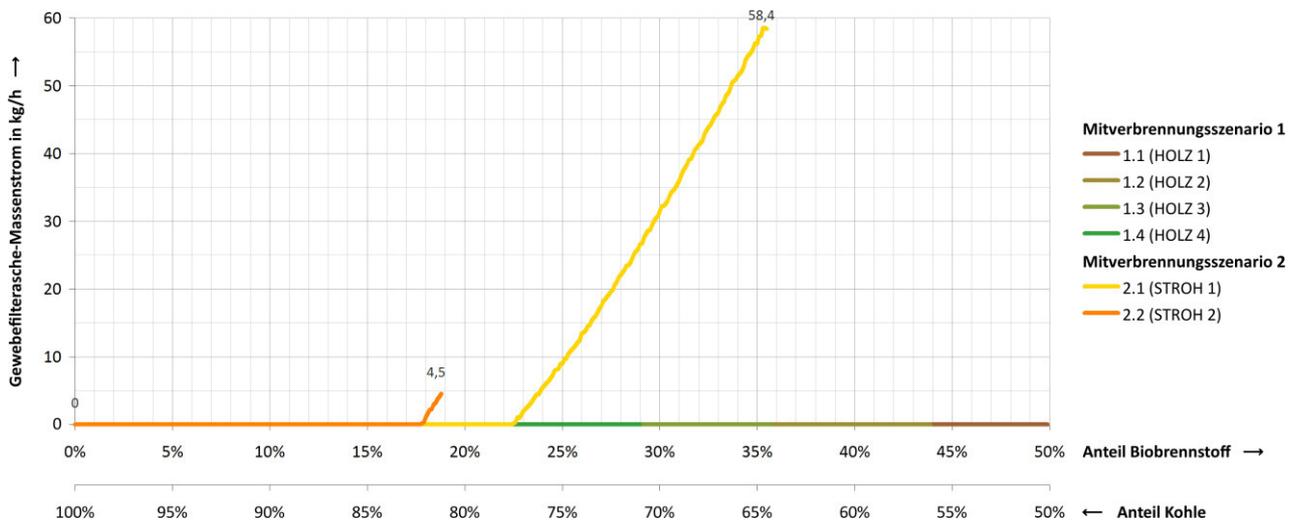


Abb. 4.19. Veränderung der Gewebefilterasche-Massenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Sofern bei der Monoverbrennung des fossilen Regelbrennstoffes Steinkohle sowie der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen zur Rauchgasentstaubung ein Elektrofilter genutzt wird, ist die Rauchgasreinigung mithilfe eines Gewebefilters nicht zwingend erforderlich. Folglich wird in diesen Szenarien kein Absorbens benötigt (vgl. Abb. 4.12, S. 108). Dementsprechend fällt auch keine Gewebefilterasche an. Im Gegensatz dazu bietet sich bei der Mitverbrennung größerer Mengen Halmgutbrennstoffe der Einsatz eines Gewebefilters an, um Schadstoffe durch Trockensorption abzuscheiden. Dabei fallen geringe Mengen an Gewebefilterasche an. Auf die Hintergründe, weshalb bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen nicht auf den Einsatz eines Gewebefilters verzichtet werden kann, wird noch im weiteren Verlauf dieser Abhandlung eingegangen (siehe Kap. 4.3.1, S. 134). Bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen steigen die Gewebefilterasche-Massenströme mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil. Die Massenströme sind jedoch verhältnismäßig klein. Im Falle des Heizkraftwerkes Flensburg ist die Kapazität der vorhandenen Förderorgane zum Austrag der Gewebefilterasche ausreichend.

4.2.2 Verfahrenstechnische Kennzahlen

Molares Schwefel-Chlor-Verhältnis

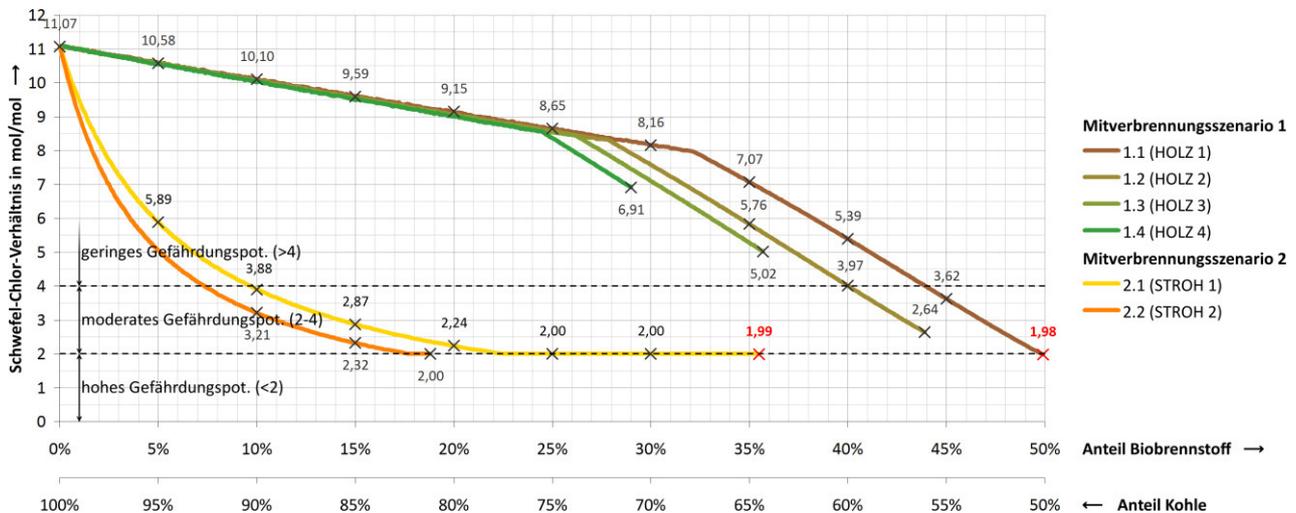


Abb. 4.20. Veränderung des molaren Schwefel-Chlor-Verhältnisses im Rohgas in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Das molare Schwefel-Chlor-Verhältnis dient als Indikator zur Beurteilung des Gefährdungspotenzials durch Hochtemperatur-Chlorkorrosion. Es sollte zum Schutz des Dampferzeugers möglichst hoch sein (siehe Kap. 3.8.5, S. 91). Der Schwefel- und Chlorgehalt im Brennstoff ist für das Verhältnis ausschlaggebend. Durch die Zugabe von Kalkstein werden sowohl Schwefel als auch Chlor gebunden (siehe Kap. 2.4.1, S. 29). Da die Einbindung von Schwefel (vgl. Abb. 3.3, S. 70) effektiver als die Einbindung von Chlor (vgl. Abb. 3.4, S. 71) ist, sinkt das molare Schwefel-Chlor-Verhältnis mit zunehmender Kalkmenge.

Hinsichtlich des molaren Schwefel-Chlor-Verhältnisses sind zwischen den jeweiligen Biobrennstoffarten deutliche Unterschiede zu erkennen. Obwohl im Referenzszenario große Mengen Kalkstein hinzugegeben werden, ist das molare Schwefel-Chlor-Verhältnis außerordentlich hoch. Dieses ist damit zu begründen, dass der Schwefelgehalt im fossilen Regelbrennstoff deutlich höher ist als der Chlorgehalt (vgl. Tabelle A.7, S. 217). Daher ist bei der Monoverbrennung von Steinkohle das Gefährdungspotenzial durch Hochtemperatur-Chlorkorrosion als gering einzustufen.

In allen Mitverbrennungsszenarien sinkt das molare Schwefel-Chlor-Verhältnis mit steigendem Mitverbrennungsanteil. Es fällt in Mitverbrennungsszenario 2.1 mit einem Halmgutbrennstoff (STROH 1) bei 35,5 % der Feuerungswärmeleistung und in Mitverbrennungsszenario 1.1 mit einem Holzbrennstoff (HOLZ 1) bei 49,9 % der Feuerungswärmeleistung unter einen kritischen Wert (vgl. Tabelle 4.3, S. 141). Da im physikalisch-mathematischen Modell ein Schwefel-Chlor-Verhältnis ≤ 2 als Abbruchkriterium definiert ist (siehe Kap. 4.1.3, S. 100), können die Mengen der Biobrennstoffe nicht weiter gesteigert werden. In Abb. 4.20 (S. 116) sind die Punkte, an denen es zum Abbruch kommt, rot markiert.

Die betrachteten Holzbrennstoffe enthalten mehr Schwefel als Chlor. Zudem sind in den Brennstoffaschen große Mengen Calciumoxid enthalten (vgl. Tabelle A.7, S. 217). Dieses trägt zur Eigeneinbindung von Schadstoffen bei (siehe Kap. 3.3.2, S. 69), was zufolge hat, dass das molare Schwefel-

Chlor-Verhältnis bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen stetig fällt, sogar noch, wenn die Zugabe von Kalkstein vollständig eingestellt ist (vgl. Abb. 4.11, S. 107).

Die betrachteten Halmgutbrennstoffe enthalten im Gegensatz zu den anderen Brennstoffen mehr Chlor als Schwefel (vgl. Tabelle A.7, S. 217). Bei der Steigerung des Mitverbrennungsanteiles macht sich dieses durch einen unmittelbaren Rückgang des molaren Schwefel-Chlor-Verhältnisses bis zum kritischen Wert von 2 bemerkbar (vgl. Abb. 4.20, S. 116). Um einen weiteren Rückgang unterhalb des kritischen Wertes zu vermeiden, wird der Kalkstein-Massenstrom reduziert (vgl. Abb. 4.11, S. 107), wodurch das molare Schwefel-Chlor-Verhältnis zunächst bei 2 stagniert. Sobald die Zugabe von Kalkstein vollständig eingestellt ist (vgl. Abb. 4.11, S. 107), fällt das Verhältnis zwangsläufig unter den kritischen Wert von 2. Die Menge an Halmgutbrennstoff kann daher nicht weiter gesteigert werden.

Bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen, insbesondere beim Einsatz von Halmgutbrennstoffen, besteht ein erhöhtes Gefährdungspotenzial durch Hochtemperatur-Chlorkorrosion. Um eine Schädigung der Anlage zu vermeiden, sollte das molare Schwefel-Chlor-Verhältnis im Rohgas keinesfalls den kritischen Wert von 2 unterschreiten. Zur Aufrechterhaltung eines molaren Schwefel-Chlor-Verhältnisses > 2 muss in allen Mitverbrennungsszenarien mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil die Zugabe von Kalkstein reduziert bzw. ab einem gewissen Mitverbrennungsanteil eingestellt werden (vgl. Abb. 4.11, S. 107). Um das molare Schwefel-Chlor-Verhältnis bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen zu steigern, bietet sich der Einsatz von Steinkohlen mit hohem Schwefelgehalt an. Um bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen die Emissionsgrenzwerte von Schwefeldioxid und Chlorwasserstoff nicht zu überschreiten bzw. den Mindestschwefelabscheidungsgrad einzuhalten, müssen saure Rauchgasbestandteile durch Trockensorption eingebunden werden, was den Einsatz eines Absorbens erfordert (vgl. Abb. 4.12, S. 108).

Alkali-Index

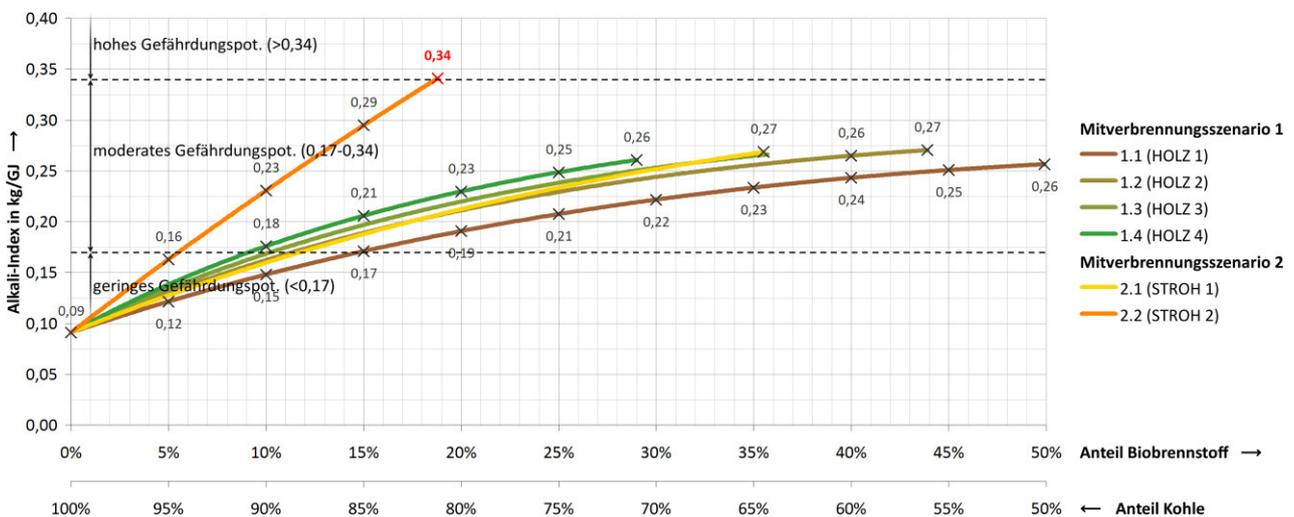


Abb. 4.21. Veränderung des Alkali-Index in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Der Alkali-Index dient als Indikator zur Beurteilung des Gefährdungspotenzials durch Verschmutzung, Hochtemperaturkorrosion, Verschlackung und Agglomeration des Umlaufmaterials (siehe Kap. 3.8.4, S. 91). Bei der Monoverbrennung des fossilen Regelbrennstoffes ist der Alkali-Index

verhältnismäßig niedrig (vgl. Abb. 4.21, S. 117). Das Gefährdungspotenzial ist daher als gering einzustufen. In allen Mitverbrennungsszenarien steigt der Alkali-Index mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil an. Beim Einsatz von Holzbrennstoffen (Mitverbrennungsszenarien 1.1 bis 1.4) sowie einem naturbelassenen Halmgutbrennstoff mit geringem Alkaligehalt (Mitverbrennungsszenario 2.1) erreichen die Werte ein moderates Niveau. Im Vergleich dazu wächst der Alkali-Index in Mitverbrennungsszenario 2.2 beim Einsatz des naturbelassenen Halmgutbrennstoffes STROH 2 mit hohem Alkaligehalt deutlich stärker an und überschreitet bei 18,8 % der Feuerungswärmeleistung den kritischen Wert (vgl. Tabelle 4.3, S. 141). Da im physikalisch-mathematischen Modell ein Alkali-Index $\geq 0,34$ kg/GJ als Abbruchkriterium definiert ist (siehe Kap. 4.1.3, S. 100), kann die Menge an Biobrennstoff nicht weiter gesteigert werden. In Abb. 4.21 (S. 117) ist der Punkt, an dem es zum Abbruch kommt, rot markiert.

Zur Gefährdungsbeurteilung empfiehlt es sich, den Alkali-Index im Zusammenhang mit der Konzentration an Chlorwasserstoff im Rohgas zu betrachten.

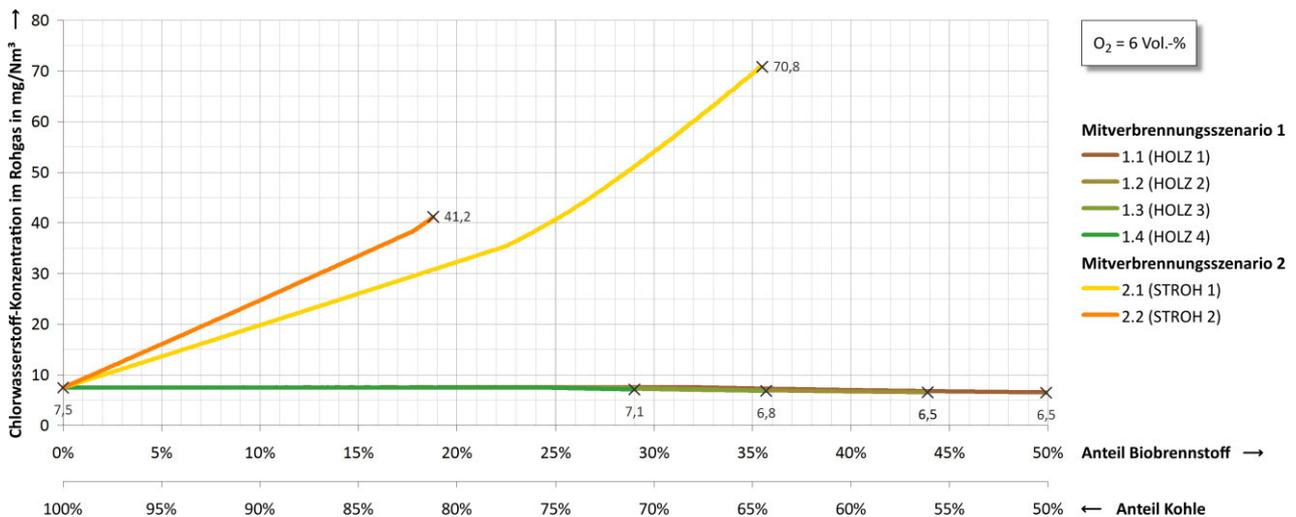


Abb. 4.22. Veränderung der Chlorwasserstoff-Massenkonzentration im Rohgas (6 Vol.-% Bezugssauerstoffgehalt) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Die Zugabe von Kalkstein (vgl. Abb. 4.11, S. 107) zur Schadstoffeinbindung im Brennraum (siehe Kap. 2.4.1, S. 29) wirkt sich direkt auf die Chlorwasserstoff-Konzentration im Rohgas aus. Infolgedessen sinkt die Konzentration an Chlorwasserstoff im Rohgas (siehe Kap. 3.3.2, S. 69). Um ein hohes molares Schwefel-Chlor-Verhältnis zu gewährleisten, muss die Zugabe von Kalkstein jedoch mit steigendem Mitverbrennungsanteil reduziert werden (siehe Kap. 4.2.2, S. 116). Die Chlorwasserstoff-Konzentration im Rohgas ist bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen (Mitverbrennungsszenarien 1.1 bis 1.4) nahezu konstant, wohingegen die Werte beim Einsatz von Halmgutbrennstoffen (Mitverbrennungsszenarien 2.1 bis 2.2) deutlich ansteigen. Dieses ist auf den hohen Chlorgehalt in den betrachteten Halmgutbrennstoffen zurückzuführen (vgl. Tabelle A.7, S. 217). Bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen (Mitverbrennungsszenarien 1.1 bis 1.4) steigt der Alkali-Index auf ein moderates Niveau (vgl. Abb. 4.21, S. 117). In Anbetracht der vergleichsweise geringen Chlorwasserstoff-Konzentration im Rohgas, ist das Gefährdungspotenzial zur Schädigung des Dampferzeugers als moderat einzustufen. Beim Einsatz von Halmgutbrennstoffen (Mitverbrennungsszenarien 2.1 bis 2.2) steigt der Alkali-Index ebenfalls auf ein moderates Niveau. Die Chlorwasserstoff-Konzentration im Rohgas ist jedoch vergleichsweise hoch. In Anbetracht dessen ist das

Gefährdungspotenzial zur Schädigung des Dampferzeugers bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen als hoch einzustufen. Bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen besteht aufgrund der teils hohen Chlor- und Alkali-Fracht im Brennstoff, insbesondere beim Einsatz von Halmgutbrennstoffen, ein erhöhtes Gefährdungspotenzial. Um Schäden am Dampferzeuger zu vermeiden, sollte daher der Alkali-Index keinesfalls den kritischen Wert von 0,34 kg/GJ übersteigen.

Mittlere Geschwindigkeit der Verbrennungsgase im Brennraum

Die Gasgeschwindigkeit im Brennraum wirkt sich sowohl auf die Ausdehnung des Wirbelbettes (siehe Kap. 2.1.2, S. 9) als auch auf den Feststoffaustrag aus dem Ascheumlauf aus (siehe Kap. 2.1.3, S. 12). Mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit expandiert das Wirbelbett in die Höhe. Infolgedessen werden größere Partikel vom Rauchgasstrom mitgerissen und aus dem Ascheumlauf ausgetragen. Dadurch verbleibt insgesamt weniger Material im Umlauf und der mittlere Korndurchmesser des Umlaufmaterials steigt an. Da das Umlaufmaterial als Wärmeträger dient, verringert sich auch der Wärmetransport von der Rauchgasseite zum Wasser-Dampf-Kreislauf (siehe Kap. 2.1.3, S. 12). Zudem nimmt der Verschleiß sowohl des Druckteils als auch der feuerfesten Auskleidung zu (siehe Kap. 2.2.5, S. 18) (vgl. Brauer, 1996a, S. 275) und das Gefährdungspotenzial durch Korrosion steigt (siehe Kap. 2.2.3, S. 16).

Die mittlere Geschwindigkeit der Verbrennungsgase im Brennraum unter Vollast liegt für gewöhnlich zwischen 5 und 6 m/s (vgl. Strauß, 2006, S. 175). Es bedarf praktischer Erfahrungen, um die Auswirkungen infolge einer gesteigerten Strömungsgeschwindigkeit, wie eine Veränderungen der Menge und des Korngrößenspektrums des Umlaufmaterials, Korrosionserscheinungen an Wärmetauschern oder Verschleißbilder an der feuerfesten Auskleidung etc., im Einzelfall beurteilen zu können. Es wird die Annahme getroffen, dass der kritische Wert für die mittlere Geschwindigkeit der Verbrennungsgase im Brennraum bei 7 m/s (Richtwert) liegt. Bei höheren Strömungsgeschwindigkeiten ist eine Schädigung des Dampferzeugers nicht auszuschließen.

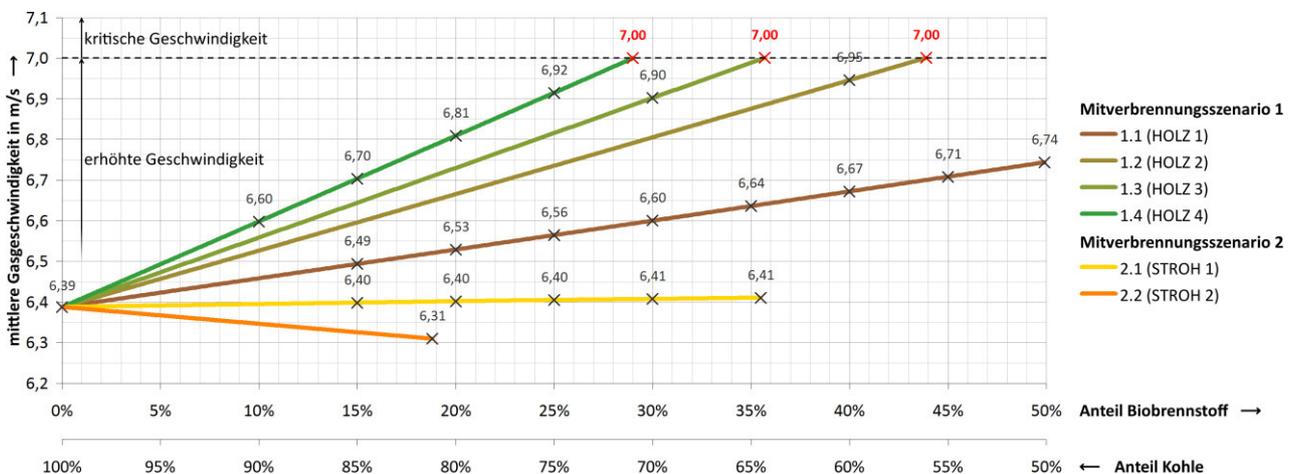


Abb. 4.23. Veränderung der mittleren Geschwindigkeit der Verbrennungsgase im Brennraum in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Beim Einsatz von Holzbrennstoffen (Mitverbrennungsszenarien 1.1 bis 1.4) steigt die mittlere Gasgeschwindigkeit mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil an. Die Steigerung ist auf einen Anstieg der Reingas-Volumenströme infolge des hohen Wassergehaltes der Holzbrennstoffe zurückzuführen (vgl. Abb. 4.14, S. 110). Der kritische Wert wird in den Mitverbrennungsszenarien 1.2, 1.3 und 1.4

bei 29,0 % (HOLZ 4), 35,7 % (HOLZ 3) und 43,9 % (HOLZ 2) der Feuerungswärmeleistung überschritten (vgl. Tabelle 4.3, S. 141). Da im physikalisch-mathematischen Modell eine mittlere Gasgeschwindigkeit ≥ 7 m/s als Abbruchkriterium definiert ist (siehe Kap. 4.1.3, S. 100), kann die Menge an Biobrennstoff nicht weiter gesteigert werden. In Abb. 4.23 sind die Punkte, an denen es zum Abbruch kommt, rot markiert. Im Gegensatz zur Nutzung von Holzbrennstoffen ist bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen in den Mitverbrennungsszenarien 2.1 und 2.2 die mittlere Gasgeschwindigkeit nahezu konstant (STROH 1) bzw. rückgängig (STROH 2), was auf den nahezu konstanten bzw. rückgängigen Reingas-Volumenstrom zurückzuführen ist (vgl. Abb. 4.14, S. 110).

Aufgrund der zunehmenden Gasgeschwindigkeiten besteht insbesondere bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen ein erhöhtes Gefährdungspotenzial durch Verschleiß und Korrosion. Zudem ist anzunehmen, dass die Menge an Umlaufmaterial abnimmt und der mittlere Korndurchmesser des Umlaufmaterials ansteigt, was sich nachteilig auf den Wärmetransport von der Rauchgasseite zum Wasser-Dampf-Kreislauf auswirkt. Als Gegenmaßnahme bietet sich der Umbau des Zyklonabscheiders an, um dessen Abscheideleistung an die sich geänderten Strömungsverhältnisse anzupassen und den Austrag von Feinanteil über den Rauchgasweg zu vermindern (weiterführende Informationen bei Ipsen et al., 2014, S. 75 ff.; Muschelknautz & Muschelknautz, 1999, S. 58 ff.).

Um bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen den maximalen Mitverbrennungsanteil über das zuvor genannte Maß hinaus zu steigern, besteht die Möglichkeit, dem Dampferzeuger mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil insgesamt weniger Brennstoff und Verbrennungsluft zuzuführen, also die Feuerungswärmeleistung zu reduzieren. Somit wird ein weiterer Anstieg des Reingas-Volumenstromes bzw. der Strömungsgeschwindigkeit vermieden. Jedoch sinkt hierdurch auch die Wärmeleistung des Dampferzeugers, was eine Minderung des wirtschaftlichen Ertrages zufolge hat. Daher wird diese Möglichkeit zur Steigerung des maximalen Mitverbrennungsanteiles nicht weiter betrachtet.

Mittlere Verweilzeit der Verbrennungsgase im Brennraum

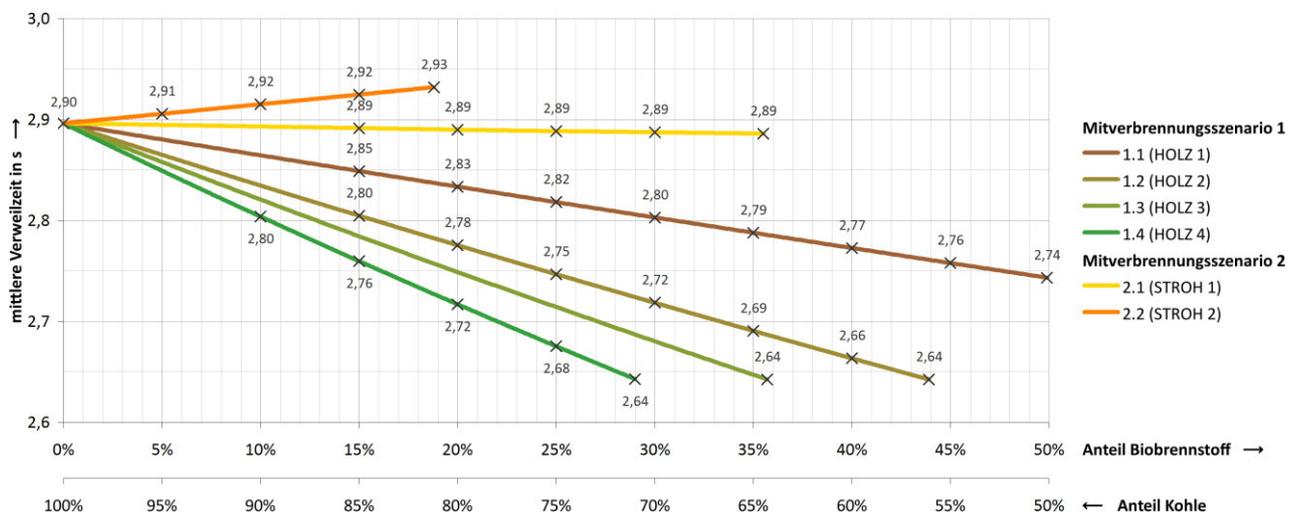


Abb. 4.24. Veränderung der mittleren Verweilzeit der Verbrennungsgase im Brennraum in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Die mittlere Verweilzeit der Verbrennungsgase im Brennraum verhält sich antiproportional zur mittleren Gasgeschwindigkeit (siehe Kap. 3.8.2, S. 90). Folglich treffen Aussagen, die bereits zur mittleren Gasgeschwindigkeit getroffen worden sind, in umgekehrter Weise auch auf die mittlere Verweilzeit zu. Die mittlere Verweilzeit der Verbrennungsgase im Brennraum verringert sich beim Einsatz der Biobrennstoffe, mit Ausnahme des Mitverbrennungsszenarios 2.2 mit einem Halmgutbrennstoff (STROH 2).

Adiabate Verbrennungstemperatur

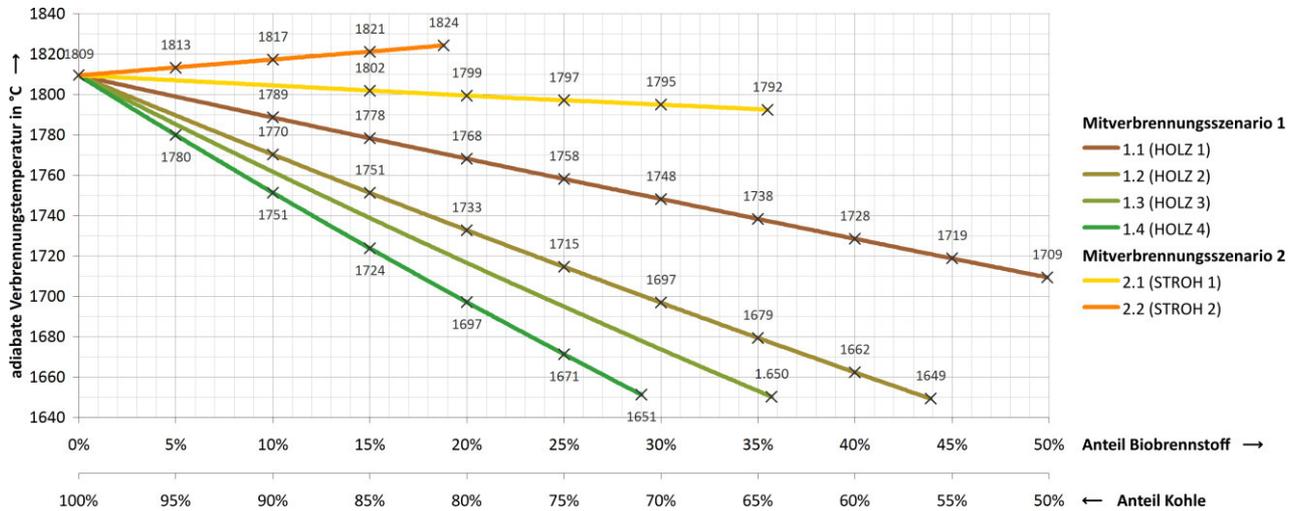


Abb. 4.25. Veränderung der adiabaten Verbrennungstemperatur ($\lambda = 1,25$) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Die adiabate Verbrennungstemperatur hängt vom Heizwert und der chemischen Zusammensetzung des Brennstoffes, dem Luftverhältnis sowie der Eintrittstemperatur sowohl des Brennstoffes als auch der Verbrennungsluft ab (siehe Kap. 3.8.1, S. 89). Sie kann als Richtwert für die maximale Brennraumtemperatur herangezogen werden (vgl. Eppe et al, 2009, S. 246). Mit Ausnahme des naturbelassenen Halmgutbrennstoffes STROH 2, enthalten die betrachteten Biobrennstoffe mehr Wasser als der fossile Regelbrennstoff. Mit zunehmendem Wassergehalt sinkt der Heizwert eines Brennstoffes, da sich die nutzbare Wärmemenge, die während der Verbrennung freigesetzt wird, um den Betrag der Verdampfungswärme des Wassers vermindert (siehe Kap. 2.5.1, S. 40). Demzufolge sinkt mit zunehmendem Wassergehalt im Brennstoff auch die adiabate Verbrennungstemperatur.

Um die Verbrennungstemperatur in dem erforderlichen, verhältnismäßig engen Temperaturbereich zwischen 850 und 900 °C zu halten, lässt sich der Feststoffstrom über den Fließbettkühler regulieren (siehe Kap. 2.1.3, S. 12). Nachfolgend wird erläutert, weshalb dieses eine indirekte Auswirkung auf das Verhältnis der ausgekoppelten Wärmeströme zwischen Fließbettkühler und Nachschaltheizflächen hat. Die adiabate Verbrennungstemperatur verhält sich antiproportional zum Reingas-Volumenstrom (vgl. Abb. 4.14, S. 110 und Abb. 4.25, S. 121). Gesetzt den Fall, dass die adiabate Verbrennungstemperatur infolge der Mitverbrennung von Biobrennstoffen sinkt, kann der Feststoffstrom über den Fließbettkühler gemindert werden. Dadurch wird dem Umlaufmaterial weniger Wärme entzogen, sodass die Verbrennungstemperatur trotz signifikanter Änderungen des Brennstoffgemisches nahezu gleich bleibt (vgl. Leckner, 2008, S. 831). Da jedoch infolgedessen in den Nachschaltheizflächen mehr Wärme ausgekoppelt wird, steigt nicht nur die Strömungsgeschwindigkeit (vgl. Abb. 4.23, S. 119), sondern auch die Wärmestromdichte. Vor allem beim Einsatz von

Holzbrennstoffen besteht daher für die Nachschaltheizflächen ein erhöhtes Gefährdungspotenzial durch Verschleiß und Korrosion (vgl. Abb. 2.5, S. 16). Gesetzt den Fall, dass die adiabate Verbrennungstemperatur infolge der Mitverbrennung von Biobrennstoffen steigt, kann der Feststoffstrom über den Fließbettkühler gesteigert werden. Dadurch wird dem Umlaufmaterial mehr Wärme entzogen, sodass auch für diesen Fall die Verbrennungstemperatur nahezu gleich bleibt. Infolgedessen wird weniger Wärme in den Nachschaltheizflächen ausgekoppelt.

Ausschlaggebend für einen hohen Ausbrandgrad sind neben einer ausreichenden Durchmischung der brennbaren Gase mit der Verbrennungsluft die Verbrennungstemperatur und Verweilzeit im Brennraum (vgl. Nussbaumer, 2003, S. 1513). Wie zuvor erläutert, bleibt die Verbrennungstemperatur bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen trotz der sich ändernden adiabaten Verbrennungstemperatur nahezu gleich. Das Luftverhältnis bleibt ebenfalls unverändert. Lediglich die mittlere Verweilzeit nimmt ab, mit Ausnahme des Mitverbrennungsszenarios 2.2 mit einem Halmgutbrennstoff (STROH 2) (vgl. Abb. 4.24, S. 120), was Auswirkungen auf den Ausbrandgrad hat. Aufgrund der höheren Strömungsgeschwindigkeit und kürzerer Verweilzeit ist bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen davon auszugehen, dass vermehrt unverbrannte Kokspartikel aus dem Brennraum ausgetragen werden. Gesetzt den Fall, dass der Korndurchmesser der unverbrannten Kokspartikel oberhalb des Grenzkorndurchmessers liegt, werden diese im Zyklonabscheider vom Rauchgasstrom separiert und mit dem Umlaufmaterial in den Brennraum zurückgeführt (siehe Kap. 2.1.3, S. 12). Der Brennstoff verbleibt solange im Umlauf, bis der Korndurchmesser durch Abbrand und Abrieb unterhalb des Grenzkorndurchmessers vom Zyklonabscheider fällt. Infolgedessen würde auch ein höherer Ausbrandgrad erzielt werden. Da die Aschen von Biobrennstoffen in ihrer Konsistenz jedoch stark porös sind (vgl. van Loo & Koppejan, 2008, S. 235 ff.), ist anzunehmen, dass der Anteil feiner Kokspartikel im Umlaufmaterial zunehmen wird. Somit besteht die Gefahr, dass einhergehend mit einer höheren Strömungsgeschwindigkeit und einer kürzeren Verweilzeit der Feststoffe im Brennraum vermehrt unverbrannte Kokspartikel mit dem Rauchgasstrom ausgetragen werden. Aufgrund dessen ist davon auszugehen, dass infolge der Mitverbrennung der Anteil des unverbrannten Kohlenstoffes (Restkohlenstoff) in der Flugasche steigen und der Ausbrandgrad sinken wird.

4.2.3 Energiebilanz

Sowohl der eingehende Energiestrom (Brennstoffenergie) als auch die ausgehenden Energieströme (thermische Rauchgas-, Asche- und Mantelverluste, chemische Rauchgas- und Ascheverluste, Wärmeleistung des Dampferzeugers) sind durch die vollständige Energiebilanz (siehe Kap. 3.6, S. 83) gegeben.

Thermischer Rauchgasverlust

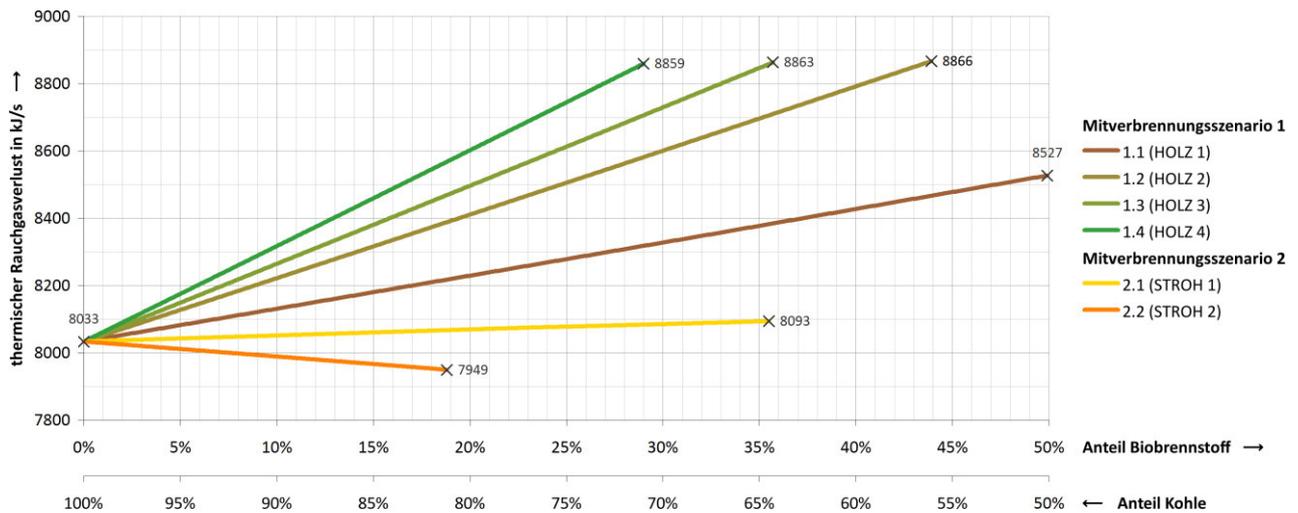


Abb. 4.26. Veränderung des thermischen Rauchgasverlustes in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Der thermische Rauchgasverlust ist gegenüber anderen Teilverlusten am größten. Der Verlust steigt mit zunehmendem Wassergehalt im Brennstoff. Da die Rauchgas- und die Umgebungstemperaturen als konstant angenommen werden, hängt der thermische Rauchgasverlust allein von der Rauchgas-Zusammensetzung und dem Volumenstrom ab. Bei Einsatz verhältnismäßig feuchter Biobrennstoffe, wie die betrachteten naturbelassenen Holzbrennstoffe, bilden sich im Rauchgas große Mengen an Wasserdampf. Der Rauchgas-Volumenstrom ist daher groß (vgl. Abb. 4.14, S. 110). Da zudem die mittlere spezifische Wärmekapazität von Wasserdampf ausgesprochen hoch ist (vgl. Abb. 3.8, S. 85), kann feuchtes Rauchgas verhältnismäßig viel Wärme aufnehmen. Sofern eine Anlage nicht über eine Technik zur Energierückgewinnung durch Rauchgas-Kondensation verfügt, kann die latente Wärme im Rauchgas nicht genutzt werden und ist als Verlust zu betrachten (siehe Kap. 2.5.1, S. 40).

Thermischer Ascheverlust

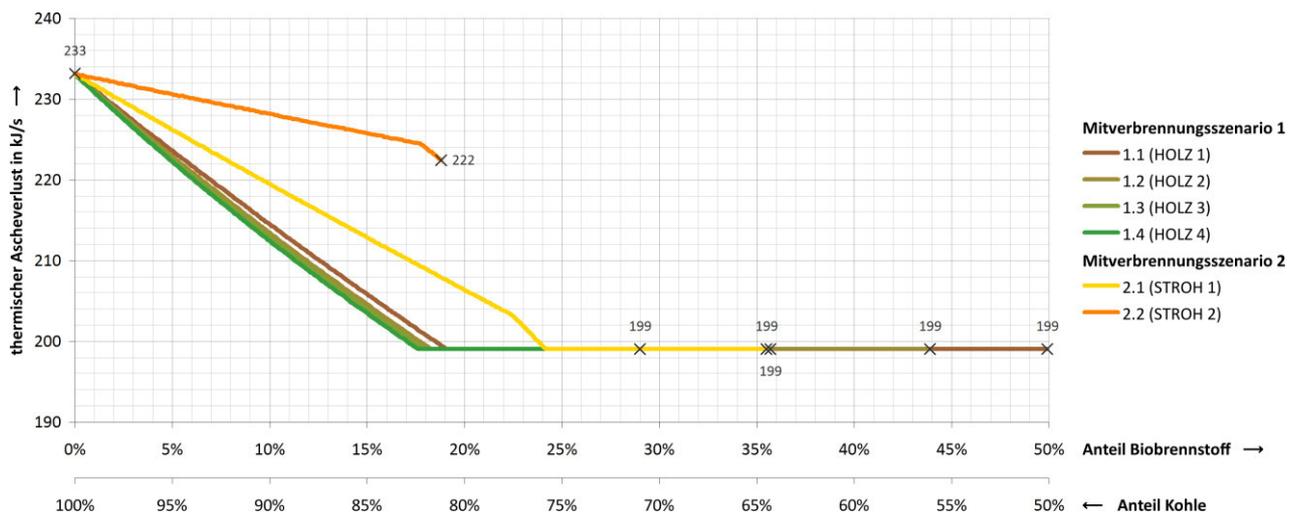


Abb. 4.27. Veränderung des thermischen Ascheverlustes in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

4 Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen

Der thermische Ascheverlust ist gegenüber anderen Teilverlusten vergleichsweise gering. Es kann vereinfachend angenommen werden, dass die spezifische Wärmekapazität der Flug- und Grobasche unabhängig von deren Zusammensetzung gleichbleibend ist (3.68). Somit hängt der thermische Ascheverlust allein von der Größe des Flug- und Grobasche-Massenstromes (vgl. Abb. 4.16, S. 112) ab. Demzufolge ist der thermische Ascheverlust beim Einsatz von Halmgutbrennstoffen, die vergleichsweise viel Brennstoffasche mit sich führen, größer als beim Einsatz von Holzbrennstoffen.

Thermischer Mantelverlust

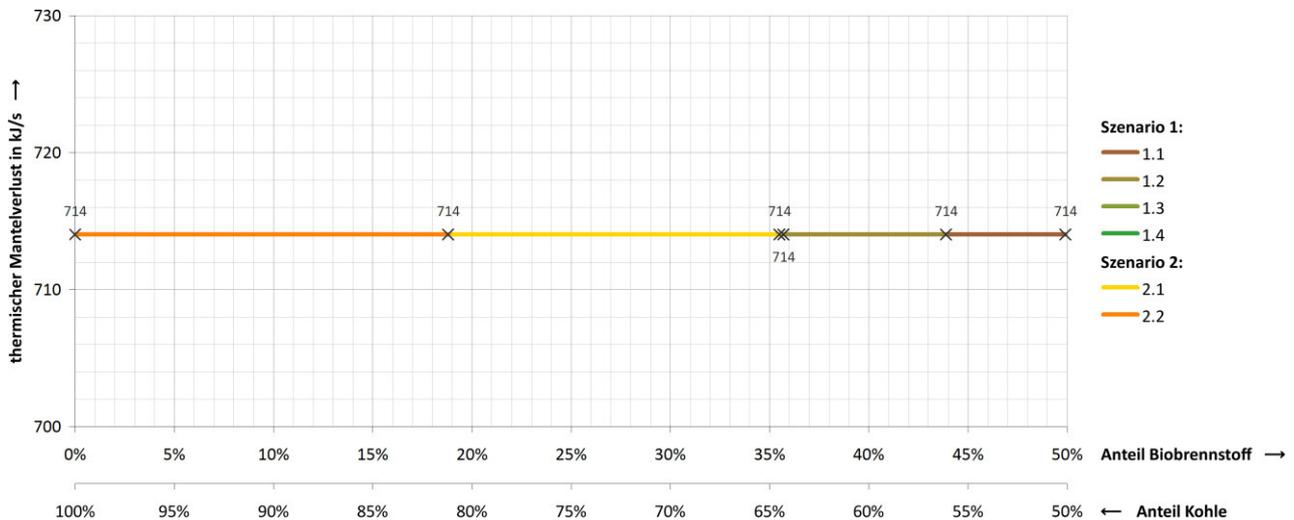


Abb. 4.28. Veränderung des thermischen Mantelverlustes in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Der thermische Mantelverlust über die Oberfläche des Dampferzeugers ist bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen konstant, da die Art des eingesetzten Festbrennstoffes irrelevant ist. Es wird vorausgesetzt, dass die Verbrennungstemperatur in allen Szenarien gleichbleibend ist (siehe Kap. 4.2.2, S. 121). Der thermische Mantelverlust (3.69) hängt daher allein von der Anlagengröße und deren Auslastung ab, die ebenfalls beide gleichbleibend sind.

Chemischer Rauchgasverlust

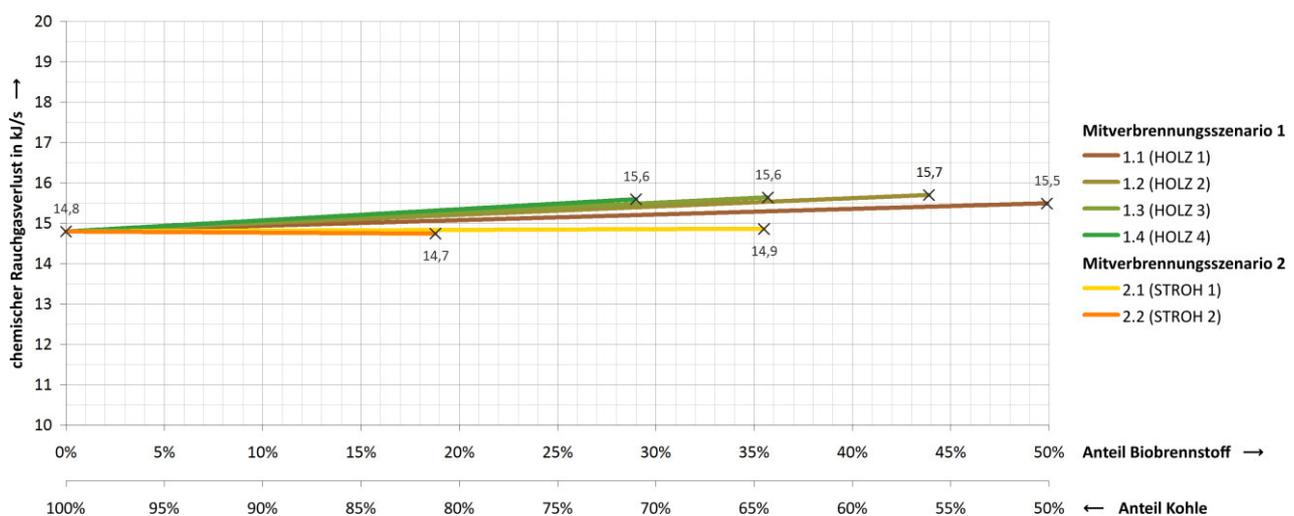


Abb. 4.29. Veränderung des chemischen Rauchgasverlustes in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Der chemische Rauchgasverlust ist von allen der geringste Teilverlust. Ursächlich für den Verlust ist unvollständige Verbrennung, insbesondere die Entstehung von Kohlenmonoxid (3.71). Die Kohlenmonoxid-Emission hängt weniger von der Brennstoffart als von der Güte des Verbrennungsprozesses ab (vgl. van Loo & Koppejan, 2008, S. 242). Daher ist davon auszugehen, dass die Mitverbrennung von Biobrennstoffen nahezu keine Auswirkung auf den chemischen Rauchgasverlust hat.

Chemischer Ascheverlust

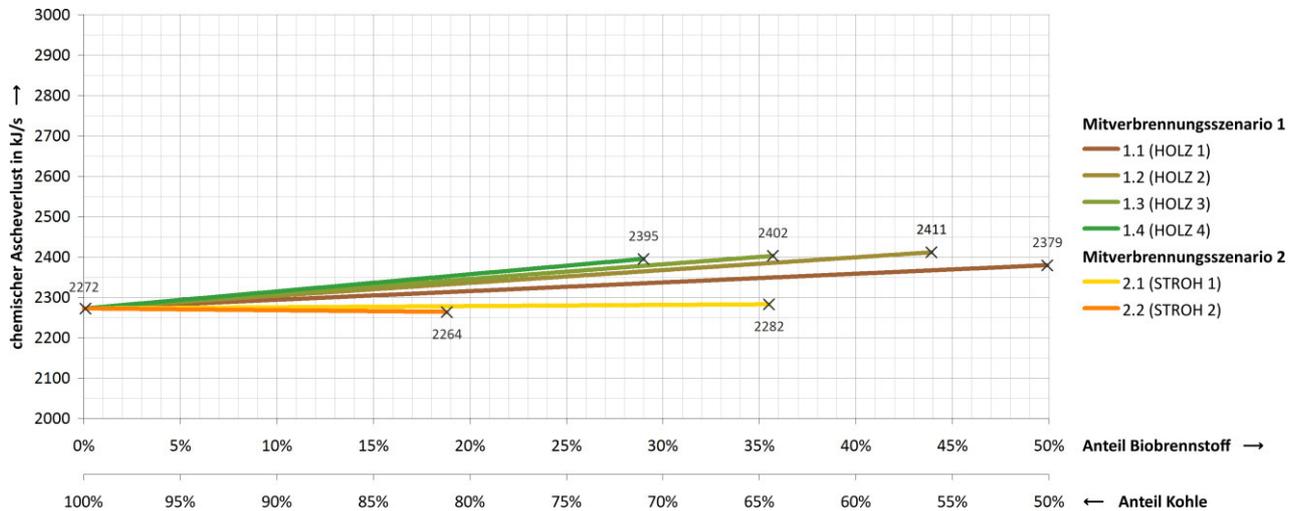


Abb. 4.30. Veränderung des chemischen Ascheverlustes in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Ursächlich für den chemischen Ascheverlust ist unvollständige Verbrennung (3.72), insbesondere unverbrannter Kohlenstoff. Es wird angenommen, dass der Restkohlenstoffgehalt im selben Maße steigt, wie die mit dem Brennstoff zugeführte Kohlenstoffmenge. Daher ist davon auszugehen, dass der chemische Ascheverlust mit Ausnahme von Mitverbrennungsszenario 2.2 bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil steigen wird.

Bei Verbrennungsversuchen im Labormaßstab wurde festgestellt, dass durch die Beimischung von Biobrennstoffen das Abbrandverhalten z. T. sogar verbessert wird. Es ist anzunehmen, dass Alkalien im Brennstoff als Katalysator dienen, was ein gutes Abbrandverhalten begünstigt (vgl. Duong et al., 2010; Zulfiqar et al., 2006, S. 40-46). Darüber hinaus sind für das Abbrandverhalten die Partikelgröße, Verweilzeit und Verbrennungstemperatur wichtige Einflussfaktoren. Zudem beeinflusst der hohe Gehalt an flüchtigen Bestandteilen in Biobrennstoffen das Abbrandverhalten, was zu einem höheren Ausbrandgrad bzw. einer Minderung des chemischen Ascheverlustes führen kann (vgl. Krzywański et al., 2014, S. 218; Leckner, 2007, S. 19).

4 Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen

Wärmeleistung des Dampferzeugers und Dampfmassenstrom

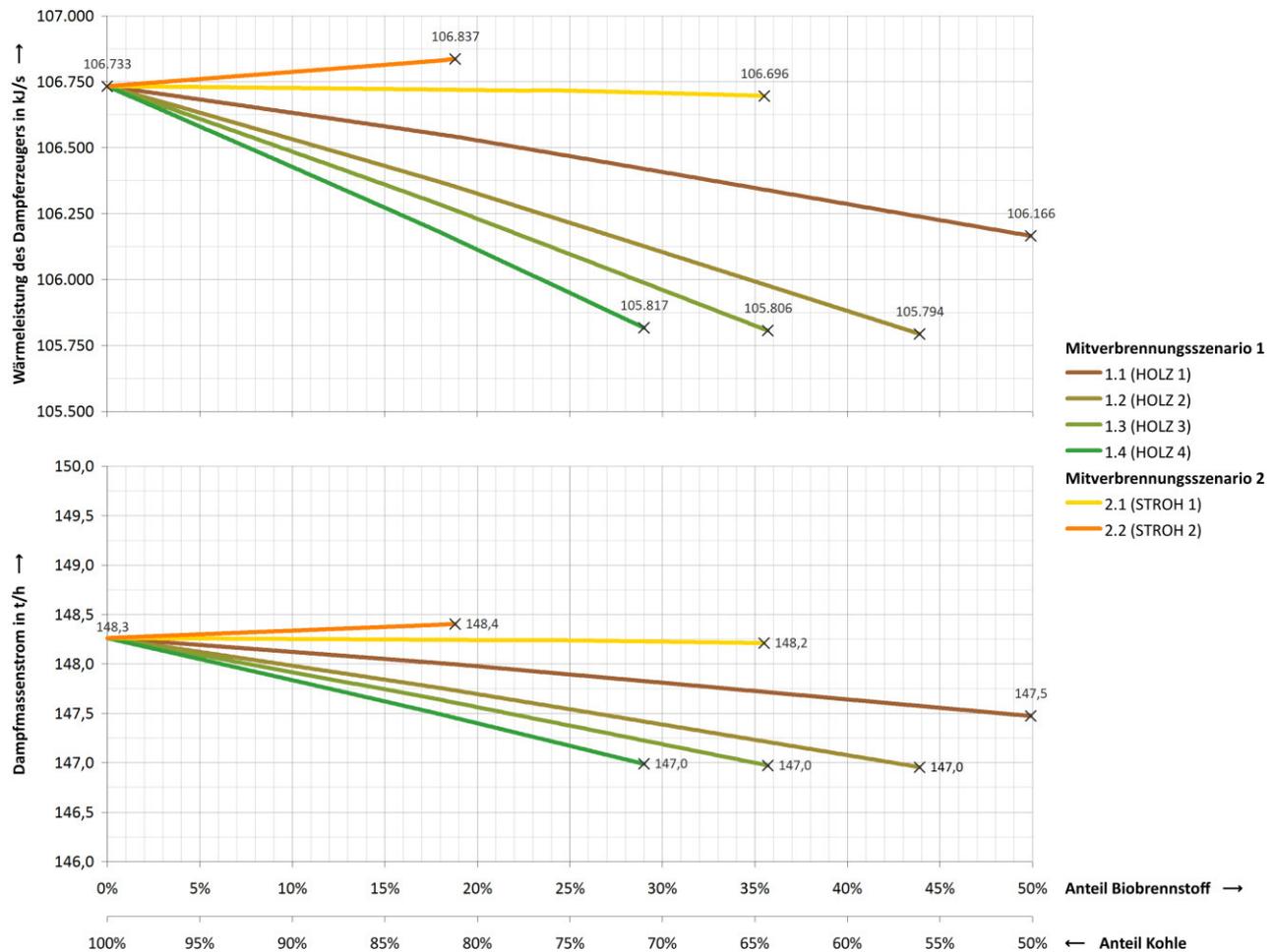


Abb. 4.31. Veränderung der Wärmeleistung des Dampferzeugers (oben) und Dampfmassenstrom (unten) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Die Wärmeleistung des Dampferzeugers ist die zugeführte Feuerungswärmeleistung abzüglich aller Verluste. Sie verhält sich proportional zum Dampfmassenstrom (3.74). Bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen sinken mit zunehmendem Wassergehalt im Brennstoff sowohl die Wärmeleistung als auch der Dampfmassenstrom. Ausschlaggebend dafür sind die zunehmenden thermischen Rauchgasverluste (vgl. Abb. 4.26, S. 123). Im Gegensatz dazu treten bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen keine nennenswerten Veränderungen auf. Sowohl die Wärmeleistung als auch der Dampfmassenstrom sind nahezu gleichbleibend (Mitverbrennungsszenario 2.1) bzw. geringfügig steigend (Mitverbrennungsszenario 2.2).

Feuerungswirkungsgrad

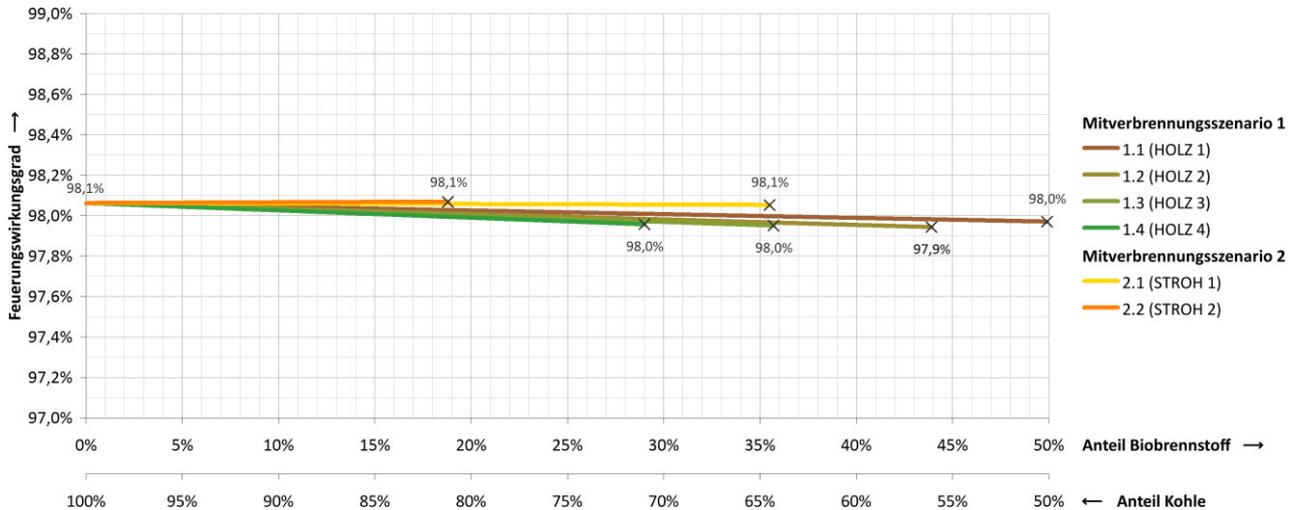


Abb. 4.32. Veränderung des Feuerungswirkungsgrades in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Anhand des Feuerungswirkungsgrades lässt sich die Güte des Verbrennungsprozesses beurteilen (siehe Kap. 3.7.1, S. 88). Bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen nehmen mit steigendem Mitverbrennungsanteil und zunehmendem Wassergehalt im Brennstoff sowohl der chemische Rauchgas- (vgl. Abb. 4.29, S. 124) als auch der chemische Ascheverlust (vgl. Abb. 4.30, S. 125) zu. Infolgedessen sinkt der Feuerungswirkungsgrad, wohingegen dieser bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen nahezu gleich bleibt. Der Feuerungswirkungsgrad wird durch die Mitverbrennung von Biobrennstoffen nur geringfügig beeinflusst.

Dampferzeugerwirkungsgrad

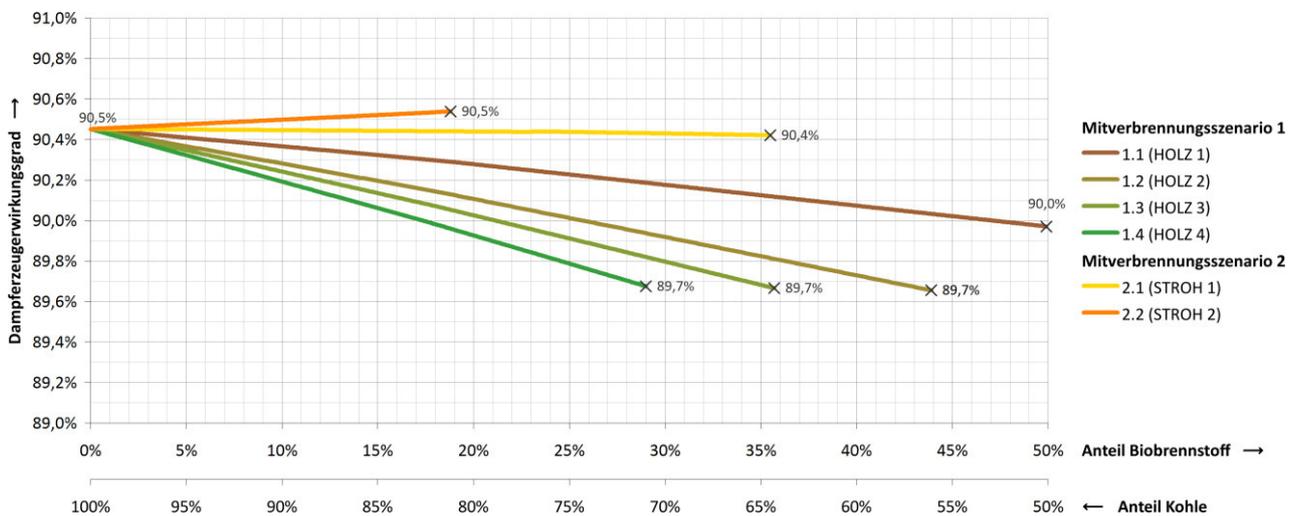


Abb. 4.33. Veränderung des Dampferzeugerwirkungsgrades in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Anhand des Dampferzeugerwirkungsgrades lässt sich die Güte des Umwandlungsprozesses beurteilen (siehe Kap. 3.7.2, S. 88). Da sich bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen die Wärmeleistung des Dampferzeugers (vgl. Abb. 4.31, S. 126) mit steigendem Mitverbrennungsanteil und zu-

4 Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen

nehmendem Wassergehalt im Brennstoff verringert, sinkt der Dampferzeugerwirkungsgrad geringfügig. Im Gegensatz dazu bleibt dieser bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen nahezu unverändert.

Elektrischer und thermischer Wirkungsgrad

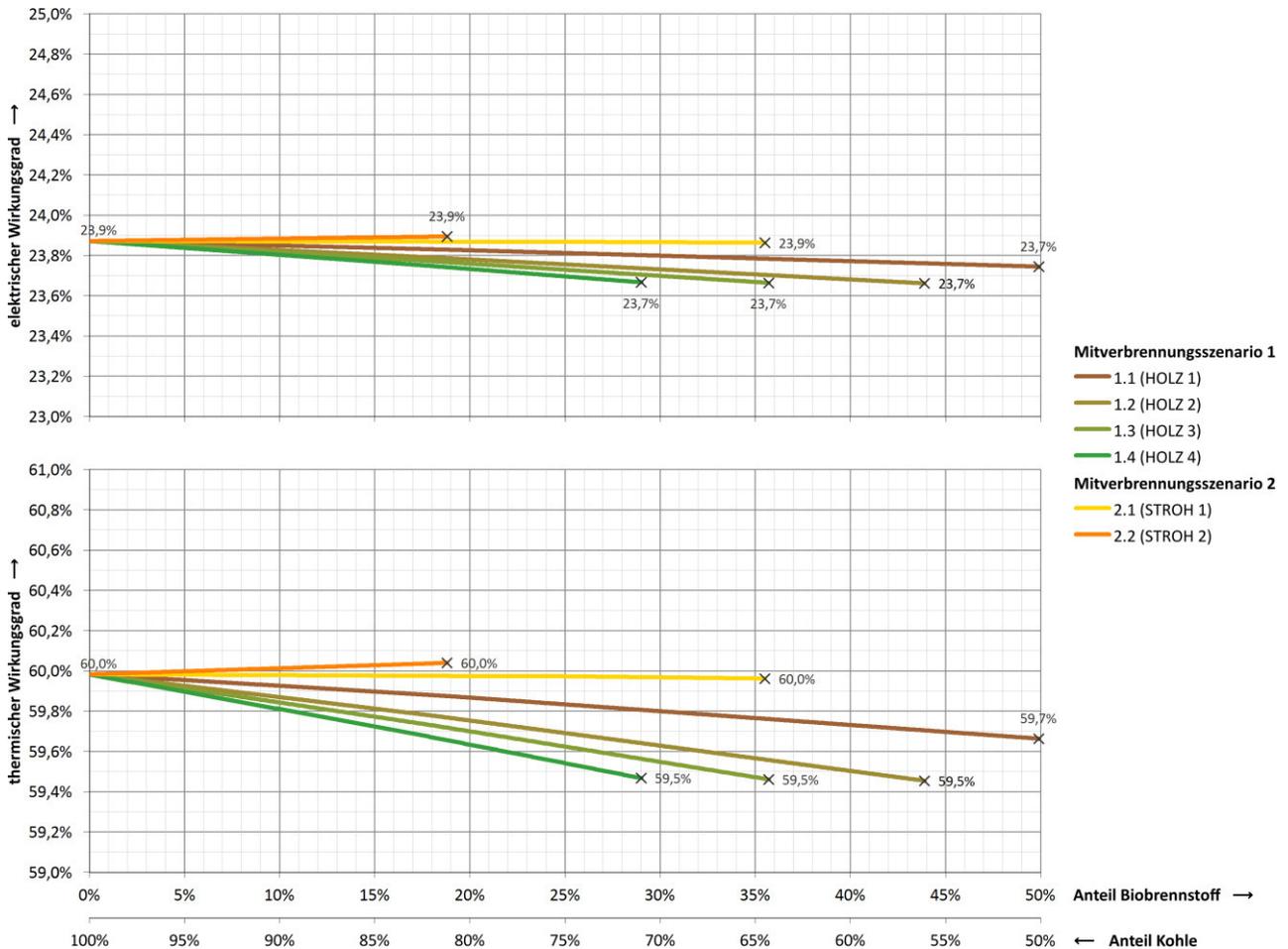


Abb. 4.34. Veränderung des elektrischen Wirkungsgrades (oben) und des thermischen Wirkungsgrades (unten) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen verringert sich mit steigendem Mitverbrennungsanteil und zunehmendem Wassergehalt im Brennstoff der Dampferzeugerwirkungsgrad (vgl. Abb. 4.33, S. 127). Infolgedessen sinken sowohl der elektrische als auch der thermische Wirkungsgrad geringfügig, wohingegen diese bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen nahezu unverändert bleiben.

Gesamtwirkungsgrad

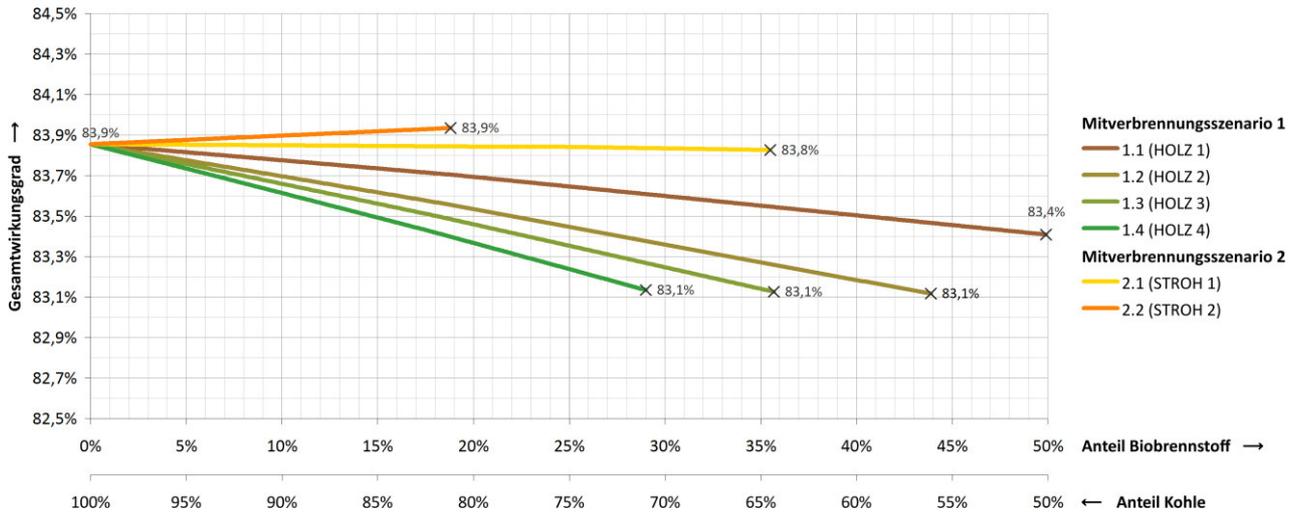


Abb. 4.35. Veränderung des (Netto-)Gesamtwirkungsgrades in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Anhand des (Netto-)Gesamtwirkungsgrades lässt sich die Güte des KWK-Prozesses beurteilen (siehe Kap. 3.7.5, S. 89). Da sich bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen die Wärmeleistung des Dampferzeugers (vgl. Abb. 4.31, S. 126) mit steigendem Mitverbrennungsanteil und zunehmendem Wassergehalt im Brennstoff verringert, sinkt der (Netto-)Gesamtwirkungsgrad geringfügig. Im Gegensatz dazu bleibt dieser bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen nahezu unverändert.

4.2.4 Zusammenfassung verfahrenstechnischer Auswirkungen

Durch die Untersuchung der verfahrenstechnischen Auswirkungen konnte belegt werden, dass sich die ein- und ausgehenden Stoffströme mit steigendem Mitverbrennungsanteil verändern. Hierbei sind deutliche Unterschiede zwischen Holz- und Halmgutbrennstoffen festzustellen. Anhand eines Fallbeispiels, dem Heizkraftwerk Flensburg, wurden die verfahrenstechnischen Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen auf einen einzelnen Kraftwerksblock mit Dampferzeuger und Gegendruckturbine dargestellt und erörtert. Unter Berücksichtigung anderer Voraussetzungen sind die gewonnenen Ergebnisse auch auf andere Kraftwerke übertragbar. Im Einzelfall ist zu prüfen, inwieweit eine Erweiterung der vorhandenen Anlagentechnik und Infrastruktur möglich und eine Anpassung hinsichtlich der Anforderungen des jeweiligen Biobrennstoffes erforderlich ist.

Die Bewältigung großer Brennstoffströme im Zusammenhang mit der Steigerung des Mitverbrennungsanteiles stellt vor allem beim Einsatz von Halmgutbrennstoffen sowohl in verfahrenstechnischer als auch in logistischer Hinsicht eine Herausforderung dar. Beim Einsatz von Holzbrennstoffen ist ein Anstieg sowohl des Luftbedarfes als auch der Reingas-Volumenströme festzustellen. Im Gegensatz dazu nehmen die Fördermengen der anderen Stoffströme nur geringfügig zu oder sogar ab. Daher ist anzunehmen, dass die vorhandenen Förderkapazitäten den Anforderungen der Mitverbrennung genügen. Es ist festzuhalten, dass die Mitverbrennung von Biobrennstoffen unter Berücksichtigung verfahrenstechnischer Aspekte trotz der zu beobachtenden Veränderungen der ein- und ausgehenden Stoffströme grundsätzlich möglich ist.

Mit dem Einsatz von Biobrennstoffen kann eine Schädigung des Dampferzeugers einhergehen. Um das Gefährdungspotenzial im Zuge der Steigerung des Mitverbrennungsanteiles zu beurteilen, können verfahrenstechnische Kennzahlen, wie das molare Schwefel-Chlor-Verhältnis, die Chlorwasserstoff-Massenkonzentration, der Alkali-Index und die mittlere Geschwindigkeit der Verbrennungsgase, als Indikatoren herangezogen werden. Um Schäden zu vermeiden, sollten kritische Werte nicht über- bzw. unterschritten werden. Anhand der verfahrenstechnischen Kennzahlen sind gravierende Auswirkungen auf den Gesamtprozess zu erkennen. Der fossile Regelbrennstoff Steinkohle kann durch keinen der untersuchten Biobrennstoffe vollständig substituiert werden. Infolge der Mitverbrennung sind sowohl quantitative als auch qualitative Veränderungen des Umlaufmaterials zu erwarten. Beim Einsatz größerer Mengen von Biobrennstoffen bildet sich insgesamt weniger Umlaufmaterial. Um diesen Verlust auszugleichen, muss Quarzsand oder ein anderes Substitut hinzugegeben werden. Vor allem bei der Nutzung alkalireicher Biobrennstoffe ist eine Anreicherung von Alkalien im Umlaufmaterial sowie in der Flug- und Grobasche wahrscheinlich, was sich nachteilig auf das Ascheschmelzverhalten auswirkt. Um Veränderungen hinsichtlich der chemischen Zusammensetzung von Aschen festzustellen, sollten diese insbesondere bei einem höheren Mitverbrennungsanteil regelmäßig überwacht und das Umlaufmaterial ggf. verdünnt werden.

4.3 Ökologische Auswirkungen

Im Folgenden wird geklärt, ob die Mitverbrennung signifikanter Mengen Biobrennstoffe gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle unter Berücksichtigung ökologischer Aspekte vorteilhaft ist. Die Auswirkungen einer sukzessiven Steigerung des Mitverbrennungsanteiles werden anhand von Mitverbrennungsszenarien (siehe Kap. 4.1.1, S. 97) dargestellt und erörtert. Die nachfolgenden Darstellungen beruhen auf Ergebnissen der Modellrechnungen (siehe Kap. 3, S. 65 ff.), die mithilfe des eigens entwickelten Computerprogrammes durchgeführt worden sind. Auf der Abszissenachse sind der relative Mitverbrennungsanteil des Biobrennstoffes und dazu gegenläufig der Mitverbrennungsanteil der Kohle aufgetragen, beides bezogen auf die Feuerungswärmeleistung.

4.3.1 Luftschadstoffe

In den Szenarien wird berücksichtigt, dass das Rauchgas zur Einhaltung der gesetzlichen Anforderungen an den anlagenbezogenen Immissionsschutz gereinigt werden muss. Bei den angewandten Rauchgasreinigungsverfahren handelt es sich um:

- Trockenadditivverfahren (siehe Kap. 2.4.1, S. 29) zur Einbindung von Schadstoffen,
- Elektrofilter (siehe Kap. 2.4.2, S. 34) zur Staubabscheidung,
- Gewebefilter (siehe Kap. 2.4.2, S. 34) zur Staubabscheidung und
- Absorptive Verfahren (siehe Kap. 2.4.3, S. 35) (hier unter Zugabe von Natriumhydrogencarbonat) zur Einbindung von Schadstoffen (nur bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen erforderlich).

Adsorptive Verfahren zur Rauchgasreinigung (siehe Kap. 2.4.3, S. 36) kommen nicht zum Einsatz.

Staub

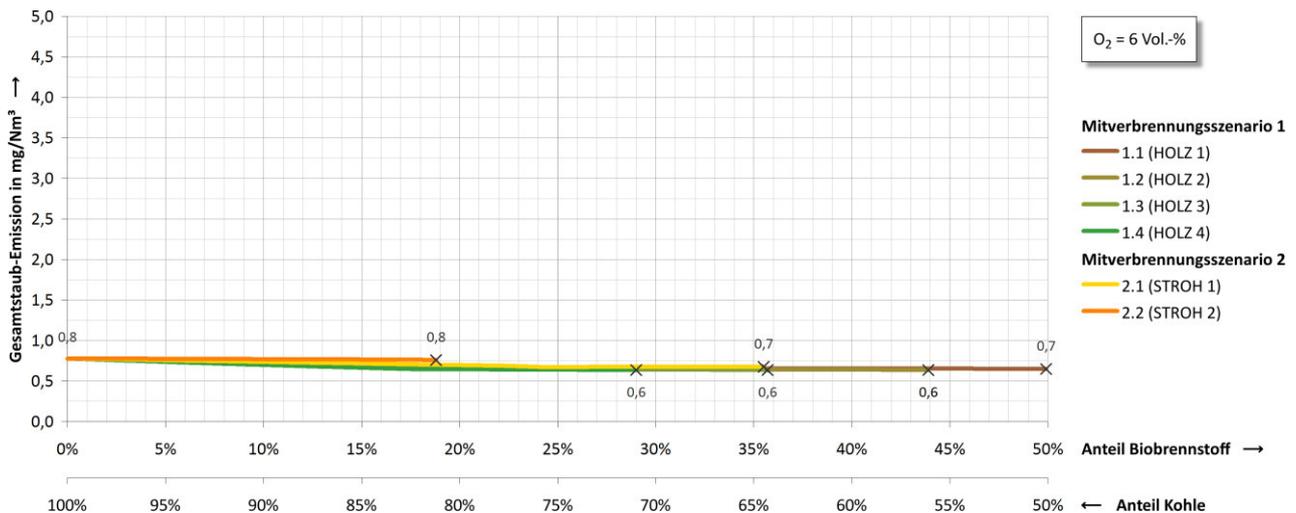


Abb. 4.36. Veränderung der Gesamtstaub-Massenkonzentration im Abgas (6 Vol.-% Bezugssauerstoffgehalt) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Da bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen insgesamt weniger Flugasche anfällt (vgl. Abb. 4.16, S. 112), sind die Gesamtstaub-Frachten tendenziell leicht rückgängig. Bei dem Vergleich der Mitverbrennungsszenarien sind keine erheblichen Unterschiede festzustellen.

Bei der Verbrennung von Biobrennstoffen entstehen Flugaschen, die sich hinsichtlich ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften deutlich von denen, die bei der Monoverbrennung von Steinkohle entstehen, unterscheiden. Die Abscheideleistung von Entstaubungssystemen verringert sich mit abnehmendem Korndurchmesser (vgl. Abb. 2.18, S. 33). Die zu erwartende Staubfracht im Abgas ist abhängig von der anfallenden Flugaschemenge (siehe Kap. 3.9.1, S. 92). Grundsätzlich ist bei der Mitverbrennung von einer Verringerung der Staubemissionen auszugehen, da die betrachteten Biobrennstoffe gegenüber dem fossilen Regelbrennstoff Steinkohle deutlich weniger Asche enthalten (vgl. Tabelle A.7, S. 217). Bei der Verbrennung von Biobrennstoffen entstehen jedoch feine Stäube und Aerosole, was zu einer Beeinträchtigung der Entstaubungssysteme und im ungünstigsten Fall sogar zu höheren Staubemissionen führen kann (vgl. van Loo & Koppejan, 2008, S. 244). Um die Leistungsfähigkeit der Entstaubungssysteme zu steigern, müssen die verfahrenstechnischen Anlagen ggf. an die sich veränderten physikalischen und chemischen Eigenschaften der Flugasche angepasst werden.

Bei der Rauchgasentstaubung mithilfe von Elektro- und Gewebefiltern liegen die Staubemissionen mit unter 1 mg/Nm^3 unterhalb der Nachweisgrenze (NWG) vieler kontinuierlicher Messverfahren. Bei einer Feuerungswärmeleistung von 100 bis 300 MW liegt der Emissionsgrenzwert für Gesamtstaub bei 10 mg/Nm^3 (vgl. Tabelle 2.2, S. 27). Der Emissionsgrenzwert wird bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen deutlich unterschritten.

Aufgrund der hohen Abscheideleistung kann beim Einsatz eines Gewebefilters für gewöhnlich auf den Betrieb eines vorgeschalteten Elektrofilters verzichtet werden, ohne dass der Emissionsgrenzwert für Staub überschritten wird. Der Betrieb eines Gewebefilters mit zusätzlich vorgeschaltetem Elektrofilter bietet jedoch den Vorteil, dass dadurch der Flugaschestrom getrennt werden kann (siehe Kap. 2.4.3, S. 36). In Anbetracht der hohen gesetzlichen Anforderungen an den anlagenbezogenen

Immissionsschutz ist ein Elektrofilter allein für gewöhnlich nicht ausreichend, was insbesondere bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen im Hinblick auf die Entstehung feiner Stäube und Aerosole zutrifft.

Kohlenmonoxid

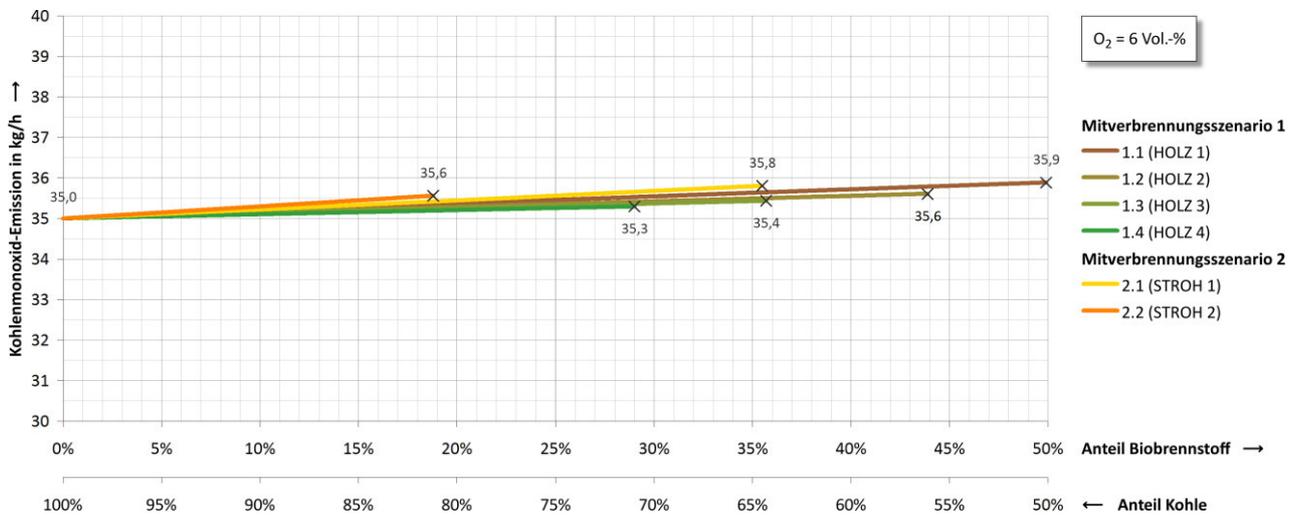


Abb. 4.37. Veränderung der Kohlenmonoxid-Massenkonzentration im Abgas (6 Vol.-% Bezugssauerstoffgehalt) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Das Niveau der Kohlenmonoxid-Emissionen hängt mehr von der Qualität des Verbrennungsprozesses als vom eingesetzten Brennstoff ab (vgl. van Loo & Koppejan, 2008, S. 242). Demzufolge bleiben die Kohlenmonoxid-Emissionen bei der Mitverbrennung nahezu unverändert. Der hohe Gehalt an flüchtigen Bestandteilen in Biobrennstoffen beeinflusst das Abbrandverhalten, was zu einer Minderung der Kohlenmonoxid-Emissionen führen kann (vgl. Krzywański et al., 2014, S. 218; Leckner, 2007, S. 19). Bei dem Vergleich der Mitverbrennungsszenarien sind keine erheblichen Unterschiede festzustellen.

Der Emissionsgrenzwert für Kohlenmonoxid liegt bei einer Feuerungswärmeleistung von 100 bis 300 MW beim Einsatz von Kohle und naturbelassenen Holzbrennstoffen bei 200 mg/Nm³, wohingegen dieser beim Einsatz von Halmgutbrennstoffen bei 250 mg/Nm³ liegt (vgl. Tabelle 2.2, S. 27). Im Falle einer Mischfeuerung, bei der mehrere Brennstoffe gleichzeitig zum Einsatz kommen, ist der Emissionsgrenzwert nach Gleichung (2.14) zu bilden. Der Emissionsgrenzwert wird bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen deutlich unterschritten.

Stickoxide

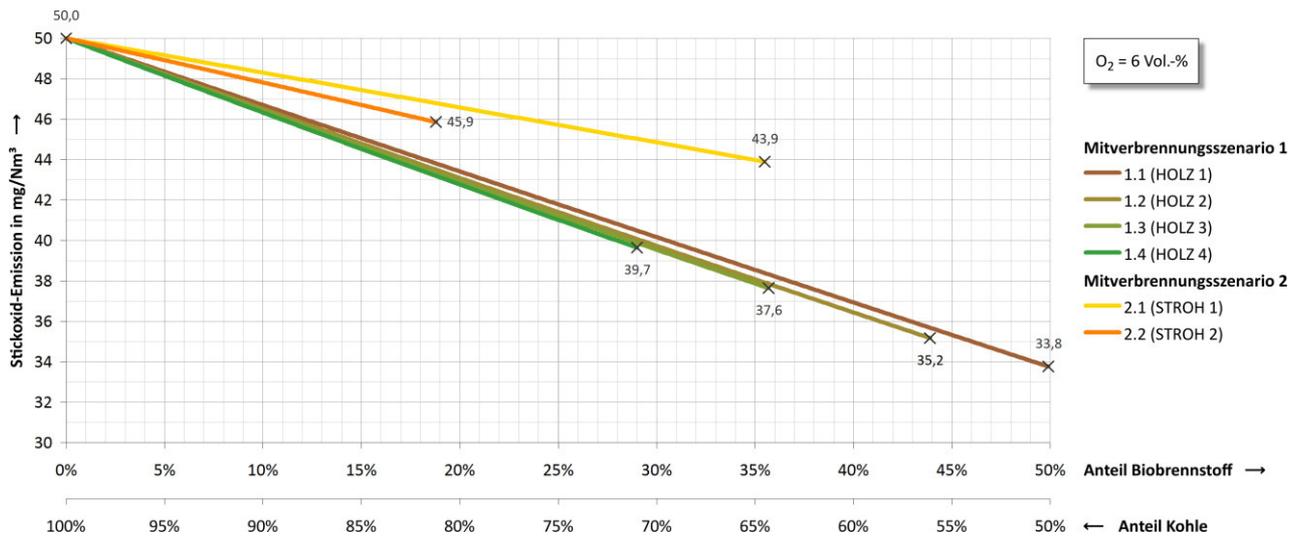


Abb. 4.38. Veränderung der Stickoxid-Massenkonzentration im Abgas (6 Vol.-% Bezugssauerstoffgehalt) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Bei den von ZWSF emittierten Stickoxiden handelt es sich im Wesentlichen um Brennstoff- NO_x (siehe Kap. 2.3.4, S. 22). Da die betrachteten Biobrennstoffe gegenüber dem fossilen Regelbrennstoff Steinkohle weniger brennstoffgebundenen Stickstoff enthalten (vgl. Tabelle A.7, S. 217), sind die Emissionen stark rückgängig (ähnliche Position bei Krzywański et al., 2014, S. 218; van Loo & Koppejan, 2008, S. 239-241). Beim Einsatz von Halmgutbrennstoffen sind die Emissionen höher als bei Holzbrennstoffen, was ebenfalls auf Unterschiede im Gehalt an brennstoffgebundenem Stickstoff zurückzuführen ist. Darüber hinaus geht mit der Mitverbrennung von Biobrennstoffen eine signifikante Minderung der Distickstoffmonoxid-Emissionen einher (vgl. Leckner, 2007, S. 28; Leckner & Karlsson, 1992), was im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht weiter behandelt wird. Distickstoffmonoxid hat ein 265-fach höheres Treibhausgaspotenzial (bezogen auf 100 Jahre) als Kohlendioxid (vgl. IPCC, 2013c, S. 714).

Der Emissionsgrenzwert für Stickoxid liegt bei einer Feuerungswärmeleistung von 100 bis 300 MW beim Einsatz von Kohle bei 150 mg/Nm^3 , wohingegen dieser beim Einsatz von Biobrennstoffen bei 200 mg/Nm^3 liegt (vgl. Tabelle 2.2, S. 27). Im Falle einer Mischfeuerung, bei der mehrere Brennstoffe gleichzeitig zum Einsatz kommen, ist der Emissionsgrenzwert nach Gleichung (2.14) zu bilden. Der Emissionsgrenzwert wird bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen deutlich unterschritten.

Schwefeldioxide

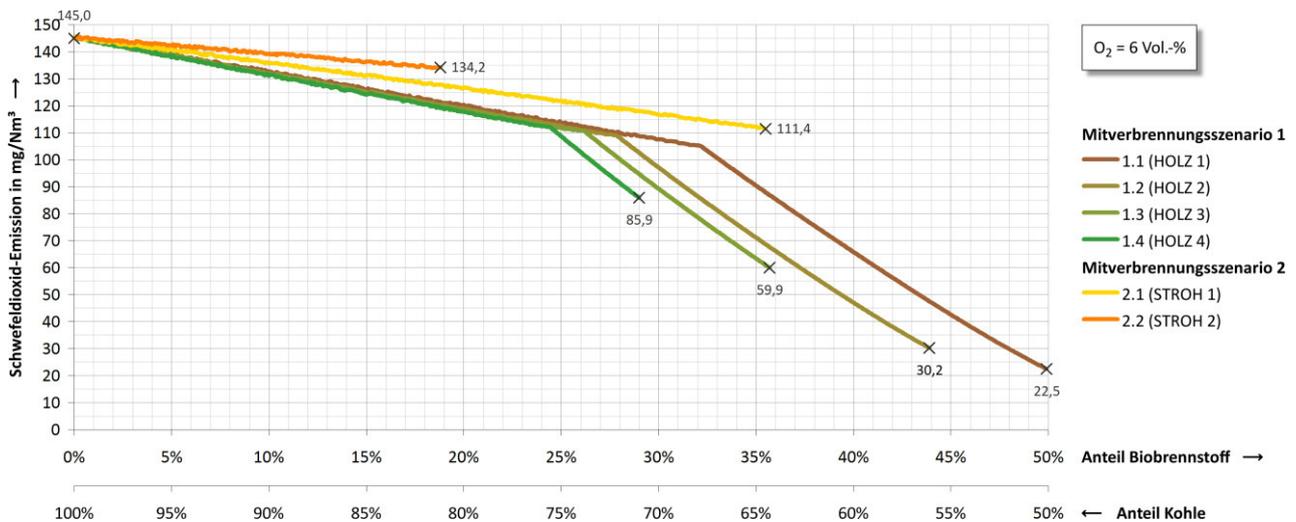


Abb. 4.39. Veränderung der Schwefeldioxid-Massenkonzentration im Abgas (6 Vol.-% Bezugssauerstoffgehalt) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Da die betrachteten Biobrennstoffe gegenüber dem fossilen Regelbrennstoff Steinkohle weniger brennstoffgebundenen Schwefel enthalten (vgl. Tabelle A.7, S. 217), sind die Emissionen stark rückgängig (ähnliche Position bei van Loo & Koppejan, 2008, S. 239; Leckner & Karlsson, 1992). Ebenso sind die Unterschiede hinsichtlich der Schwefeldioxid-Emissionen beim Einsatz von Holzbrennstoffen und den etwas höheren Emissionen beim Einsatz von Halmgutbrennstoffen zu erklären.

Der Emissionsgrenzwert für Schwefeldioxid liegt bei einer Feuerungswärmeleistung von 100 bis 300 MW bei 200 mg/Nm³ (vgl. Tabelle 2.2, S. 27). Insgesamt können die Schwefeldioxid-Emissionen durch den Einsatz von Biobrennstoffen stark reduziert werden, sodass der Emissionsgrenzwert bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen deutlich unterschritten wird.

Anhand der nachfolgenden Darstellung des Schwefelabscheidegrades (Abb. 4.40, S. 135) wird die Ursache der sprunghaften Minderung von Schwefeldioxid-Emissionen bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen deutlich.

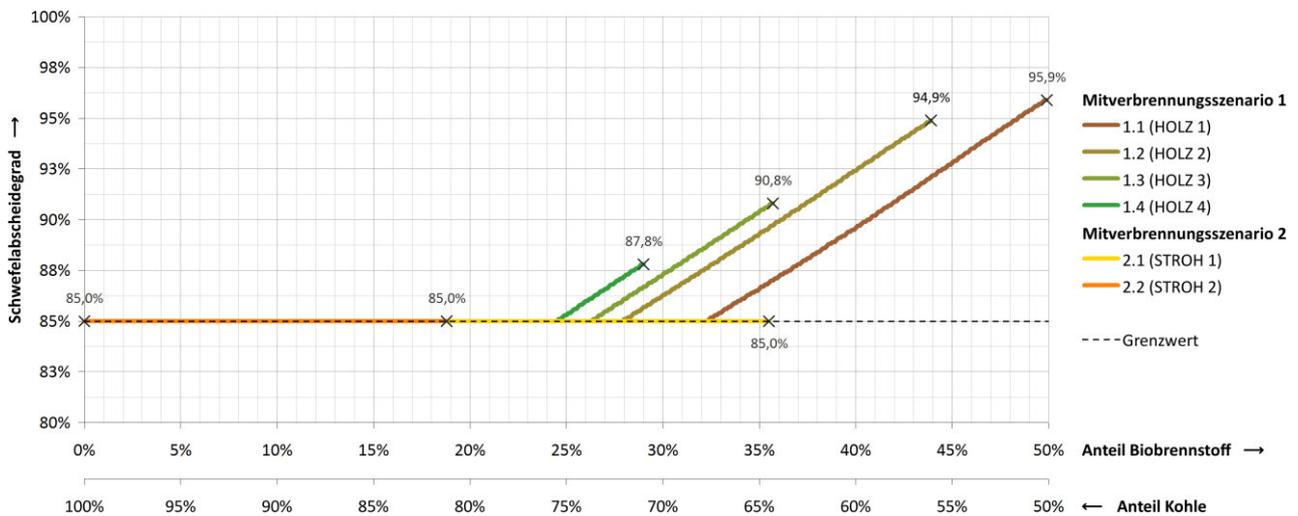


Abb. 4.40. Veränderung des Schwefelabscheidegrades in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Zur Minderung des Ausstoßes von Schwefeldioxid ist neben dem Emissionsgrenzwert auch ein Mindestschwefelabscheidegrad einzuhalten. Beim Einsatz von Kohle und einer Feuerungswärmeleistung von 100 bis 300 MW müssen mindestens 85 % des mit dem Brennstoff zugeführten Schwefels abgeschieden werden (vgl. Tabelle 2.2, S. 27). Dieser Grenzwert gilt ebenfalls bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen.

Bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen wird der Schwefelabscheidegrad durch Zugabe von Kalkstein und Natriumhydrogencarbonat auf einem gleichbleibenden Niveau von 85 % gehalten. Damit das molare Schwefel-Chlor-Verhältnis im Rohgas nicht unter den kritischen Wert von 2 fällt (vgl. Abb. 4.20, S. 116), wird mit steigendem Mitverbrennungsanteil die Zugabe von Kalkstein reduziert (vgl. Abb. 4.11, S. 107). Um dennoch den vom Gesetzgeber geforderten Mindestschwefelabscheidegrad einzuhalten, wird gleichzeitig die zugeführte Absorbensmenge (hier Natriumhydrogencarbonat) gesteigert (vgl. Abb. 4.12, S. 108).

Da Holzbrennstoffe große Mengen Calciumoxid mit sich führen (vgl. Tabelle A.7, S. 217), findet bei der Verbrennung eine Eigeneinbindung des Schwefels statt (siehe Kap. 3.3.2, S. 69). Bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen übersteigt daher der Schwefelabscheidegrad bei höherem Mitverbrennungsanteil den vom Gesetzgeber geforderten Schwefelabscheidegrad von 85 %. Daher kann die Zugabe von Kalkstein zunächst reduziert und schließlich eingestellt werden (vgl. Abb. 4.11, S. 107). Eine absorptive Gasreinigung mit Natriumhydrogencarbonat ist beim Einsatz von Holzbrennstoffen nicht zwingend erforderlich.

Chlorwasserstoff

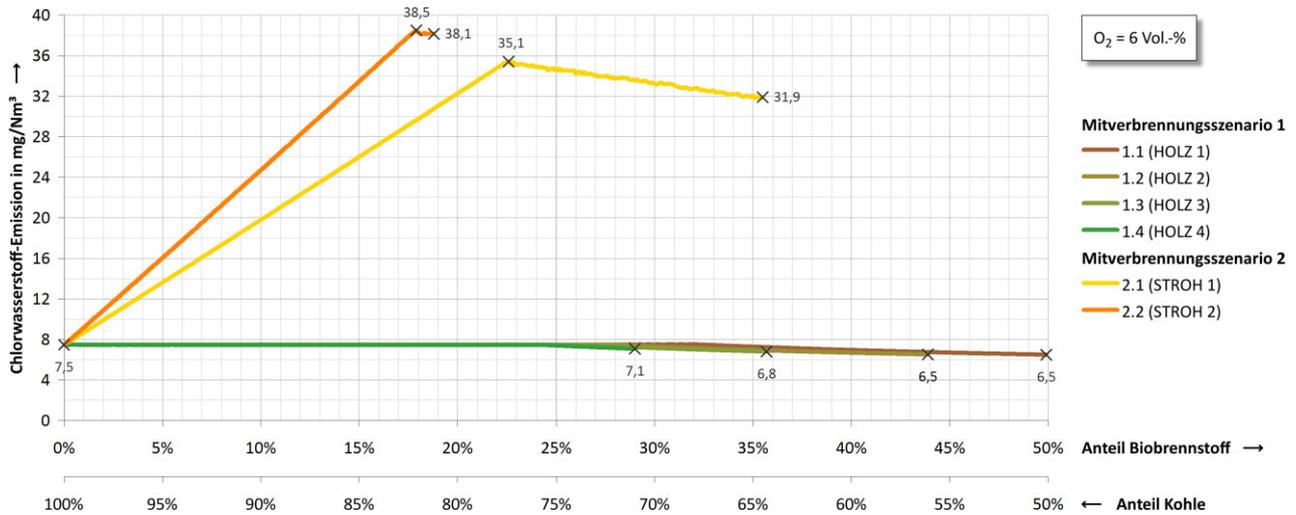


Abb. 4.41. Veränderung der Chlorwasserstoff-Massenkonzentration im Abgas (6 Vol.-% Bezugssauerstoffgehalt) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Die Temperatur im Brennraum ist mit 850 bis 900 °C zur Einbindung von Chlorwasserstoff mit Kalkstein zu hoch. Der Chlor-Einbindegrad ist dementsprechend gering (vgl. Abb. 3.4, S. 71).

Bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen sind die Chlorwasserstoff-Emissionen leicht rückgängig, was auf den geringen Chlorgehalt im Brennstoff zurückzuführen ist (vgl. Tabelle A.7, S. 217). Im Gegensatz dazu enthalten Halmgutbrennstoffe vergleichsweise viel Chlor. Bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen steigt die Chlorwasserstoff-Emission zunächst stark an. Bei höherem Mitverbrennungsanteil sinken die Emissionen durch den Einsatz von Natriumhydrogencarbonat zur absorptiven Gasreinigung spürbar. Gegenüber Holzbrennstoffen wird jedoch wesentlich mehr Chlorwasserstoff freigesetzt (vgl. van Loo & Koppejan, 2008, S. 242). Falls erforderlich, kann die Chlorwasserstoff-Emission durch größere Mengen an Natriumhydrogencarbonat weiter gesenkt werden. In der 13. BImSchV ist kein Emissionsgrenzwert für Chlorwasserstoff festgelegt (vgl. Tabelle 2.2, S. 27).

Fluorwasserstoff

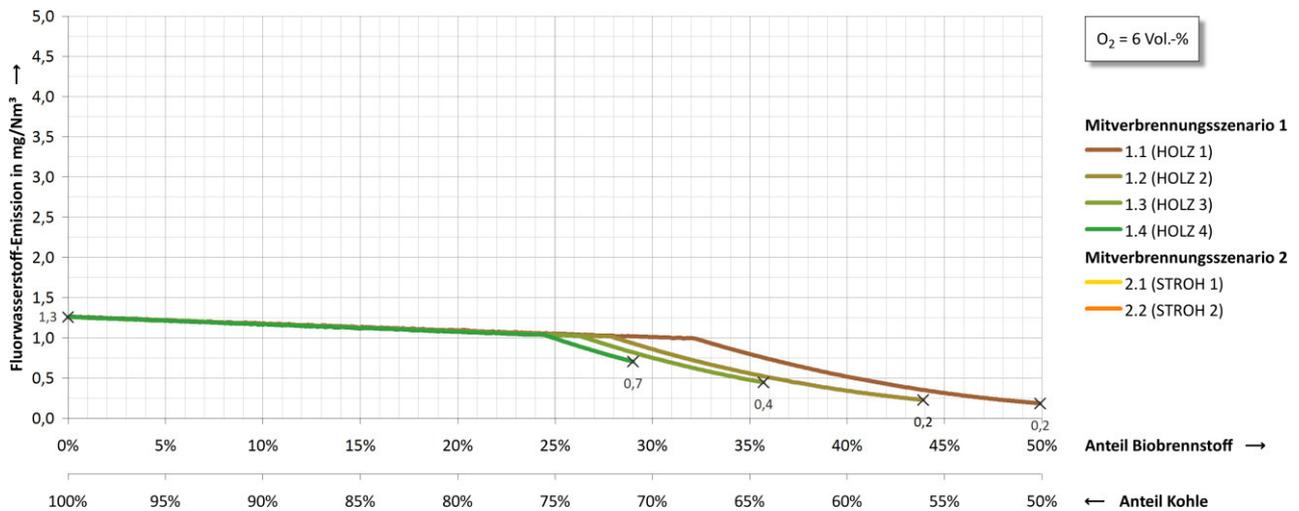


Abb. 4.42. Veränderung der Fluorwasserstoff-Massenkonzentration im Abgas (6 Vol.-% Bezugssauerstoffgehalt) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Da der Fluorgehalt der untersuchten Halmgutbrennstoffe nicht bekannt ist (vgl. Tabelle A.7, S. 217), wird lediglich die Fluorwasserstoff-Massenkonzentration beim Einsatz von Holzbrennstoffen dargestellt. Halmgutbrennstoffe enthalten für gewöhnlich nur geringe Mengen an Fluor (vgl. DIN, 2005b, S. 32). Der Fluorgehalt wird daher im Rahmen üblicher Brennstoffanalysen nicht ermittelt. Im Gegensatz zu Chlorwasserstoff lässt sich Fluorwasserstoff ebenso wie Schwefeldioxid durch die Zugabe von Kalkstein verhältnismäßig gut einbinden (vgl. Abb. 3.4, S. 71). Bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen sind die Fluorwasserstoff-Emissionen, die bei der Monoverbrennung von Steinkohle bereits sehr gering sind, nochmals deutlich rückgängig. Dieses ist auf den geringen Fluorgehalt im Brennstoff zurückzuführen (siehe Kap. 2.5.2, S. 46). Der hohe Calciumgehalt im Holzbrennstoff trägt ebenfalls zur Eigeneinbindung der Schadstoffe bei (siehe Kap. 3.3.2, S. 69). In der 13. BImSchV ist kein Emissionsgrenzwert für Fluorwasserstoff festgelegt (vgl. Tabelle 2.2, S. 27).

4.3.2 Treibhausgase

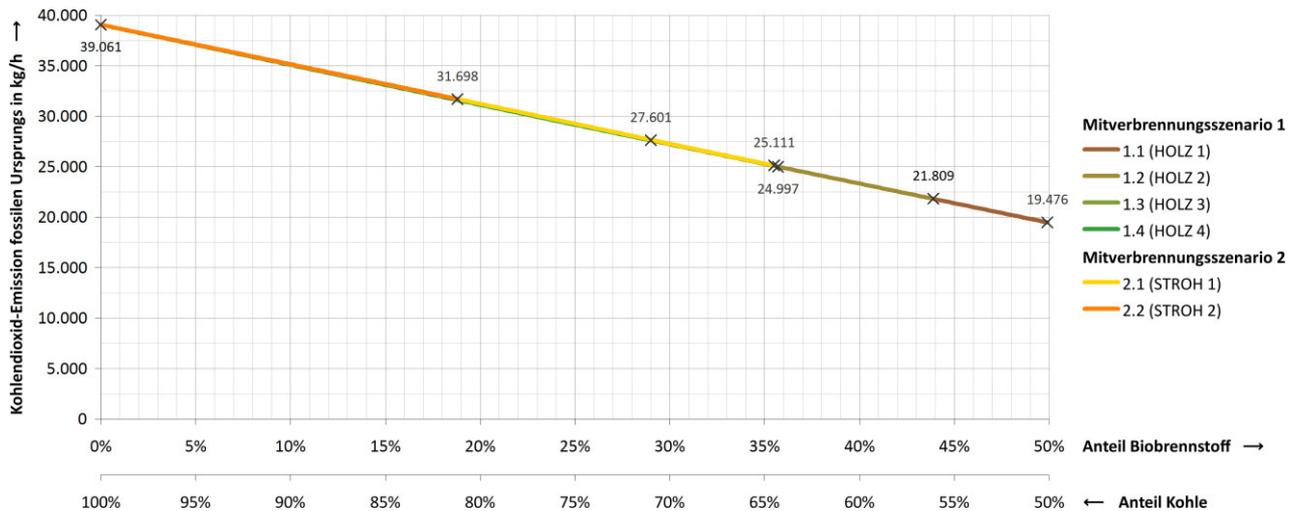


Abb. 4.43. Veränderung der absoluten direkten Kohlendioxid-Emissionen in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil

Die dargestellten absoluten direkten Kohlendioxid-Emissionen sind nach Gleichung (3.99) errechnet. Da die Kohlenstoffbilanz bei der Verbrennung von Biobrennstoffen ausgeglichen ist (CO_2 -neutral) (siehe Kap. 1.1, S. 1), werden lediglich Emissionen fossilen Ursprunges betrachtet. Durch die Mitverbrennung von Biobrennstoffen wird der Ausstoß direkter Kohlendioxid-Emissionen mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil deutlich vermindert. Da die zu beobachtende Minderung in allen Mitverbrennungsszenarien nahezu gleich ist, kann ein Zusammenhang mit der Art und den Eigenschaften der eingesetzten Biobrennstoffe ausgeschlossen werden. Beim Einsatz von Holzbrennstoffen wird der Ausstoß um bis zu -50,1 % (Mitverbrennungsszenario 1.1) und beim Einsatz von Halmgutbrennstoffen um bis zu -35,7 % (Mitverbrennungsszenario 2.1) reduziert. Eine weitere Minderung könnte zwar durch die Steigerung des Mitverbrennungsanteiles erreicht werden, aufgrund verfahrenstechnischer Einschränkungen ist dieses unter Berücksichtigung der genannten Rahmenbedingungen jedoch nicht möglich (siehe Kap. 4.4, S. 141). Die geringfügigen Unterschiede zwischen den jeweiligen Mitverbrennungsszenarien sind auf unterschiedlich große Mengen an Additiven (Kalkstein, Natriumhydrogencarbonat) zur Rauchgasreinigung zurückzuführen (vgl. Abb. 4.11, S. 107 und Abb. 4.12., S. 108). Die Stoffe werden zur Rauchgasreinigung eingesetzt und sind neben dem fossilen Regelbrennstoff eine weitere Quelle fossiler Kohlendioxid-Emissionen. Die hierdurch freigesetzten Mengen sind im Verhältnis zu den bei der Verbrennung fossiler Energieträger freigesetzten Mengen jedoch äußerst gering.

In Abb. 4.43 sind ausschließlich direkte Kohlendioxid-Emissionen (vgl.) dargestellt, die infolge der Verbrennung entstehen. Darüber hinaus werden in der nachfolgenden Darstellung (Abb. 4.44, S. 139) auch indirekte Kohlendioxid-Emissionen (vgl. Kap. 2.7.3, S. 58) berücksichtigt, die der Vorstufe zur Bereitstellung der Energieträger zuzuordnen sind.

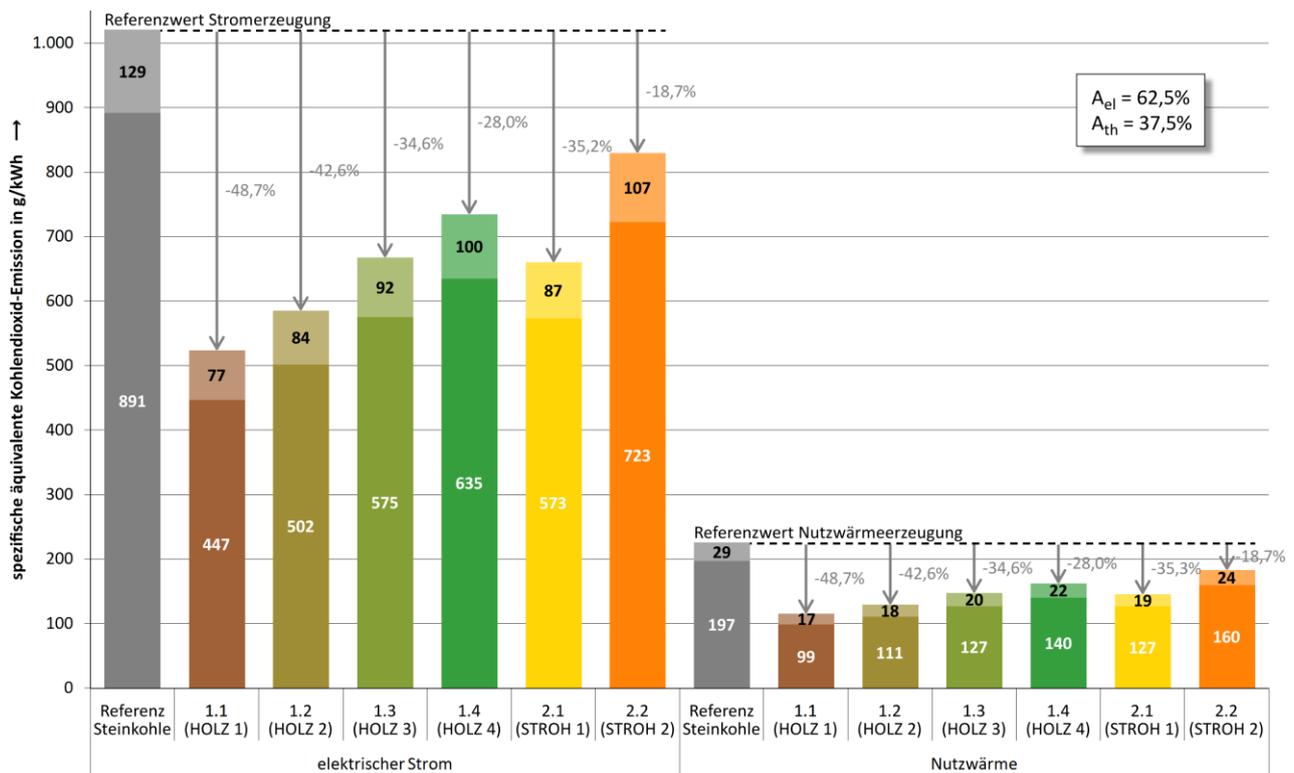


Abb. 4.44. Gegenüberstellung der spezifischen äquivalenten Kohlendioxid-Emissionen für elektrischen Strom und Wärme bei der Monoverbrennung von Steinkohle und der Mitverbrennung von Biobrennstoffen mit maximalem Mitverbrennungsanteil (weiße Zahlen: Direkte Emissionen, schwarze Zahlen: Indirekte Emissionen)

Die spezifischen äquivalenten Kohlendioxid-Emissionen der Nutzwärme werden nach Gleichung (3.101) und die des elektrischen Stromes nach Gleichung (3.102) ermittelt. Zur Berechnung der indirekten Emissionen werden die ermittelten CO₂-Äquivalente der Brennstoffbereitstellung des jeweiligen Brennstoffes herangezogen (vgl. Abb. 2.34, S. 59). Zur Allokation wird die Exergie-Methode angewendet (siehe Kap. 3.10, S. 93). In den Mitverbrennungsszenarien werden die jeweiligen maximalen Mitverbrennungsanteile angenommen (siehe Kap. 4.4, S. 141). Direkte Emissionen sind als weiße Zahlen und indirekte Emissionen als schwarze Zahlen dargestellt. Die Mitverbrennungsszenarien sind dem Referenzszenario gegenübergestellt.

Die spezifischen äquivalenten Kohlendioxid-Emissionen bei gekoppelter Strom- und Wärmeerzeugung können durch die Mitverbrennung von Biobrennstoffen deutlich gesenkt werden. Dieses gilt für sowohl direkte als auch indirekte Emissionen. Da mit steigendem Mitverbrennungsanteil die Kohlendioxid-Emissionen sinken (vgl. Abb. 4.43, S. 138), besteht beim Einsatz getrockneter Holzbrennstoffe (Mitverbrennungsszenario 1.1) das größte Minderungspotenzial. Hierbei kann der Ausstoß um bis zu -48,7 % gesenkt werden, wohingegen es beim Einsatz von alkalireichen Halmgutbrennstoffen (Mitverbrennungsszenario 2.2) lediglich bis zu -18,7 % sind.

Das Verhältnis zwischen direkten und indirekten Emissionen verschiebt sich mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil in Richtung der indirekten Emissionen. Dieses ist damit zu begründen, dass bei der vollständigen Substitution des fossilen Regelbrennstoffes nahezu keine direkten Kohlendioxid-Emissionen mehr ausgestoßen werden, die indirekten Emissionen aus der Vorkette zur Bereitstellung des Biobrennstoffes jedoch gleichbleiben. Somit wird deutlich, dass zur CO₂-neutralen

Strom- und Wärmeerzeugung auch indirekte Emissionen infolge der Gewinnung, der Aufbereitung und des Transportes der Biobrennstoffe vermieden werden müssen (vgl. Wagner et al., 2007, S. 51).

4.3.3 Zusammenfassung ökologischer Auswirkungen

Durch die Untersuchung der ökologischen Auswirkungen konnte belegt werden, dass insbesondere der Ausstoß von Stickoxiden und Schwefeldioxid infolge der Mitverbrennung von Biobrennstoffen gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle deutlich reduziert wird (vgl. Spliethoff et al., 2009, S. 597). Die an den anlagenbezogenen Immissionsschutz gestellten gesetzlichen Anforderungen können für alle Luftschadstoffe eingehalten werden (vgl. Tabelle 2.2, S. 27).

Tabelle 4.2. Ausstoß von Luftschadstoffen bei 0 %, 10 % und 25 % Mitverbrennungsanteil

Mitverbrennungsanteil	Szenario		Massenkonzentration ^a					
			Staub mg/Nm ³	CO mg/Nm ³	NO ₂ mg/Nm ³	SO ₂ mg/Nm ³	HCl mg/Nm ³	HF mg/Nm ³
0 %	Referenz		< 1	35	50	145	7	1
10 %	1	1.1 (HOLZ 1)	< 1	35	47	133	7	1
		1.2 (HOLZ 2)	< 1	35	47	132	7	1
		1.3 (HOLZ 3)	< 1	35	46	131	7	1
		1.4 (HOLZ 4)	< 1	35	46	131	7	1
	2	2.1 (STROH 1)	< 1	35	48	136	20	k. A.
		2.2 (STROH 2)	< 1	35	48	139	25	k. A.
25 %	1	1.1 (HOLZ 1)	< 1	35	42	114	7	1
		1.2 (HOLZ 2)	< 1	35	41	113	7	1
		1.3 (HOLZ 3)	< 1	35	41	112	7	1
		1.4 (HOLZ 4)	< 1	35	41	109	7	1
	2	2.1 (STROH 1)	< 1	36	46	122	35	k. A.
		2.2 (STROH 2)	-	-	-	-	-	-

^a trockenes Abgas im Normzustand (273,15 K, 101,3 kPa), 6 Vol.-% Bezugssauerstoffgehalt

Bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen werden gegenüber der Nutzung von Halmgutbrennstoffen weniger Luftschadstoffe freigesetzt, da diese im Vergleich weniger emissionsrelevante Elemente enthalten. Die Staub- und Kohlenmonoxid-Emissionen sind insgesamt betrachtet auf einem niedrigen Niveau und bleiben beim Einsatz der untersuchten Biobrennstoffe nahezu unverändert, wohingegen die Schwefel- und Stickoxid-Emissionen deutlich gesenkt werden können. Zudem sinkt bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen auch der Ausstoß von Halogenwasserstoffen (hier Chlor- und Fluorwasserstoff). Im Unterschied dazu wird bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen mehr Chlorwasserstoff freigesetzt, was auf den hohen Gehalt an Chlor im Brennstoff zurückzuführen ist. In der 13. BImSchV ist kein Emissionsgrenzwert für Halogenwasserstoff festgelegt. Die Emissionen können ggf. durch weitere Maßnahmen zur Rauchgasreinigung, wie z. B. dem verstärkten Einsatz von Natriumhydrogencarbonat zur absorptiven Gasreinigung, gesenkt werden.

Durch die Substitution des fossilen Regelbrennstoffes Steinkohle mit Biobrennstoffen können die Kohlendioxid-Emissionen deutlich gesenkt werden. Gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle werden bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen etwa die Hälfte (-49,9 %) und bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen etwa zwei Drittel (-35,4 %) des Kohlendioxides fossilen Ursprunges freigesetzt. Eine weitere Reduzierung der Kohlendioxid-Emissionen ist ausgeschlossen, da der Mitverbrennungsanteil aufgrund bestehender verfahrenstechnischer Grenzen unter den ge-

nannten Rahmenbedingungen nicht weiter gesteigert werden kann (siehe Kap. 4.4, S. 141). Die Umrüstung zur Mitverbrennung von Biobrennstoffen bietet sich vor allem für bestehende Kraftwerke mit geringer Restlaufzeit an, um die gesetzlichen Anforderungen an den anlagenbezogenen Immissionsschutz auch in Zukunft weiterhin zu erfüllen.

4.4 Verfahrenstechnische und ökologische Grenzen der Mitverbrennung

Im Vorwege der Untersuchung wurde erläutert, dass zur Gewährleistung des sicheren Anlagenbetriebes unter Einhaltung der gesetzlichen Auflagen sowohl verfahrenstechnische als auch ökologische Vorgaben eingehalten werden müssen (siehe Kap. 4.1.3, S. 100). Die vollständige Substitution des fossilen Regelbrennstoffes ist mit keinem der eingesetzten Biobrennstoffe möglich. Bei allen Mitverbrennungsszenarien sind verfahrenstechnische Gründe dafür ausschlaggebend, dass im Zuge der Steigerung des Mitverbrennungsanteiles eines der Abbruchkriterien erfüllt wird. Daher ist eine Steigerung des Mitverbrennungsanteiles über die im Folgenden genannten Maxima nicht möglich.

Tabelle 4.3. Maximale Mitverbrennungsanteile und begrenzende Faktoren

Mitverbrennungsszenario	Biobrennstoff	Mitverbrennungsanteil bei Programmabbruch	Abbruchkriterium	Grenzwert	
1	1.1	HOLZ 1	49,9 %	molares Schwefel-Chlor-Verhältnis	$\frac{n_S}{n_{Cl}} \leq 2$
	1.2	HOLZ 2	43,9 %	mittlere Gasgeschwindigkeit	$\bar{v}_{WBK} \geq 7 \text{ m/s}$
	1.3	HOLZ 3	35,7 %	mittlere Gasgeschwindigkeit	$\bar{v}_{WBK} \geq 7 \text{ m/s}$
	1.4	HOLZ 4	29,0 %	mittlere Gasgeschwindigkeit	$\bar{v}_{WBK} \geq 7 \text{ m/s}$
2	2.1	STROH 1	35,5 %	molares Schwefel-Chlor-Verhältnis	$\frac{n_S}{n_{Cl}} \leq 2$
	2.2	STROH 2	18,8 %	Alkali-Index	$AI \geq 0,34 \text{ kg/GJ}$

Der größte Mitverbrennungsanteil kann in Mitverbrennungsszenario 1.1 mit dem getrockneten Holzbrennstoff (HOLZ 1) (maximal 49,9 % der Feuerungswärmeleistung) erzielt werden. Im Gegensatz dazu ist der Mitverbrennungsanteil in Mitverbrennungsszenario 2.2 mit dem naturbelassenen Weizenstroh (STROH 2) vergleichsweise gering (maximal 18,8 % der Feuerungswärmeleistung).

4.5 Ökonomische Auswirkungen

Im Folgenden wird geklärt, ob die Mitverbrennung signifikanter Mengen Biobrennstoffe gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle unter Berücksichtigung ökonomischer Aspekte vertretbar ist. Die Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung werden dargestellt und erörtert, um anhand dessen die ökonomischen Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen aufzuzeigen.

4.5.1 Beschreibung der Szenarien

Die nachfolgende Wirtschaftlichkeitsbetrachtung beruht auf den zuvor dargestellten Szenarien (siehe Kap. 4.1.2, S. 99). Dem Referenzszenario werden die Mitverbrennungsszenarien gegenübergestellt. In der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung werden die maximalen Mitverbrennungsanteile angesetzt (vgl. Kap. 4.4, S. 141). Zur Vergleichbarkeit der Ergebnisse wird in allen Szenarien dieselbe

zu erzeugende Nutzwärmemenge (377 159 MWh/a) angesetzt, was einem Drittel der Grund- und Mittellast des Heizkraftwerkes Flensburg entspricht (vgl. Abb. 4.1, S. 98).

Tabelle 4.4. Relative und absolute Verteilung der Brennstoffe in den Szenarien beim Einsatz in einer ZWSF mit 118 MW Feuerungswärmeleistung

Szenario	Steinkohle		Holzbrennstoffe				Halmgutbrennstoffe	
	KOHLE RU	KOHLE CO	HOLZ 1	HOLZ 2	HOLZ 3	HOLZ 4	STROH 1	STROH 2
Referenz	66,6 %	33,3 %						
	78,7 MW	39,3 MW						
1.1	33,4 %	16,7 %	49,9 %					
	39,4 MW	19,7 MW	58,9 MW					
1.2	37,4 %	18,7 %		43,9 %				
	44,1 MW	22,1 MW		51,8 MW				
1.3	42,9 %	21,4 %			35,7 %			
	50,6 MW	25,3 MW			42,1 MW			
1.4	47,3 %	23,7 %				29,0 %		
	55,8 MW	28,0 MW				34,2 MW		
2.1	43,0 %	21,5 %					35,5 %	
	50,7 MW	25,4 MW					41,9 MW	
2.2	54,1 %	27,1 %						18,8 %
	63,8 MW	32,0 MW						22,2 MW

4.5.2 Zusammenstellung der Kostenansätze

Die im Folgenden getroffenen Kostenannahmen für den Einsatz von Steinkohle beruhen auf Angaben der *Stadtwerke Flensburg* (vgl. SWFL, 2013). Im Heizkraftwerk Flensburg werden seit einigen Jahren Erfahrungen in der Mitverbrennung von Biobrennstoffen gesammelt. Bisher kamen ausschließlich Holzbrennstoffe in vergleichsweise geringen Mengen zum Einsatz.

Kapitalkosten

Feuerungsanlagen, die für die Monoverbrennung von Steinkohle ausgelegt sind, müssen für den Einsatz eines zusätzlichen Biobrennstoffes umfangreich umgerüstet werden. Zur Mitverbrennung müssen Möglichkeiten geschaffen werden, um den Biobrennstoff den jeweiligen Anforderungen entsprechend

- anzunehmen,
- zu beproben,
- einzubringen,
- zwischenzulagern,
- auszutragen,
- aufzubereiten,
- zu dosieren und
- zu transportieren.

In bestehenden Anlagen ist die vorhandene Anlagentechnik und Infrastruktur auf die Anforderungen des Regelbrennstoffes abgestimmt. Bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen können diese Anlagenteile in der Regel für den verbleibenden Anteil an Regelbrennstoff weiter genutzt werden. Darüber hinaus müssen jedoch Brennstoffpfade geschaffen werden, die speziell auf die Anforderungen des jeweiligen Biobrennstoffes abgestimmt sind, insbesondere bei einem höheren Mitverbrennungsanteil. Zur Errichtung neuer Anlagenteile und der Modifikation bestehender Anlagenteile müssen Investitionen getätigt werden. Der Investitionsaufwand richtet sich nach der Art und Menge der Biobrennstoffe, der Art des Dampferzeugers, dessen Feuerungswärmeleistung sowie der Betriebsweise (vgl. IEA ETSAP, 2010, S. 4).

Die Umrüstung zur Mitverbrennung von Biobrennstoffen bietet sich besonders für bestehende Kraftwerke an. Im Folgenden wird angenommen, dass diese Anlagen vollständig abgeschrieben sind. Daher werden in der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung für bestehende Anlagenteile keine Kapitalkosten, nachfolgend auch als Kapitaldienst bezeichnet, veranschlagt. Kapitalkosten fallen lediglich für Zusatzinvestitionen an, die zur Anpassung bzw. zur Erweiterung der vorhandenen Anlagentechnik und Infrastruktur erforderlich sind. Die Umrüstung bestehender Kraftwerke erfordert gegenüber Verbrennungsanlagen, die speziell für Biobrennstoffe ausgelegt sind, verhältnismäßig geringe Investitionen (vgl. IEA ETSAP, 2013, S. 10). Da der Aufwand zur Brennstoffaufbereitung bei der Mitverbrennung in ZWSF gegenüber anderen Feuerungsarten vergleichsweise gering ist, fallen die erforderlichen Zusatzinvestitionen ebenfalls gering aus. Für die Umrüstung zur Stromerzeugung mit Biobrennstoffen ist für ein Kohlekraftwerk mit einem elektrischen Wirkungsgrad zwischen 35 und 40 % mit durchschnittlich 250 €/kW_{el} (200 bis 350 €/kW_{el}) zu rechnen (vgl. IEA ETSAP, 2010, S. 4 f.; EREC, 2010, S. 160; Faaij, 2006b, S. 348). Wird dieser Wert auf die Feuerungswärmeleistung umgerechnet, fallen bei einem Kraftwerk mit 40 % elektrischem Wirkungsgrad Ausgaben in Höhe von 100 €/kW_{th} an.

Durch Multiplikation der Investitionsausgaben mit dem Annuitätenfaktor werden die fixen jährlichen Kapitalkosten

$$K_K = I a \quad (4.1)$$

mit:

Annuitätenfaktor a

$$a = \frac{(1+i)^n i}{(1+i)^n - 1} \quad (4.2)$$

ermittelt (vgl. Schmitz & Schaumann, 2005, S. 246).

Betriebskosten

Für das Schichtpersonal, die Instandhaltung und die Versicherung der Anlagen fallen fixe Betriebskosten an. Hierbei werden ausschließlich die reinen Erzeugungskosten ohne Overhead berücksichtigt, wie zusätzliche Aufwendungen für Verwaltung, Handel, Vertrieb etc.

Zu den Tätigkeiten des Schichtpersonals gehört die Bedienung und Überwachung des Dampferzeugers sowie der Dampfturbine. Es wird angenommen, dass für den Dauerbetrieb durchgängig vier Mitarbeiter vorzuhalten sind. Im üblichen Drei-Schichten-Modell sind folglich zwölf Mitarbeiter beschäftigt. Bei einem Stundenlohn von 37,00 €/h (einschließlich Nebenkosten) und einer jährlichen

Bruttoarbeitszeit je Schichtarbeiter von 1630 Stunden fallen für den Betrieb einer ZWSF jährlich 723 720 € Personalkosten an. Der Einsatz von Biobrennstoffen wird keine Änderungen der Personalkosten zufolge haben.

Instandhaltung gliedert sich in die vier Grundmaßnahmen Wartung, Inspektion, Instandsetzung und Verbesserung (vgl. DIN, 2012). Für den Instandhaltungsaufwand eines Dampferzeugers und der dazugehörigen Dampfturbine liegen sowohl für die Monoverbrennung von Steinkohle als auch für die Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen genaue Angaben vor. Da die Instandhaltungskosten mit zunehmenden Betriebsstunden steigen, handelt es sich dabei im Prinzip nicht um reine Fixkosten. Zur Vereinfachung werden jedoch Fixkosten angenommen. Bei der Monoverbrennung von Steinkohle sind für die Instandhaltung des Dampferzeugers jährlich 600 000 €/a zu veranschlagen. Seit einigen Jahren werden im Heizkraftwerk Flensburg Ersatzbrennstoffe mitverbrannt. Mit Einführung des neuen Brennstoffes haben die Verschleiß- und Korrosionserscheinungen am Dampferzeuger deutlich zugenommen. Infolgedessen hat sich der Instandhaltungsaufwand etwa verdoppelt. Es ist anzunehmen, dass sich der Instandhaltungsaufwand bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen ebenfalls verdoppeln wird. Für die jährlichen Kosten zur Instandhaltung des Dampferzeugers werden daher 1 200 000 €/a veranschlagt. Für die Instandhaltung der Dampfturbine sind jährlich 160 000 €/a zu veranschlagen. Im Gegensatz zu dem Instandhaltungsaufwand für den Dampferzeuger wird sich der Einsatz von Biobrennstoffen auf den Instandhaltungsaufwand der Dampfturbine nicht auswirken. Die Instandhaltungskosten der Dampfturbine sind daher als konstant anzunehmen.

In der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung wird angenommen, dass bestehende Kraftwerke zur Mitverbrennung von Biobrennstoffen umgerüstet werden. Für die Versicherung des Dampferzeugers und der Dampfturbine sind jährliche Kosten in Höhe von 70 000 €/a anzusetzen. Im Heizkraftwerk Flensburg sind die Versicherungskosten infolge der Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen nicht gestiegen. Daher wird angenommen, dass die Versicherungskosten mit dem Einsatz von Biobrennstoffen ebenfalls nicht steigen werden. Die Versicherung neu errichteter Anlagenteile ist mit jährlich 0,5 % p. a. der Investitionssumme zu veranschlagen (vgl. Schmitz & Schaumann, 2005, S. 272).

Verbrauchskosten

Der Einsatz von Brenn- und Hilfsstoffen, die Entsorgung von Aschen, der Bedarf an Emissionszertifikaten sowie der innerbetriebliche Brennstofftransport verursachen variable Verbrauchskosten. Diese werden durch Multiplikation der spezifischen Kosten mit den Verbrauchsmengen eines Jahres ermittelt. In Tabelle 4.5 sind die spezifischen Kosten zur Bereitstellung von Brennstoffen dargestellt. Diese beinhalten die Lieferung frei Kraftwerk. Alle Preisangaben sind ohne Mehrwertsteuer.

Tabelle 4.5. Massen- und energiespezifische Brennstoffkosten, eigene Berechnung mit Daten für Steinkohle aus (SWFL, 2013), für Holzhackschnitzel (CARMEN, 2013), für Strohquaderballen (vgl. Tabelle A.13, S. 221)

Steinkohle ^a	Holzhackschnitzel ^b				Strohquaderballen ^c getrocknet STROH 1, STROH 2 w = 15 % H _u = 4,25 MJ/kg
	getrocknet HOLZ 1 w = 20 % H _u = 14,31 MJ/kg	HOLZ 2 w = 35 % H _u = 11,17 MJ/kg	naturbelassen HOLZ 3 w = 40 % H _u = 10,12 MJ/kg	HOLZ 4 w = 45 % H _u = 9,08 MJ/kg	
w = 11 % H _u = 25,43 MJ/kg	72,20 €/t	63,94 €/t	63,94 €/t	63,94 €/t	67,14 €/t
	2,84 €/GJ	5,72 €/GJ	6,32 €/GJ	7,04 €/GJ	4,71 €/GJ
	83,27 €/t SKE	167,89 €/t SKE	185,31 €/t SKE	206,54 €/t SKE	138,19 €/t SKE

Alle Preisangaben ohne Mehrwertsteuer

Umrechnungsfaktoren: 1 t SKE = 8,1472 MWh, 1 MWh = 3,6 GJ

^a Lieferung frei Halde

^b Lieferung frei Kraftwerk in Norddeutschland im Umkreis von 20 km im II. Quartal 2013

^c Lieferung frei Kraftwerk

Gemäß Angaben der *Stadtwerke Flensburg* wird für Steinkohle mit 11 % Wassergehalt ein Brennstoffpreis in Höhe von 72,20 €/t angenommen (vgl. SWFL, 2013).

Der Wassergehalt in Holzbrennstoffen kann durch natürliche Trocknung ohne zusätzlichen Energieaufwand, allein durch die Einwirkung von Wind und Sonne, deutlich reduziert werden (siehe Kap. 2.6.1, S. 50 und Kap. 2.7.2, S. 55). Infolgedessen verliert der Brennstoff an Masse. Aufgrund des Trocknungsverlustes, des zusätzlichen Arbeitsaufwandes und der längeren Lagerzeit ist für getrocknete Holzhackschnitzel gegenüber naturbelassenen Holzhackschnitzeln ein höherer Brennstoffpreis gerechtfertigt. Für getrocknete Holzhackschnitzel mit 20 % Wassergehalt wird ein Brennstoffpreis in Höhe von 98,81 €/t angenommen. Gemäß *Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe* kostet die Bereitstellung von Waldhackschnitzeln aus Fichtenholz zwischen 4,20 und 13,50 €/GJ. Für Waldhackschnitzel aus Buchenholz ist mit 3,20 bis 9,70 €/GJ zu rechnen (vgl. FNR, 2005, S. 223). Dieses deckt sich mit den Marktpreisangaben vom *Centralen Agrar-Rohstoff-Marketing- und Energie-Netzwerk* (vgl. CARMEN, 2013). Der Wassergehalt naturbelassener Holzbrennstoffe unterliegt starken natürlichen Schwankungen, was u. a. Auswirkungen auf den Heizwert hat (vgl. Abb. 2.23, S. 41). Trotz der daraus resultierenden eklatanten Qualitätsunterschiede bezieht sich der Brennstoffpreis naturbelassener Holzhackschnitzel für gewöhnlich allein auf die Liefermenge. Für naturbelassene Holzhackschnitzel mit 35 bis 45 % Wassergehalt wird ein einheitlicher Brennstoffpreis in Höhe von 63,94 €/t angenommen.

Die *Landwirtschaftskammer Niedersachsen* stellt einen Strohpreisrechner (vgl. LWKN, 2013) zur Verfügung, mit dem ein angemessener Preis für Halmgutbrennstoffe unter Berücksichtigung aller relevanten Kostenfaktoren ermittelt werden kann. Die Vollkostenkalkulation zur Bereitstellung von getrocknetem Weizenstroh in Quaderballen ist in Tabelle A.13 (S. 221) dargestellt. Die für Getreidestrohballen angenommenen Brennstoffkosten decken sich mit den Angaben der *Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe*, wonach zur Bereitstellung von Halmgutbrennstoffen mit 3,00 bis 5,50 €/GJ zu rechnen ist (vgl. FNR, 2005, S. 223). Im Vergleich dazu liegt der durchschnittliche Brennstoffpreis in Dänemark bei 3,40 €/GJ (vgl. NETBIOCOF, 2006, S. 62). Für getrocknetes Weizenstroh in Quaderballen wird ein Brennstoffpreis in Höhe von 67,14 €/t angenommen.

In Tabelle 4.6 sind die spezifischen Kosten zur Bereitstellung von Hilfsstoffen dargestellt. Diese beinhalten die Lieferung frei Kraftwerk. Alle Preisangaben sind ohne Mehrwertsteuer.

Tabelle 4.6. Spezifische Hilfsstoffkosten, eigene Darstellung mit Daten aus (SWFL, 2013)

Quarzsand	Kalkstein	Absorbens (Natriumhydrogencarbonat)
37,50 €/t	42,81 €/t	276,44 €/t

Alle Preisangaben ohne Mehrwertsteuer
Lieferung frei Kraftwerk

Für Emissionszertifikate wird der durchschnittliche Spotmarktpreis des an der Energiebörse EEX in Leipzig gehandelten EEX Carbon Index (Carbix) im II. Quartal 2013 in Höhe 3,88 €/t CO₂ angenommen (vgl. EEX, 2013a). Gegenwärtig ist der Preis von Emissionszertifikaten auf einem außerordentlich niedrigen Niveau.

Da bei der Verbrennung in ZWSF Flugasche anfällt, die aufgrund des hohen Restkohlenstoffgehaltes zur Weiterverwendung z. B. als Zuschlagstoff bei der Zementherstellung oder als Füllmaterial im Straßenbau ungeeignet ist, können damit keine Verkaufserlöse erzielt werden. Stattdessen muss der Reststoff deponiert werden, wodurch gemäß Angaben der *Stadtwerke Flensburg* zusätzliche Entsorgungskosten in Höhe von 24,47 €/t anfallen. Ebenso fallen für die Entsorgung von Grobasche Kosten in Höhe von 35,00 €/t an. Es wird angenommen, dass die Flug- und Grobasche sich zu 95 % aus Flugasche und zu 5 % aus Grobasche zusammensetzt. Somit ergibt sich für die Entsorgung von Flug- und Grobasche ein Mischpreis in Höhe von 25,00 €/t (vgl. SWFL, 2013).

Gewebefilterasche enthält Problemstoffe, wie wasserlösliche Bestandteile, Schwermetalle und andere lösliche Feststoffe. Um die Menge an anfallender Gewebefilterasche möglichst gering zu halten, empfiehlt sich daher eine Trennung des Flugaschestromes (siehe Kap. 2.4.3, S. 36). Sofern es sich um einen gefährlichen Abfall der Deponiekategorie IV handelt, muss der Reststoff untertage in Bergwerken oder Kavernen deponiert werden (vgl. § 2 Abs. 10 DepV). Aufgrund des großen Aufwandes ist die Entsorgung kostenintensiv. Es werden Entsorgungskosten in Höhe von 118,55 €/t angenommen.

Am Kraftwerksstandort werden die Brennstoffe entladen, zwischengelagert, ggf. aufbereitet und dem Verbrennungsprozess zugeführt. Der Transportaufwand hängt stark von den Brennstoffeigenschaften ab. Die innerbetrieblichen Transportkosten für Steinkohle und Holzhackschnitzel sind bekannt, wohingegen für Halmgutbrennstoffe keine Erfahrungswerte vorliegen. Die Kosten müssen daher geschätzt werden. Da der relative Aufwand mit abnehmender Energiedichte des Brennstoffes steigt (siehe Kap. 2.5.4, S. 49), wird angenommen, dass der innerbetriebliche Transportaufwand von Halmgutbrennstoffen um das 1,5-fache höher ist als der von Holzhackschnitzeln.

Tabelle 4.7. Spezifische Kosten für den innerbetrieblichen Brennstofftransport, eigene Darstellung mit Daten für Steinkohle und Holzhackschnitzel aus (SWFL, 2013)

Steinkohle	Holzhackschnitzel	Strohquaderballen ^a
2,68 €/t	6,14 €/t	9,21 €/t

Alle Preisangaben ohne Mehrwertsteuer

^a eigene Kostenschätzung (s. o.)

4.5.3 Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung

Im Folgenden werden die Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen unter betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten untersucht. Es wird erörtert, wie sich die Gesamtkosten, die

Strom- und Wärmegebungskosten sowie die CO₂-Minderungskosten verändern. Es folgt eine Varianten gegenüberstellung sowie eine Sensitivitätsanalyse der Strom- und Wärmegebungskosten. Im Rahmen einer Grenzpreisbetrachtung wird untersucht, wie sich veränderliche Rahmenbedingungen auf die Wirtschaftlichkeit der Mitverbrennung auswirken. Abschließend werden die Potenziale zur Minderung von Umweltkosten dargestellt und eine umweltökonomische Kosten-Nutzen-Analyse durchgeführt. Bei der Gegenüberstellung und Interpretation der Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung ist zu berücksichtigen, dass die Mitverbrennungsanteile in den jeweiligen Mitverbrennungsszenarien unterschiedlich hoch sind. Daher sind die Auswirkungen der Mitverbrennung stets in Relation zum Mitverbrennungsanteil zu setzen, sofern dieses nicht bereits bei der Darstellung der Ergebnisse geschehen ist.

Gesamtkosten

Die Gesamtkosten

$$K_{\text{ges}} = K_K + K_B + K_V \quad (4.3)$$

setzen sich aus den Kapital- (siehe Kap. 4.5.2, S. 142), den Betriebs- (siehe Kap. 4.5.2, S. 143) und den Verbrauchskosten (siehe Kap. 4.5.2, S. 144) eines Jahres zusammen. Eine detaillierte Gesamtkostenaufstellung ist in Tabelle A.14 (S. 222) dargestellt.

Die Betriebskosten unterteilen sich in mehrere Kostenanteile (Personal-, Instandhaltungs- und Versicherungskosten). Gleichmaßen unterteilen sich auch die Verbrauchskosten in mehrere Kostenanteile (Brennstoff-, Hilfsstoff-, Emissions-, Ascheentsorgungs- und innerbetriebliche Brennstofftransportkosten). Zur Bestimmung der jährlichen Verbrauchskosten werden die stündlichen Verbrauchsmengen als Ergebnisse der Modellrechnungen mit den jährlichen Betriebsstunden unter Vollast und den spezifischen Verbrauchskosten multipliziert.

Zunächst wird auf die Veränderung der einzelnen Kostenanteile infolge der Mitverbrennung von Biobrennstoffen eingegangen, bevor die Gesamtkosten dargestellt und untereinander verglichen werden.

4 Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen

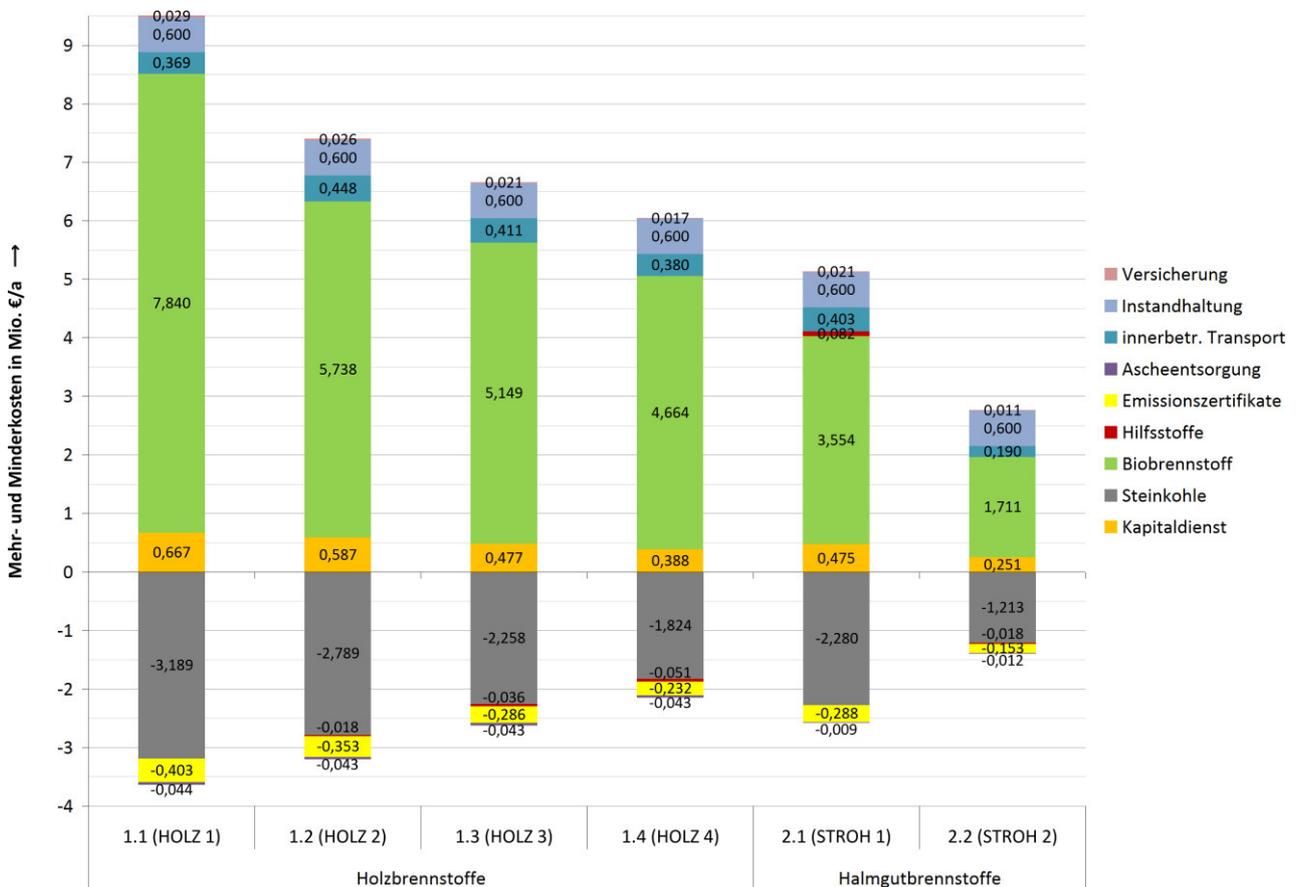


Abb. 4.45. Gegenüberstellung der jährlichen Mehr- und Minderkosten infolge der Mitverbrennung von Biobrennstoffen mit maximalem Mitverbrennungsanteil

Infolge der Mitverbrennung sinken die Ausgaben für Steinkohle, Hilfsstoffe (mit Ausnahme von Mitverbrennungsszenario 2.1), Emissionszertifikate und Ascheentsorgung, wohingegen deutliche Mehrkosten für Kapitaldienst (Zusatzinvestitionen), Biobrennstoffe, innerbetrieblichen Brennstofftransport, Instandhaltung und Versicherung anfallen. Da die Personalkosten in allen Szenarien gleich sind, werden diese nicht mit aufgeführt. Durch die Mitverbrennung kommt es einerseits zu einer deutlichen Kostensteigerung, die andererseits durch die Kostenersparnis nicht vollständig kompensiert wird. Demzufolge steigen die Gesamtkosten.

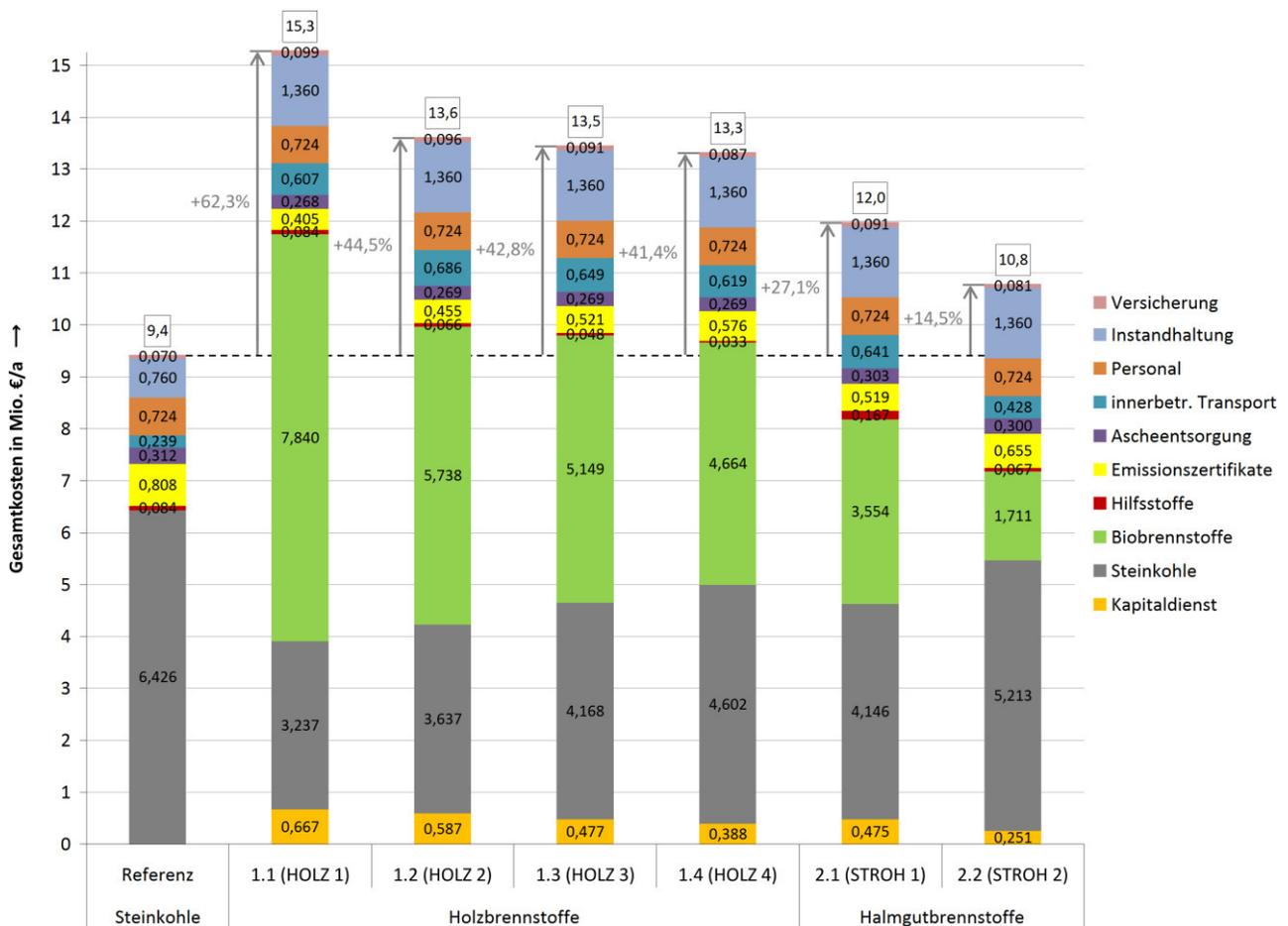


Abb. 4.46. Gegenüberstellung der jährlichen Gesamtkosten bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen mit maximalem Mitverbrennungsanteil

In allen Mitverbrennungsszenarien sind die jährlichen Gesamtkosten bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle mit 9,4 Mio. € deutlich höher. Den mit Abstand größten Kostenanteil nehmen die Kosten für Biobrennstoffe ein. Das Mitverbrennungsszenario mit den höchsten Gesamtkosten ist Mitverbrennungsszenario 1.1 mit insgesamt 15,3 Mio. €, wovon 51,3 % auf den Biobrennstoff entfallen. Das Mitverbrennungsszenario mit den niedrigsten Gesamtkosten ist Mitverbrennungsszenario 2.2 mit insgesamt 10,8 Mio. €, wovon 15,9 % auf den Biobrennstoff entfallen.

Gegenüberstellung der Varianten

Investitionen zur Mitverbrennung erstrecken sich für gewöhnlich über eine mehrjährige Nutzungsdauer. Um die Wirtschaftlichkeit langfristiger Maßnahme beurteilen zu können, bietet sich ein dynamisches Verfahren zur Investitionsrechnung an, welches eine auf die Periode genaue Erfassung der veränderlichen Zahlungsströme ermöglicht. Im Folgenden findet die Kapitalwertmethode Anwendung (vgl. Konstantin, 2007, S. 117; Schmitz & Schaumann, 2005, S. 241).

Der Kapitalwert K_0 ist der Saldo der Barwerte aller Einnahmen und Ausgaben zum Bezugszeitpunkt 0. Es gilt:

$$K_0 = -I_0 + \sum_{t=1}^n (E_t - A_t)(1+i)^{-t}. \quad (4.4)$$

Investitionsvorhaben mit einem Kapitalwert $K_0 < 0$ sind unvorteilhaft. Investitionsvorhaben mit einem Kapitalwert $K_0 = 0$ sind vorteilhaft, da der vollständige Wiedergewinn und die Verzinsung des eingesetzten Kapitals zum unterstellten internen Zinsfuß i gewährleistet wird. Bei Investitionsvorhaben mit einem Kapitalwert $K_0 > 0$ wird die Gewinnerwartung übertroffen, da eine höhere Verzinsung erzielt wird, als es mit dem unterstellten internen Zinsfuß i möglich wäre.

In die Berechnung des kumulierten Kapitalwertes fließen die jährlichen Einnahmen und Ausgaben aus der detaillierten Gesamtkostenaufstellung (vgl. Tabelle A.14, S. 222) ein. Die Zahlungsreihen nach der Kapitalwertmethode sind für das Referenzszenario in Abb. A.1 (S. 223) und für die Mitverbrennungsszenarien in Abb. A.2 bis Abb. A.7 (S. 223 ff.) dargestellt. Der interne Zinsfuß wird mit 7,5 % p. a. angenommen (vgl. Konstantin, 2007, S. 237). Gemäß AfA-Tabelle sind für die Nutzungsdauer 15 Jahre zu veranschlagen (vgl. BMF, 1995). Für die Nutzwärmeerlöse wird gemäß den *Stadtwerken Flensburg* ein unternehmensinterner Vergütungssatz in Höhe von 31,00 €/MWh zugrunde gelegt (vgl. SWFL, 2013). Für Stromerlöse wird der durchschnittliche Preis des an der Strombörse EEX in Leipzig im II. Quartal 2013 gehandelten Grundlaststromes (KWK-Index) in Höhe von 32,60 €/MWh zugrunde gelegt (vgl. EEX, 2013b). Der Strompreis unterliegt starken Schwankungen (vgl. Abb. 2.38, S. 63).

Gesetzt den Fall, dass die jährlichen Einnahmen die jährlichen Ausgaben übersteigen, amortisiert sich eine Investition. Nach Gleichung (4.4) ist der Kapitalwert zum Amortisationszeitpunkt gleich null.

$$K_0 = 0 = -I_0 + \sum_{t=1}^n (E_t - A_t)(1+i)^{-t} \quad (4.5)$$

Der Kapitalwert konvergiert gegen einen Grenzwert, weil die weiter in der Zukunft liegenden Zahlungen immer stärker abgezinst werden (vgl. Poggensee, 2011, S. 166 ff.). Da es sich bei Gleichung (4.5) um eine nichtlineare Funktion handelt, ist eine einfache numerische Lösung für das exakte Auffinden der dynamischen Amortisationszeit nicht möglich. Näherungswerte für die Nullstelle können entweder grafisch ermittelt oder mithilfe verschiedener numerischer Verfahren bestimmt werden. Dazu geeignet sind u. a. eine lineare Interpolation nach Regula Falsi oder eine Fixpunktiteration nach dem Newton-Verfahren.

Im Folgenden werden die Amortisationszeiten und Kapitalwerte der jeweiligen Szenarien, nachfolgend als Varianten bezeichnet, gegenübergestellt.

Tabelle 4.8. Amortisationszeit für Zusatzinvestitionen zur Anpassung bzw. Erweiterung der vorhandenen Anlagentechnik und Infrastruktur zur Mitverbrennung von Biobrennstoffen

Szenario	Amortisationszeit t	Steinkohle	Holzbrennstoffe				Halmgutbrennstoffe	
		Referenz	1.1	1.2	1.3	1.4	2.1	2.2
		-	3,5	1,6	1,3	1,0	0,9	0,4

Da im Referenzszenario keine Zusatzinvestition getätigt wird, lässt sich keine Amortisationszeit für diese Variante bestimmen. Der vollständige Wiedergewinn und die Verzinsung des eingesetzten Kapitals werden in Mitverbrennungsszenario 2.2 nach 0,4 Jahren gewährleistet, wohingegen in Mitverbrennungsszenario 1.1 die Amortisationszeit nach 3,5 Jahren erreicht wird.

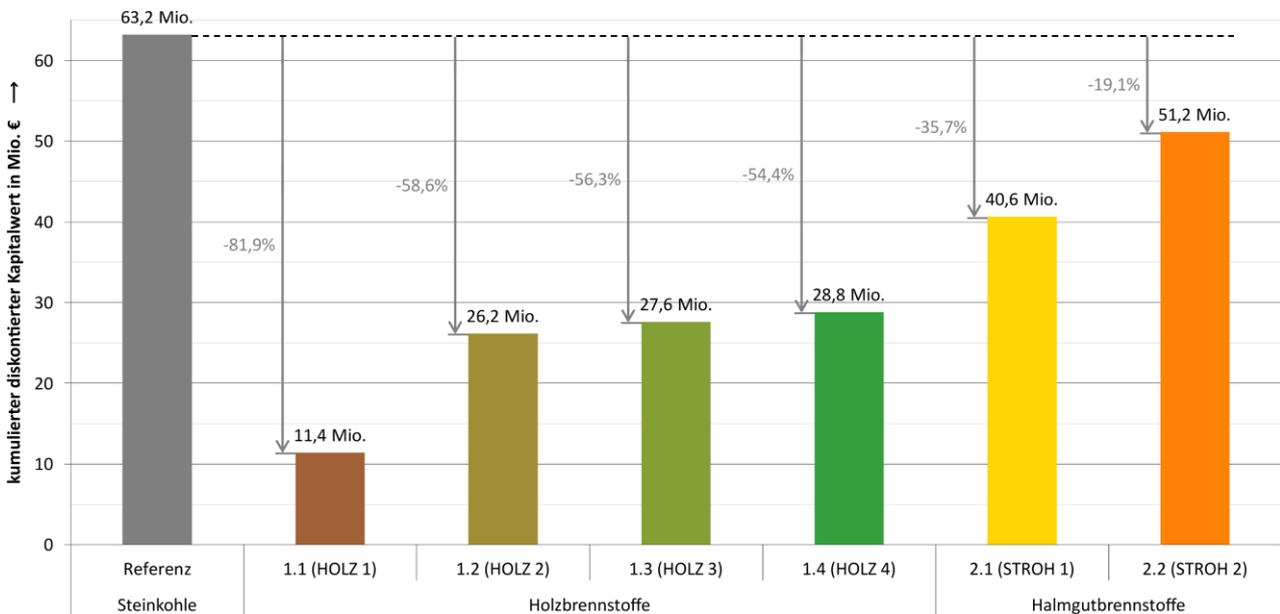


Abb. 4.47. Gegenüberstellung der kumulierten diskontierten Kapitalwerte nach 15 Jahren Nutzungsdauer

Alle Varianten erwirtschaften nach 15 Jahren Nutzungsdauer einen positiven kumulierten Kapitalwert, wobei das Referenzszenario den höchsten Kapitalwert aufweist und somit die größte relative Vorteilhaftigkeit bietet. Bei dem Vergleich der Mitverbrennungsszenarien untereinander hat Mitverbrennungsszenario 2.2 den höchsten Kapitalwert, wohingegen Mitverbrennungsszenario 1.1 mit dem niedrigsten Kapitalwert die geringste relative Vorteilhaftigkeit bietet.

Da die energiespezifischen Brennstoffkosten unterschiedlich hoch sind (vgl. Tabelle 4.5, S. 145) und der Kapitalwert maßgeblich durch die Brennstoffkosten als wesentlicher Bestandteil der Gesamtkosten beeinflusst wird (vgl. Abb. 4.46, S. 149), sinkt dieser infolge der Substitution des fossilen Regelbrennstoffes durch einen teureren Biobrennstoff mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil.

Auffällig an den dargestellten Kapitalwerten ist, dass diese verhältnismäßig hoch sind. Dieses ist damit zu begründen, dass auf der Ausgabenseite lediglich die reinen Erzeugungskosten angesetzt werden. Es ist anzunehmen, dass unter Berücksichtigung des Overheads (zusätzliche Aufwendungen für Verwaltung, Handel, Vertrieb etc.) zumindest im Referenzszenario ein positiver Kapitalwert erwirtschaftet wird. Ob dieses auf die anderen Varianten ebenfalls zutrifft, ist unbekannt. Demzufolge können keine Aussagen über die absolute Vorteilhaftigkeit der Varianten getroffen werden.

Strom- und Wärmegestehungskosten

Unter den Strom- und Wärmegestehungskosten sind die Ausgaben zu verstehen, die durch die Erzeugung pro Einheit elektrischen Stromes bzw. Nutzwärme entstehen. Der finanzmathematische Mittelwert der spezifischen Stromgestehungskosten über die Nutzungsdauer ist:

$$k_{SG} = \frac{K_{ges} A_{el}}{W_{el}} \tag{4.6}$$

Der finanzmathematische Mittelwert der spezifischen Wärmegestehungskosten über die Nutzungsdauer ist:

$$k_{WG} = \frac{K_{ges} A_{th}}{W_{th}} \tag{4.7}$$

Die Allokation der Gesamtkosten erfolgt nach der Exergie-Methode (siehe Kap. 3.10, S. 93).

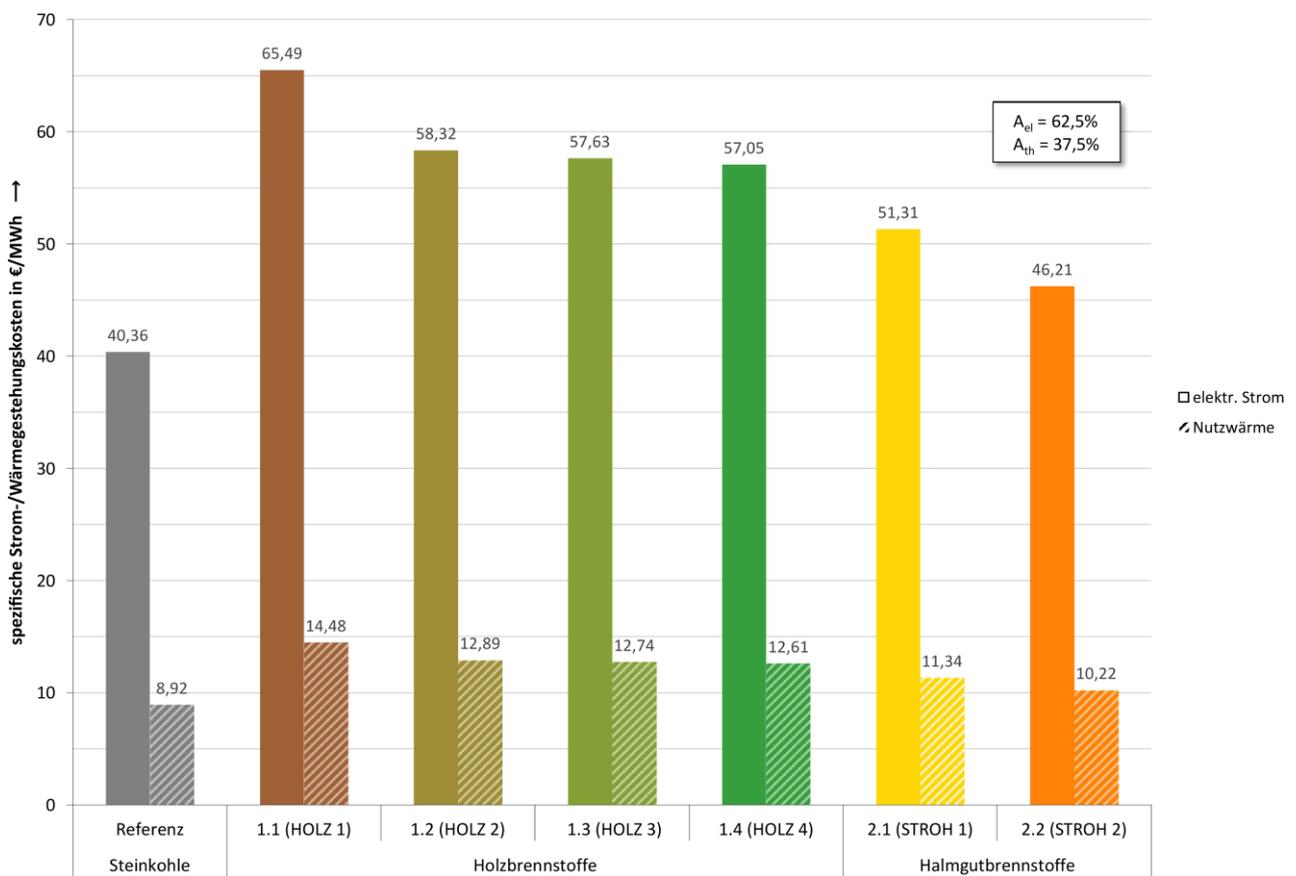


Abb. 4.48. Gegenüberstellung der spezifischen Strom- (ohne Schraffur) und Wärmegestehungskosten (mit Schraffur) bei der Monoverbrennung von Steinkohle und der Mitverbrennung von Biobrennstoffen mit maximalem Mitverbrennungsanteil

Bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen steigen die Strom- und Wärmegestehungskosten in gleicher Weise wie die Gesamtkosten. Im Referenzszenario fallen Kosten für elektrischen Strom in Höhe von 40,36 €/MWh und für Nutzwärme in Höhe von 8,92 €/MWh an. Bei dem Vergleich der

Mitverbrennungsszenarien untereinander fallen in Mitverbrennungsszenario 1.1 die höchsten Kosten für elektrischen Strom in Höhe von 65,49 €/MWh und für Nutzwärme in Höhe von 14,48 €/MWh an, wohingegen die niedrigsten Kosten in Mitverbrennungsszenario 2.2 für elektrischen Strom in Höhe von 46,21 €/MWh und für Nutzwärme in Höhe von 10,22 €/MWh anfallen.

Bei den dargestellten Varianten liegen die Stromgestehungskosten oberhalb des in der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung zugrunde gelegten Strompreises in Höhe von 32,60 €/MWh (vgl. Abb. 2.38, S. 63), wohingegen die Wärmegegestehungskosten deutlich unterhalb des zugrunde gelegten unternehmensinternen Vergütungssatzes in Höhe von 31,00 €/MWh liegen. Bei einer Beurteilung der Strom- und Wärmegegestehungskosten ist zu berücksichtigen, dass es bei der Anwendung einer anderen Allokationsmethode auch zu einer anderen Aufteilung der jeweiligen Kosten käme. Aussagen hinsichtlich der Wirtschaftlichkeit der einzelnen Varianten allein durch den Vergleich der jeweiligen Strom- und Wärmegegestehungskosten mit den am Markt erzielbaren Preisen sollten daher nicht getroffen werden.

Sensitivitätsanalyse der Strom- und Wärmegegestehungskosten

Für Investitionsrechnungen müssen häufig mehrere in die Zukunft gerichtete Annahmen getroffen werden, wodurch das Ergebnis mit Unsicherheiten behaftet ist. Um im Vorwege einer Investitionsmaßnahme mögliche Risiken unvorhersehbarer Veränderungen der Kostenstruktur identifizieren und bewerten zu können, bietet sich eine Sensitivitätsanalyse an (vgl. Schmitz & Schaumann, 2005, S. 277). Dabei werden eine oder mehrere Eingangsparameter variiert, um die Empfindlichkeit des Ausgangsparameters (hier die Strom- und Wärmegegestehungskosten) zu ermitteln.

Gemäß Gleichungen (4.6) bzw. (4.7) ist die relative Änderung der spezifischen Energiegegestehungskosten in Bezug auf die Änderung eines Eingangsparameters

$$\Delta k = \frac{W_0}{K_{ges,0}} \frac{K_{ges,1}}{W_1} - 1 = \frac{P t_0}{K_{ges,0}} \frac{K_{fix,1} + K_{var,1}}{P t_1} - 1. \quad (4.8)$$

Dabei kennzeichnet Index 0 den Eingangsparameter vor und Index 1 den Eingangsparameter nach dessen Änderung. Gleichung (4.8) gilt sowohl für Änderungen der spezifischen Stromgegestehungskosten als auch für Änderungen der spezifischen Wärmegegestehungskosten. Die unveränderten spezifischen Strom- und Wärmegegestehungskosten sind in Abb. 4.48 (S. 152) und die unveränderten Eingangsparameter sind in Tabelle A.14 (S. 222) dargestellt.

Bei der Sensitivitätsanalyse werden folgende Eingangsparameter variiert:

- Betriebsstunden,
- Kapitalkosten,
- Instandhaltungskosten,
- Kosten für Steinkohle,
- Kosten für Biobrennstoffe,
- Kosten für Emissionszertifikate und
- Kosten für den innerbetrieblichen Brennstofftransport.

Mit abnehmenden Betriebsstunden (Minimum: 0 h/a) sinken die variablen Kosten und die Jahresarbeit, wohingegen der Fixkostenanteil unverändert bleibt. Infolgedessen steigen die spezifischen

4 Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen

Energiegestehungskosten ad infinitum. In umgekehrter Weise steigen mit zunehmenden Betriebsstunden (Maximum: 8760 h/a) die variablen Kosten und die Jahresarbeit, wohingegen der Fixkostenanteil auch für diesen Fall unverändert bleibt. Infolgedessen sinken die spezifischen Energiegestehungskosten und nähern sich einem negativen Grenzwert an. Je größer der Fixkostenanteil ist, desto größer ist auch die Empfindlichkeit des Ausgangsparameters gegenüber Änderungen der Betriebsstunden.

Je größer ein Kostenanteil ist, desto größer ist die Empfindlichkeit des Ausgangsparameters gegenüber dessen Änderung. Die Kostenanteile und Ausgangsparameter stehen in einem proportionalen Verhältnis zueinander.

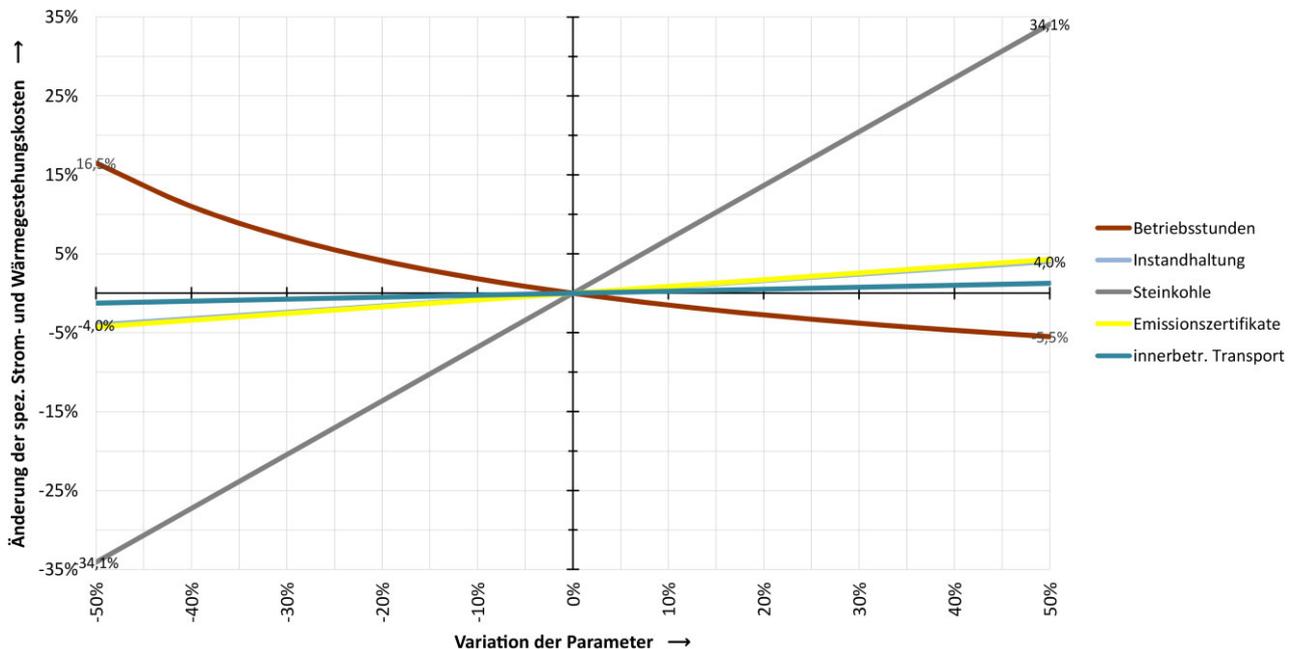


Abb. 4.49. Spezifische Strom- und Wärmegestehungskosten in Abhängigkeit von variablen Eingangsparametern im Referenzszenario

Im Referenzszenario fallen weder Kapitalkosten noch Kosten für Biobrennstoff an. Da die Kosten für Steinkohle der größte Kostenanteil sind, reagiert der Ausgangsparameter auf deren Änderungen entsprechend empfindlich. Änderungen der jährlichen Betriebsstunden wirken sich ebenfalls deutlich aus, was auch auf die Kosten für Emissionszertifikate zutrifft, sofern deren Preis in Zukunft um ein Vielfaches des heutigen Niveaus stiege. Im Gegensatz dazu ist der Ausgangsparameter gegenüber Änderungen der übrigen Eingangsparameter vergleichsweise unempfindlich.

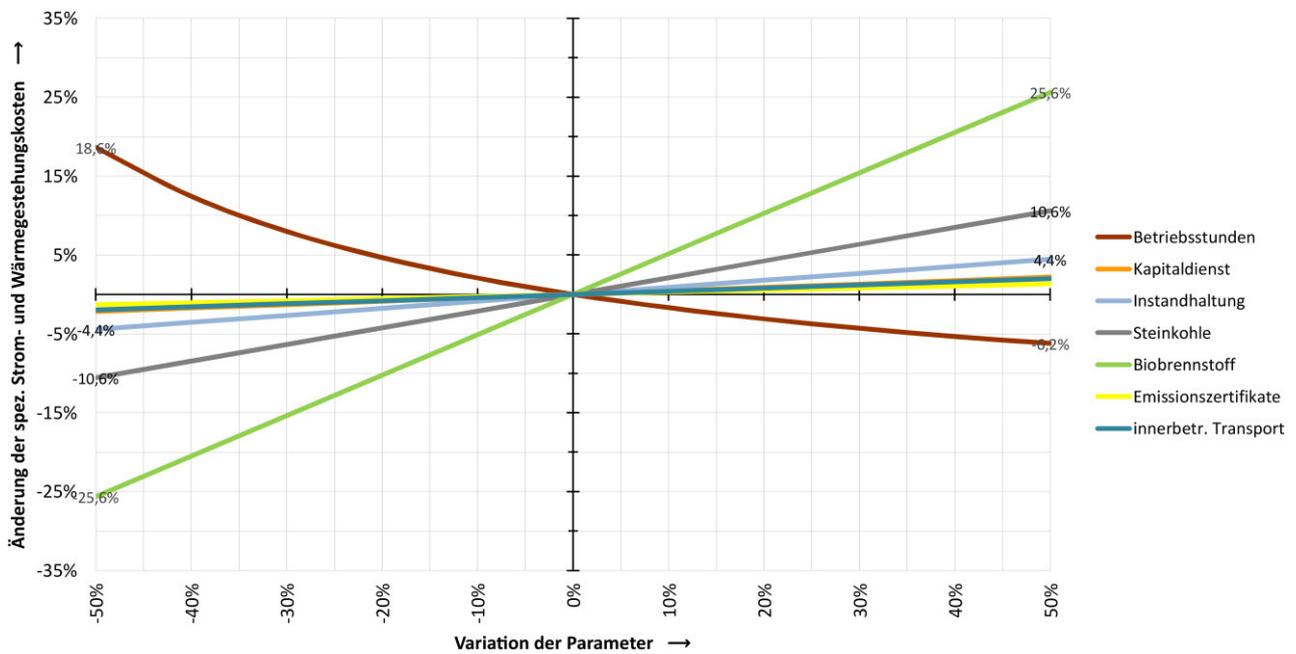


Abb. 4.50. Spezifische Strom- und Wärmegehungskosten in Abhängigkeit von variablen Eingangsparametern im Mitverbrennungsszenario 1.1

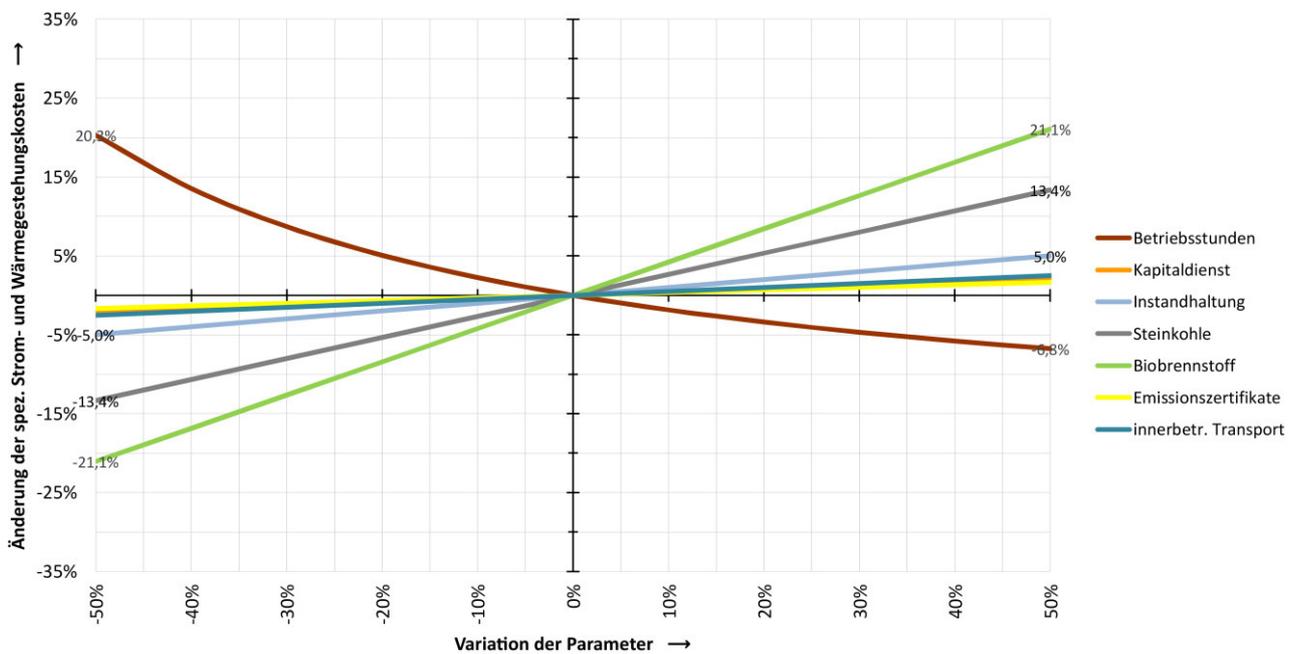


Abb. 4.51. Spezifische Strom- und Wärmegehungskosten in Abhängigkeit von variablen Eingangsparametern im Mitverbrennungsszenario 1.2

4 Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen

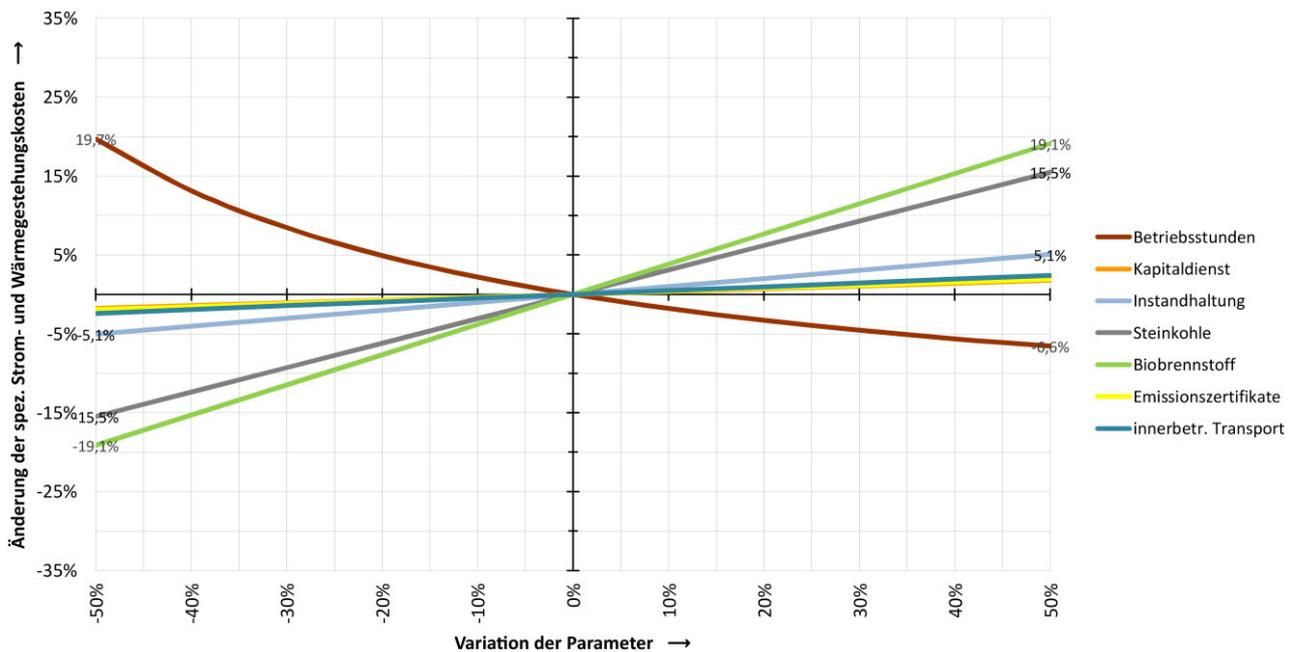


Abb. 4.52. Spezifische Strom- und Wärmegehungskosten in Abhängigkeit von variablen Eingangsparametern im Mitverbrennungsszenario 1.3

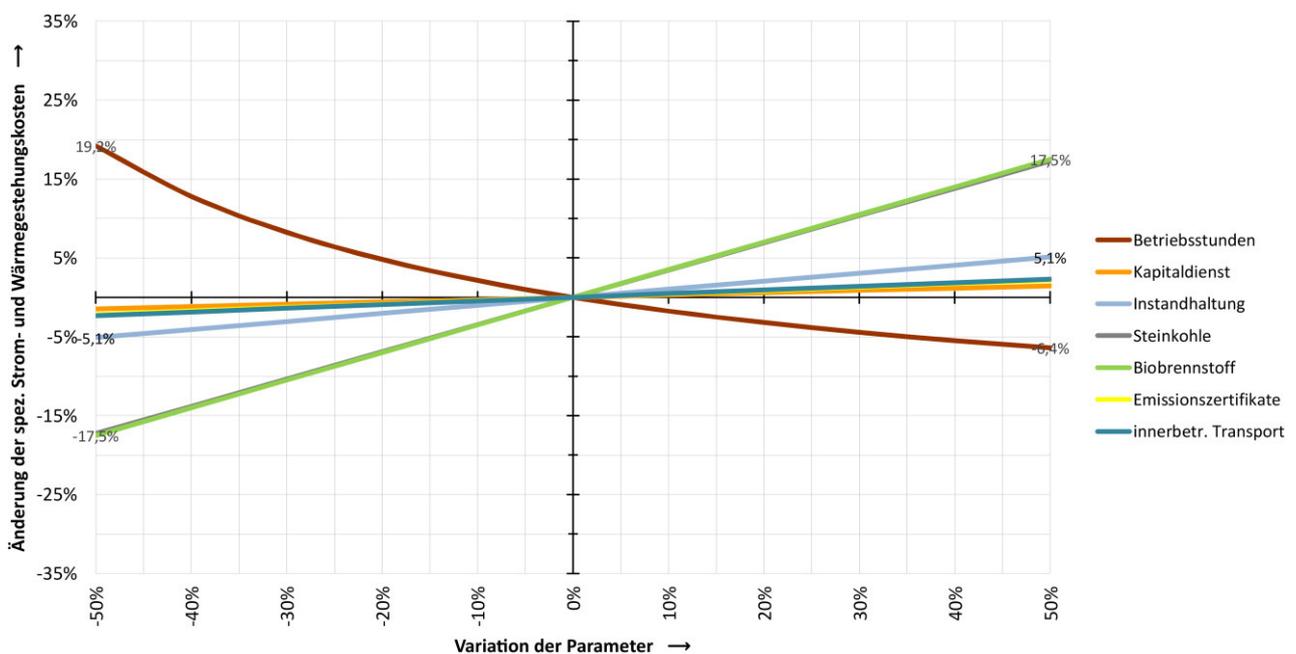


Abb. 4.53. Spezifische Strom- und Wärmegehungskosten in Abhängigkeit von variablen Eingangsparametern im Mitverbrennungsszenario 1.4

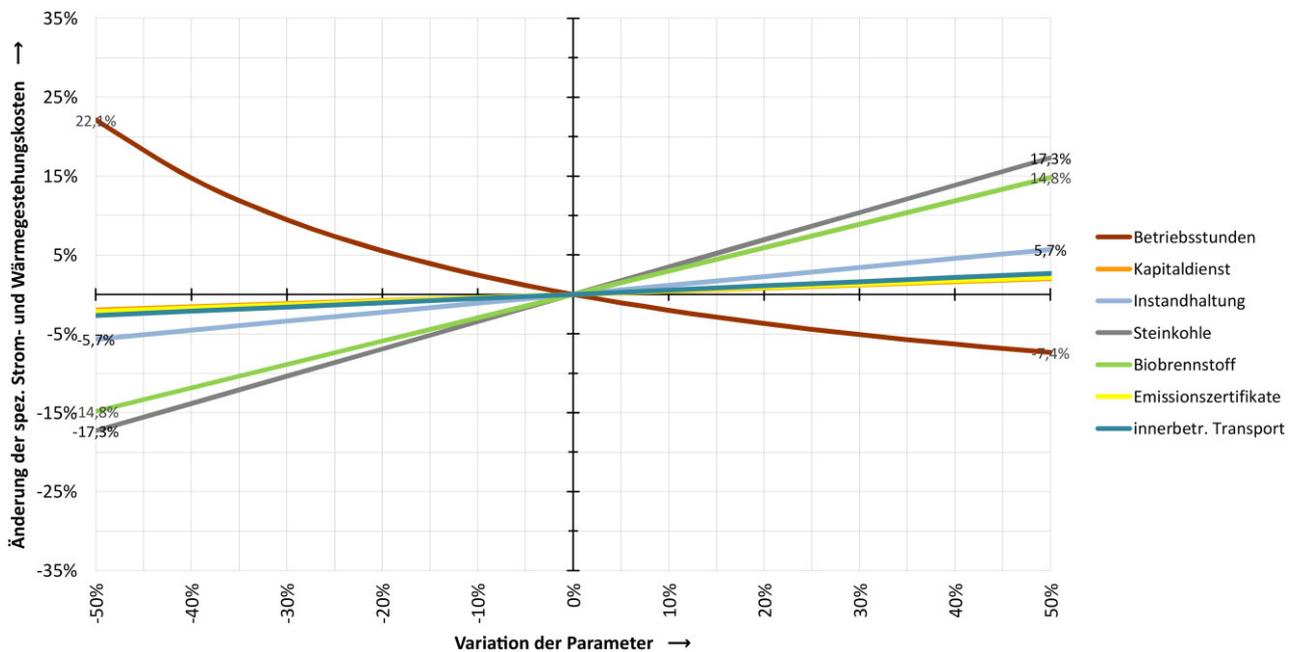


Abb. 4.54. Spezifische Strom- und Wärmegehungskosten in Abhängigkeit von variablen Eingangsparametern im Mitverbrennungsszenario 2.1

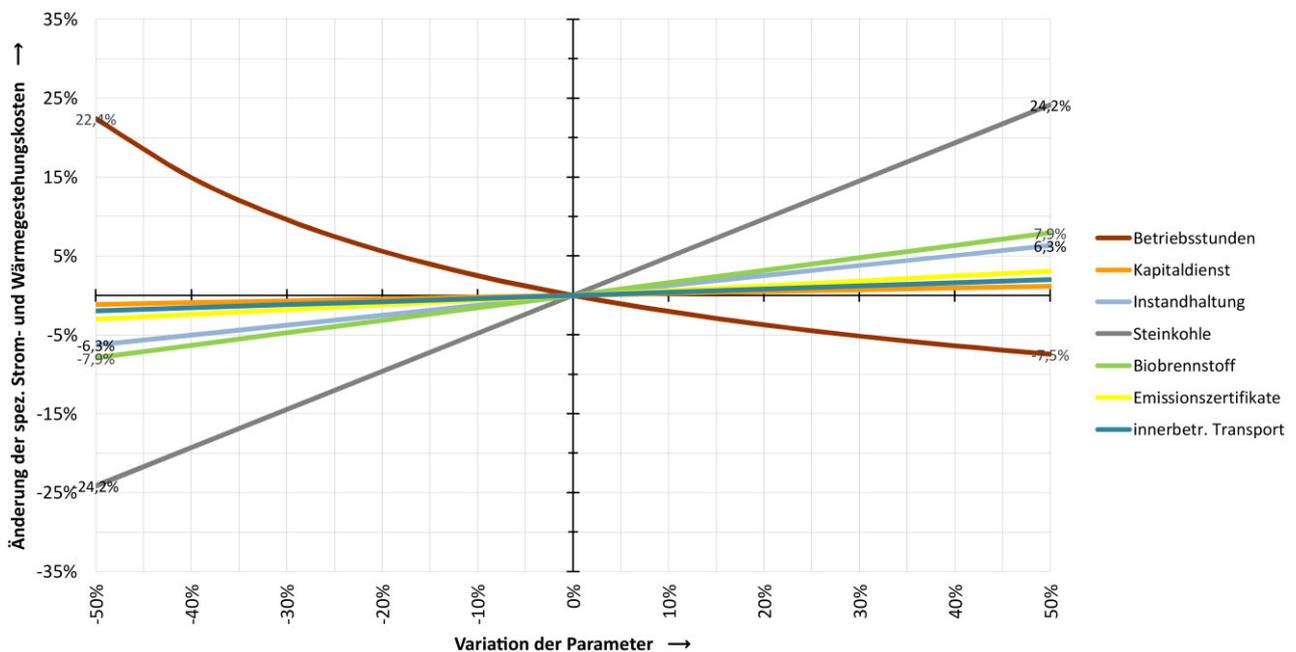


Abb. 4.55. Spezifische Strom- und Wärmegehungskosten in Abhängigkeit von variablen Eingangsparametern im Mitverbrennungsszenario 2.2

Je höher der Mitverbrennungsanteil in den Mitverbrennungsszenarien ist, desto empfindlicher reagiert der Ausgangsparameter auf Änderungen der Kosten für Biobrennstoffe. Daraus folgt im Umkehrschluss, dass die Empfindlichkeit des Ausgangsparameters gegenüber Änderungen der Kosten für Steinkohle abnimmt, je weniger Steinkohle zum Einsatz kommt. Da die relativen Fixkostenanteile in den Mitverbrennungsszenarien größer als im Referenzszenario sind, reagiert der Ausgangsparameter auf Änderungen der Betriebsstunden vergleichsweise empfindlich, wohingegen Änderungen der übrigen Eingangsparameter nur geringe Auswirkungen zufolge haben.

CO₂-Minderungskosten

Der Hauptnutzen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen besteht in der Erzeugung von elektrischem Strom und Wärme. Darüber hinaus besteht der Mehrwert gegenüber der Monoverbrennung von fossilen Brennstoffen darin, dass durch den Einsatz von Biobrennstoffen der Ausstoß von Kohlendioxid fossilen Ursprunges gemindert werden kann (siehe Kap. 4.3.2, S. 138). Die Mitverbrennung verursacht jedoch Mehrkosten (vgl. Abb. 4.45, S. 148). Zur Berechnung der spezifischen CO₂-Minderungskosten werden die jährlichen Mehrkosten infolge der Mitverbrennung ins Verhältnis zur eingesparten CO₂-Menge gesetzt.

$$k_{\text{CO}_2\text{-Min}} = \frac{\Delta K_{\text{ges}}}{\Delta m_{\text{CO}_2}} = \frac{K_{\text{ges}}^{\text{Szen}} - K_{\text{ges}}^{\text{Ref}}}{m_{\text{CO}_2}^{\text{Ref}} - m_{\text{CO}_2}^{\text{Szen}}} \quad (4.9)$$

Die nachfolgende Darstellung (Abb. 4.56, S. 158) veranschaulicht die CO₂-Minderungskosten bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen. Demgegenüber stehen CO₂-Minderungskosten von anderen Techniken zur Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien wie Photovoltaik, Geothermie, Biomasse, Windkraft (onshore/offshore), Wasserkraft und Deponiegas (vgl. IW, 2012, S. 13), für die weitere Autoren zu ähnlichen Ergebnissen kommen (ähnliche Positionen bei ifo, 2012, S. 64; IER, 2012; dena, 2011, S. 18).

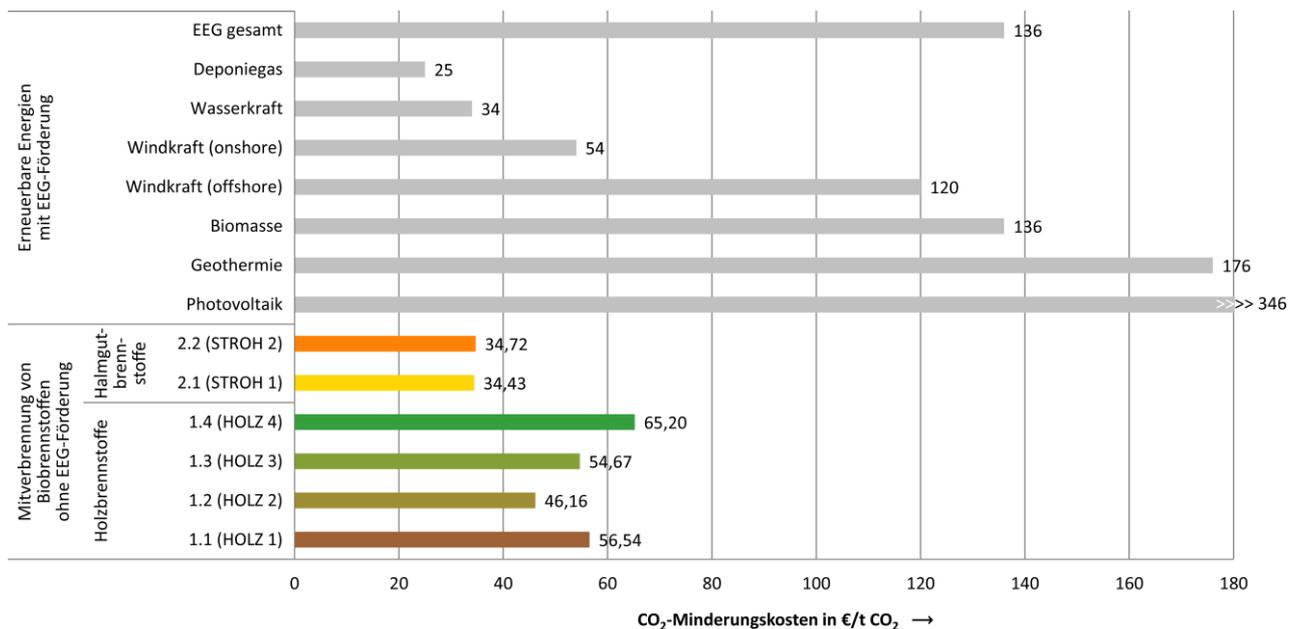


Abb. 4.56. Gegenüberstellung der CO₂-Minderungskosten bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen zur gekoppelten Strom- und Wärmezeugung im Vergleich zu anderen Techniken zur Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien, eigene Berechnung mit Daten für Techniken zur Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien mit EEG-Förderung aus (IW, 2012, S. 13)

Durch die Mitverbrennung von Biobrennstoffen entstehen je nach eingesetztem Biobrennstoff CO₂-Minderungskosten in Höhe von 34,43 bis 65,20 €/t CO₂. Die Mehrkosten sind vor allem auf den deutlichen Anstieg der Brennstoffkosten infolge der Mitverbrennung zurückzuführen. Die energie-spezifischen Brennstoffkosten (vgl. Tabelle 4.5, S. 145) wirken sich deutlich auf die CO₂-Minderungskosten aus, wohingegen der Einfluss des Mitverbrennungsanteiles äußerst gering ist.

Die Mitverbrennung von Biobrennstoffen in ZWSF verursacht im Vergleich zu anderen Techniken zur Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien verhältnismäßig geringe CO₂-Minderungskosten (ähnliche Position bei dena, 2011, S. 18; ITAS, 2003, S. 7). Bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen fallen CO₂-Minderungskosten in ähnlicher Höhe wie bei der Stromerzeugung aus Windkraft (onshore) (54 €/t CO₂) an. Bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen sind die CO₂-Minderungskosten geringer als bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen und mit denen der Stromerzeugung aus Wasserkraft (34 €/t CO₂) vergleichbar. Die Mitverbrennung von Biobrennstoffen in ZWSF zur gekoppelten Strom- und Wärmeerzeugung ist eine der kostengünstigsten Technologien zur Minderung der Netto-CO₂-Emissionen und gegenüber anderen Technologien wettbewerbsfähig.

Grenzpreise

Im Folgenden wird eine Grenzpreisbetrachtung durchgeführt, um die Auswirkungen von Veränderungen der wirtschaftlichen Rahmenbedingungen darzustellen. Die Kosten für Brennstoffe und Emissionszertifikate beeinflussen die Energiegestehungskosten maßgeblich. Die Marktpreise unterliegen starken Schwankungen (vgl. Abb. 2.36, S. 61 und Abb. 2.37, S. 62). Bei der Substitution des fossilen Regelbrennstoffes durch Biobrennstoffe stehen sinkenden Kosten für Steinkohle und Emissionszertifikate steigende Kosten für Biobrennstoffe gegenüber (vgl. Abb. 4.45, S. 148). Unter betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten ist die Mitverbrennung von Biobrennstoffen gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle nur dann eine gleichwertige Alternative, wenn diese keine Mehrkosten verursacht.

In der nachfolgenden Grenzpreisbetrachtung werden die Preise von Steinkohle, Emissionszertifikaten und Biobrennstoffen variiert, wohingegen alle anderen Variablen, die Einfluss auf die Gesamtkosten haben, gleichbleiben (*ceteris paribus*). Zweck dieser Untersuchung ist es, Grenzpreise von Steinkohle, Emissionszertifikaten und Biobrennstoffen zu konstruieren, für die sowohl im Referenz- als auch dem jeweiligen Mitverbrennungsszenario gleich hohe Gesamtkosten anfallen. In diesem Fall wäre die Mitverbrennung von Biobrennstoffen gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle unter betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten eine gleichwertige Alternative. Es gilt:

$$\begin{aligned} & K_{\text{ges}}^{\text{Szen}} + m_{\text{Kohle}}^{\text{Szen}} (k_{\text{Kohle}}^{\text{Grenz}} - k_{\text{Kohle}}) + m_{\text{CO}_2}^{\text{Szen}} (k_{\text{CO}_2}^{\text{Grenz}} - k_{\text{CO}_2}) + m_{\text{Biobr}}^{\text{Szen}} (k_{\text{Biobr}}^{\text{Grenz}} - k_{\text{Biobr}}) \\ &= K_{\text{ges}}^{\text{Ref}} + m_{\text{Kohle}}^{\text{Ref}} (k_{\text{Kohle}}^{\text{Grenz}} - k_{\text{Kohle}}) + m_{\text{CO}_2}^{\text{Ref}} (k_{\text{CO}_2}^{\text{Grenz}} - k_{\text{CO}_2}). \end{aligned} \quad (4.10)$$

Die gesuchte Grenzkostenfunktion wird durch Auflösen der Gleichung (4.10) nach dem Grenzpreis von Steinkohle gebildet.

$$\begin{aligned} k_{\text{Kohle}}^{\text{Grenz}} &= \left(K_{\text{ges}}^{\text{Szen}} + \Delta m_{\text{Kohle}} k_{\text{Kohle}} + \Delta m_{\text{CO}_2} [k_{\text{CO}_2}^{\text{Grenz}} - k_{\text{CO}_2}] \right. \\ &\quad \left. + \Delta m_{\text{Biobr}} [k_{\text{Biobr}}^{\text{Grenz}} - k_{\text{Biobr}}] - K_{\text{ges}}^{\text{Ref}} \right) \frac{1}{\Delta m_{\text{Kohle}}} \end{aligned} \quad (4.11)$$

Gesetzt den Fall, dass sich in Abb. 4.57 die Preise von Steinkohle und Emissionszertifikaten in einem Punkt unterhalb der jeweiligen Grenzkostengerade schneiden, wäre das Referenzszenario einem Mitverbrennungsszenario vorzuziehen. Daraus folgt im Umkehrschluss, dass, sofern sich die Preise von Steinkohle und Emissionszertifikaten in einem Punkt oberhalb der Grenzkostengerade schneiden, ein Mitverbrennungsszenario gegenüber dem Referenzszenario vorteilhaft und somit zu favorisieren wäre.

4 Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen

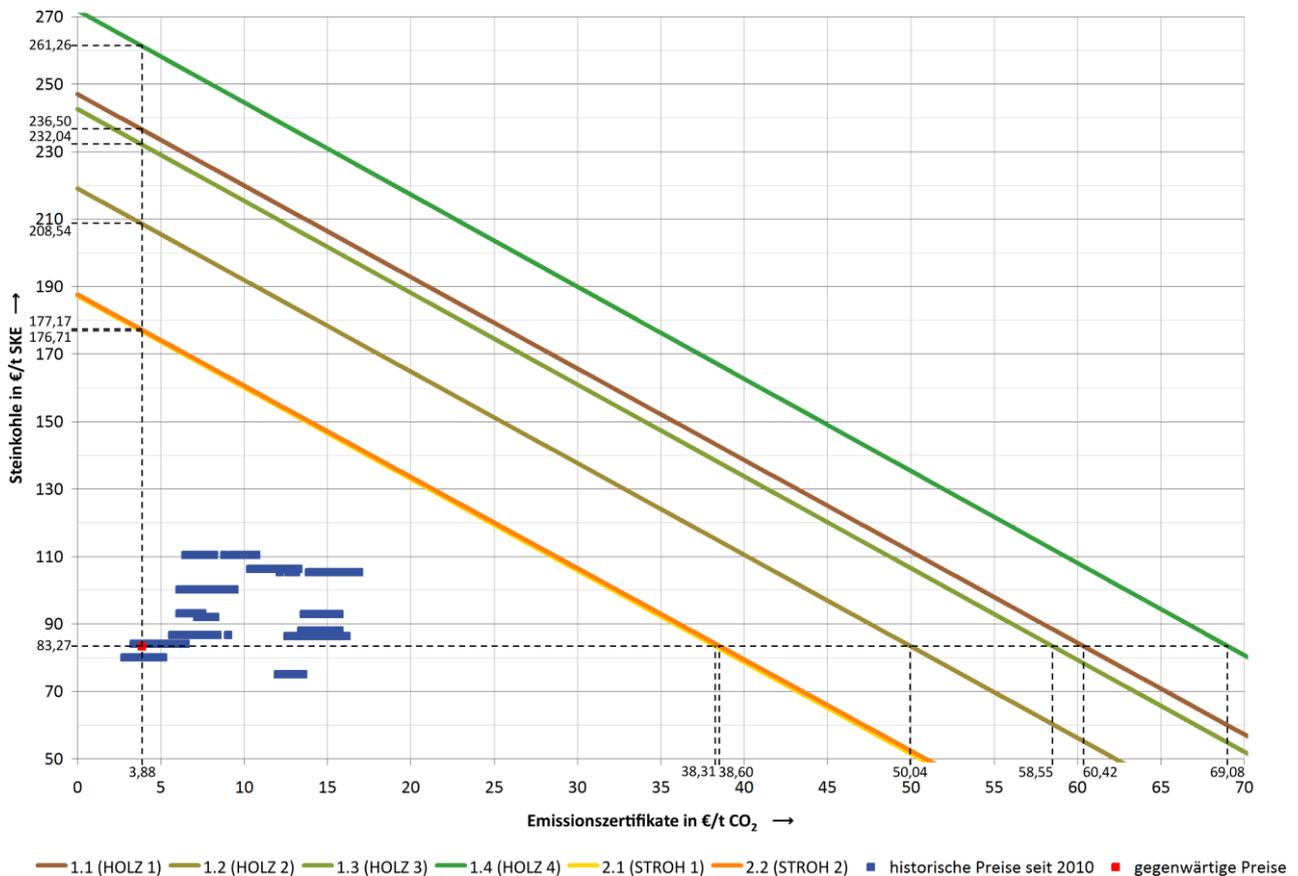


Abb. 4.57. Grenzpreis von Steinkohle in Abhängigkeit vom Grenzpreis von Emissionszertifikaten (ceteris paribus) bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen mit maximalem Mitverbrennungsanteil

In Abb. 4.57 ist der Schnittpunkt der gegenwärtigen Preise von Emissionszertifikaten in Höhe von 3,88 €/t CO₂ und Steinkohle in Höhe von 83,27 €/t SKE als roter Punkt markiert (siehe Kap. 4.5.2, S. 143). Des Weiteren sind zum Vergleich historische Preise von Emissionszertifikaten (vgl. EEX, 2013a) und Steinkohle (Grenzübergangspreise) (vgl. BAFA, 2013) seit 2010 als blaue Punkte markiert.

Da sich die Preise von Steinkohle und Emissionszertifikaten (roter Punkt) zurzeit deutlich unterhalb der Grenzkostengeraden schneiden, ist der Einsatz von Biobrennstoffen zur Mitverbrennung in Anbetracht der ungünstigen Rahmenbedingungen aus betriebswirtschaftlicher Sicht für Unternehmen in Deutschland gegenwärtig nicht vertretbar. Die günstigsten Voraussetzungen für einen wirtschaftlichen Erfolg hat Mitverbrennungsszenario 2.1 mit dem naturbelassenen Halmgutbrennstoff (STROH 1), wohingegen die Voraussetzungen in Mitverbrennungsszenario 1.4 mit dem feuchtesten Holzbrennstoff (HOLZ 4) am ungünstigsten sind.

In Anbetracht der historischen Preise von Emissionszertifikaten und Steinkohle (in Abb. 4.57, S. 160 als blaue Punkte markiert) wird deutlich, dass auch in der Vergangenheit die Mitverbrennung von Biobrennstoffen gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle keine in betriebswirtschaftlicher Hinsicht zu favorisierende Alternative war.

Nachfolgend werden Grenzpreise dargestellt, bei denen der Einsatz von Biobrennstoffen zur Mitverbrennung in Anbetracht der gegenwärtigen Rahmenbedingungen für Unternehmen in Deutschland keine Mehrkosten verursachen würde und somit unter betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten eine gleichwertige Alternative wäre.

Tabelle 4.9. Grenzpreise für einen aus betriebswirtschaftlicher Sicht vertretbaren Einsatz von Biobrennstoffen zur Mitverbrennung und daraus resultierende Preisdifferenzen zwischen Grenzpreisen und derzeitigen Marktpreisen

Szenario		Holzbrennstoffe				Halmgutbrennstoffe	
		1.1	1.2	1.3	1.4	2.1	2.2
Grenzpreise							
Steinkohle	€/t SKE	236,50	208,54	232,04	261,26	176,71	177,17
Emissionszertifikate	€/t CO ₂	60,42	50,04	58,55	69,08	38,31	38,60
Biobrennstoffe	€/GJ	1,74	1,54	1,37	1,16	1,24	0,81
Preisdifferenzen zwischen Grenzpreisen und derzeitigen Marktpreisen							
Steinkohle	€/t SKE	153,23	125,27	148,76	177,98	93,44	93,89
Emissionszertifikate	€/t CO ₂	56,54	46,16	54,67	65,20	34,43	34,72
Biobrennstoffe	€/GJ	-5,17	-4,19	-4,95	-5,89	-3,18	-3,22

Die Grenzpreise von Steinkohle und Emissionszertifikaten liegen deutlich oberhalb und die für Biobrennstoffe deutlich unterhalb der gegenwärtigen Marktpreise. Die aus den Markt- und Grenzpreisen resultierende Preisdifferenz für Emissionszertifikate sind die CO₂-Minderungskosten (siehe Kap. 4.5.3, S. 158).

Zwischen den Marktpreisen von Brennstoffen und Emissionszertifikaten besteht eine wechselseitige Beziehung (siehe Kap. 2.8.1, S. 60). Bei einem Preisanstieg von Steinkohle oder Emissionszertifikaten wird die Nachfrage nach Biobrennstoffen steigen. Infolgedessen steigen mit zeitlicher Verzögerung ebenfalls die Marktpreise von Biobrennstoffen, was auf den Substitutionseffekt zurückzuführen ist. Demzufolge ist nicht davon auszugehen, dass allein durch einen deutlichen Preisanstieg von Steinkohle und/oder Emissionszertifikaten bzw. einen deutlichen Preisrückgang von Biobrennstoffen die Mitverbrennung von Biobrennstoffen gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle wettbewerbsfähig wird.

Umweltökonomische Kosten-Nutzen-Analyse

Im Folgenden werden die ökonomischen Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen im Hinblick auf umweltpolitische und gesamtgesellschaftliche Gesichtspunkte untersucht.

Der Ausstoß von Treibhausgasen und Luftschadstoffen infolge der Energieerzeugung durch Verbrennung wirkt sich nachteilig sowohl auf Lebewesen und Lebensräume als auch auf Sach- und Kulturgüter aus. Dadurch entstehen Umweltkosten (externe Kosten), für deren Beseitigung bzw. Minderung nicht der Verursacher (hier das Energieversorgungsunternehmen bzw. der Endverbraucher), sondern die Gesellschaft aufkommt. Daher stellt diese Art der Umweltverschmutzung ein gesamtgesellschaftliches Problem dar. Zum Wohlergehen der Gesellschaft sollten Umweltschäden nach Möglichkeit vermieden werden, was eine Minderung der anfallenden Umweltkosten zufolge hätte.

4 Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen

Durch die Untersuchung der ökologischen Auswirkungen konnte belegt werden, dass bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle insgesamt weniger Treibhausgase und Luftschadstoffe freigesetzt werden. Die direkten Emissionen gasförmiger Schadstoffe lassen sich aus Gleichung (3.99) und die direkte Gesamtstaub-Emission aus Gleichung (3.100) ermitteln. Als Bezugszeitraum werden die jährlichen Betriebsstunden unter Volllast angenommen (vgl. Tabelle A.14, S. 222). Das Emissionsminderungspotenzial ist die Differenz aus den Emissionen im Referenz- und den jeweiligen Mitverbrennungsszenarien. Im Folgenden werden die Emissionsminderungspotenziale relevanter Treibhausgase und Luftschadstoffe dargestellt.

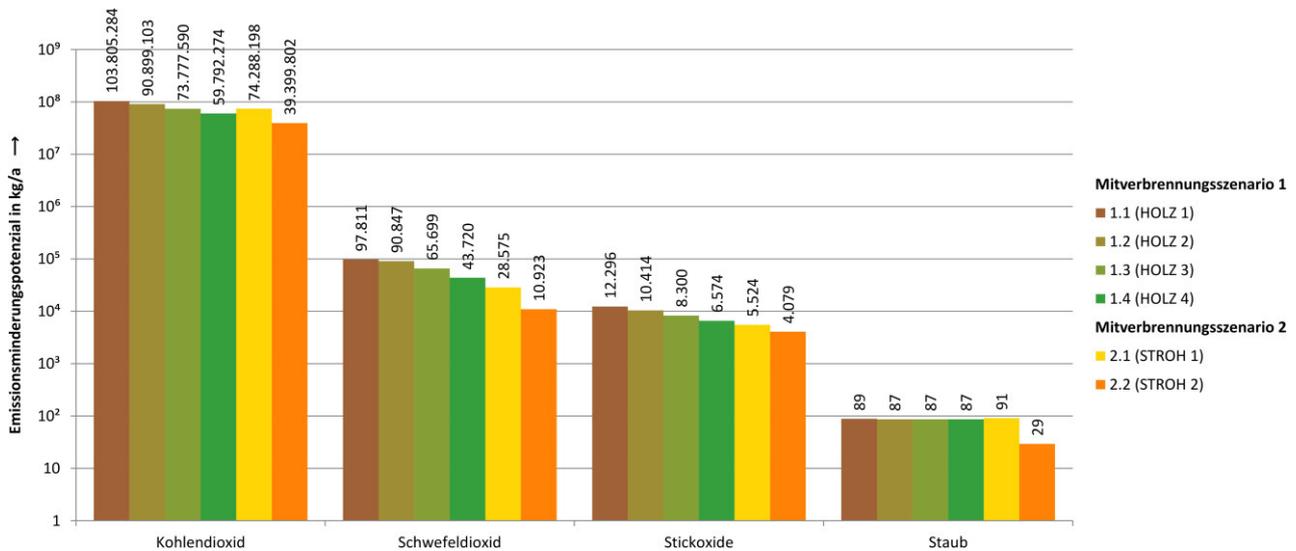


Abb. 4.58. Gegenüberstellung der Emissionsminderungspotenziale bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen mit maximalem Mitverbrennungsanteil

Durch die Mitverbrennung von Biobrennstoffen können gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle außerordentlich große Mengen an Kohlendioxid fossilen Ursprunges und Schwefeldioxid vermieden werden. Für Stickoxid ist das Emissionsminderungspotenzial ebenfalls groß. Im Gegensatz dazu ist das Minderungspotenzial für staubförmige Emissionen vergleichsweise gering, da durch den Einsatz effektiver Entstaubungssysteme ein Großteil der Staubfracht unabhängig vom eingesetzten Brennstoff zurückgehalten werden kann.

Umweltkosten infolge von Luftverschmutzung und Klimafolgeschäden lassen sich anhand fundierter Annahmen veranschlagen. Dieses ermöglicht eine ökonomische Bewertung von Umweltschäden, um auf Kosten hinzuweisen, die durch unterlassenen Umweltschutz entstehen, bzw. um den ökonomischen Nutzen umweltpolitischer Maßnahmen abzuwägen (vgl. UBA, 2012a).

Tabelle 4.10. Durchschnittliche Umweltkosten der Klimaschädigung und Luftverschmutzung durch Energieerzeugung in Deutschland im Jahr 2010, eigene Darstellung mit Daten aus (UBA, 2012b, S. 11)

Kohlendioxid CO ₂	Schwefeldioxid SO ₂	Stickoxide NO _x	Feinstaub PM _{2,5}
80 €/t	12 400 €/t	12 300 €/t	30 600 €/t

Da filternde und elektrische Abscheider mittlere bis große Partikel nahezu vollständig zurückhalten (vgl. Abb. 2.18, S. 33), wird angenommen, dass es sich bei den betrachteten staubförmigen

Emissionen aus Großfeuerungsanlagen vorwiegend um besonders schädigende lungengängige Feinstäube (PM_{2.5}) handelt.

Die nachfolgend dargestellten Potenziale zur Minderung von Umweltkosten sind das Produkt der Emissionsminderungspotenziale (vgl. Abb. 4.58, S. 162) und der durchschnittlichen Umweltkosten (vgl. Tabelle 4.10, S. 162).

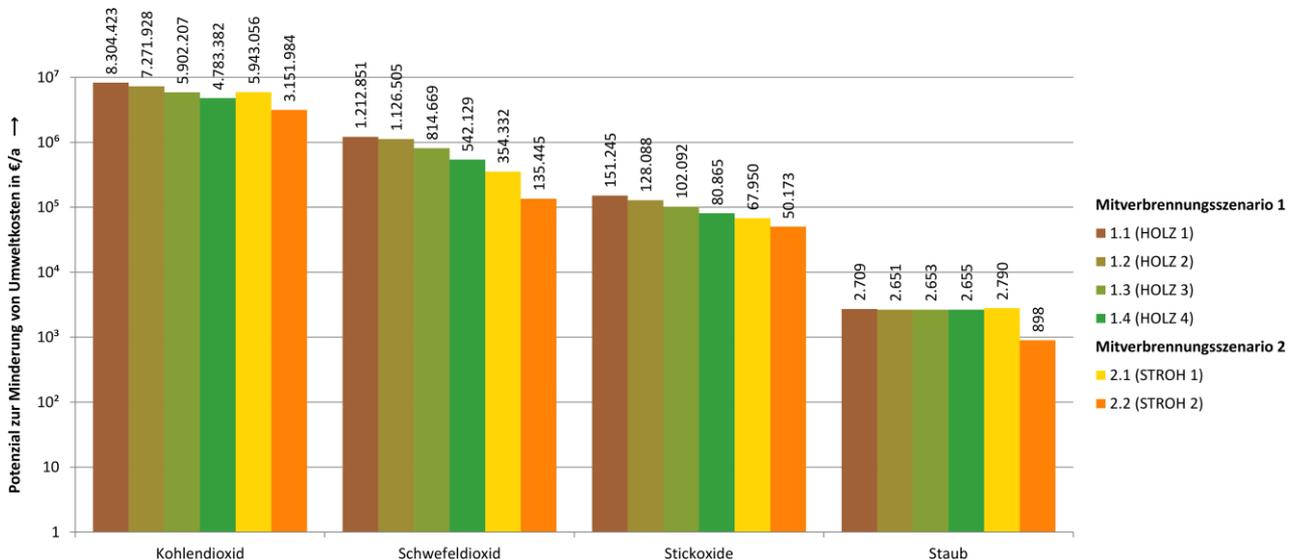


Abb. 4.59. Gegenüberstellung der Potenziale zur Minderung von Umweltkosten infolge der Mitverbrennung von Biobrennstoffen mit maximalem Mitverbrennungsanteil

Obwohl die durchschnittlichen Umweltkosten für Kohlendioxid vergleichsweise gering sind, ist das Potenzial zur Minderung von Umweltkosten groß. Ausschlaggebend dafür ist das außerordentlich große Emissionsminderungspotenzial (vgl. Abb. 4.58, S. 162). Für Schwefeldioxid und Stickoxide sind die Potenziale ebenfalls groß, wohingegen es für staubförmige Emissionen trotz der hohen durchschnittlichen Umweltkosten sehr gering ist, was mit dem ausgesprochen geringen Emissionsminderungspotenzial zu begründen ist.

Im Folgenden wird eine umweltökonomische Kosten-Nutzen-Analyse durchgeführt. Dazu wird für die jeweiligen Mitverbrennungsszenarien der Quotient aus den jährlichen Mehrkosten bei maximalem Mitverbrennungsanteil (vgl. Abb. 4.45, S. 148) und den Potenzialen zur Minderung von Umweltkosten (vgl. Abb. 4.59, S. 163) für Treibhausgase und Luftschadstoffe in Summe gebildet.

4 Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen

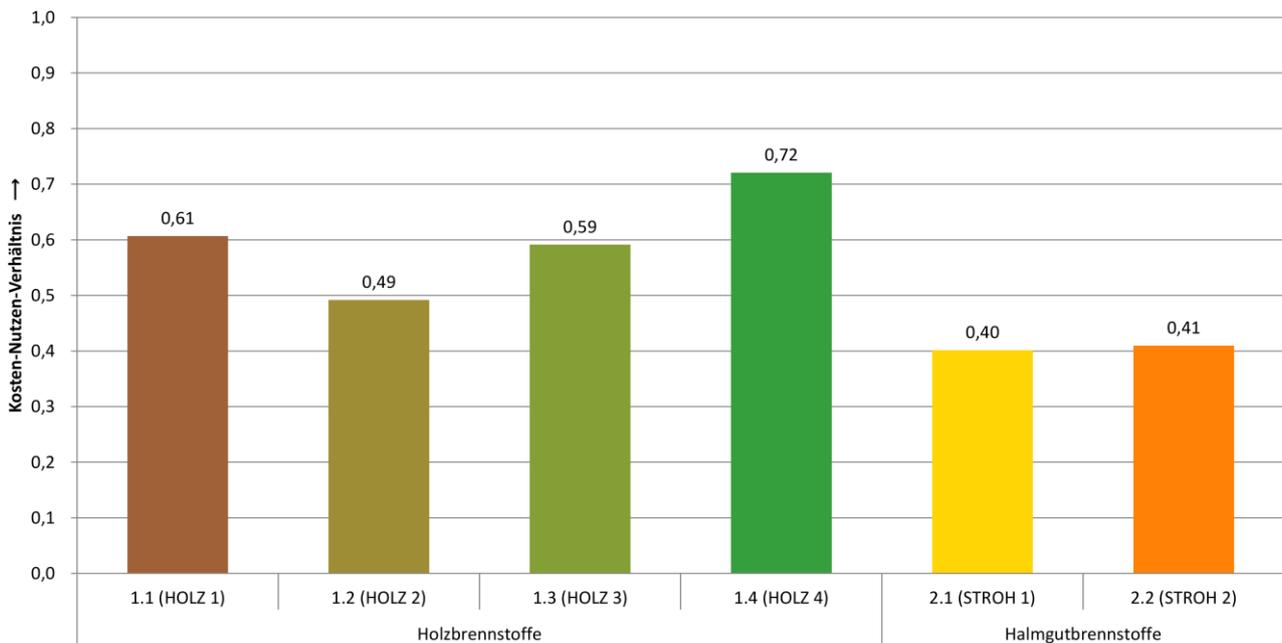


Abb. 4.60. Gegenüberstellung der Kosten-Nutzen-Verhältnisse bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen mit maximalem Mitverbrennungsanteil

In allen Mitverbrennungsszenarien unterschreiten die kalkulierten Mehrkosten den zu erwartenden Nutzen bei Weitem, was als klares Anzeichen für die Wirksamkeit der Mitverbrennung von Biobrennstoffen als umweltpolitische Maßnahme gedeutet werden kann. Das Kosten-Nutzen-Verhältnis steigt mit zunehmenden energiespezifischen Brennstoffkosten (vgl. Tabelle 4.5, S. 145), die für die Mehrkosten infolge der Mitverbrennung ausschlaggebend sind. Die Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen ist gegenüber dem Einsatz von Holz Brennstoffen vorteilhafter. Die Mitverbrennungsszenarien 2.1 und 2.2 unterscheiden sich untereinander nur geringfügig. Beim Einsatz von naturbelassenen Holz Brennstoffen (Mitverbrennungsszenarien 1.2 bis 1.4) verbessert sich das Kosten-Nutzen-Verhältnis mit abnehmendem Wassergehalt im Brennstoff. Beim Einsatz getrockneter Holz Brennstoffe (Mitverbrennungsszenario 1.1) wirken sich die verhältnismäßig hohen energiespezifischen Brennstoffkosten nachteilig auf das Kosten-Nutzen-Verhältnis aus.

4.5.4 Möglichkeiten zur Internalisierung von Umweltkosten

Durch die Untersuchung der umweltökonomischen Auswirkungen konnte belegt werden, dass durch den Ausstoß von Treibhausgasen und Luftschadstoffen Umweltschäden entstehen und Umweltkosten anfallen. Durch die Mitverbrennung von Biobrennstoffen besteht ein großes Potenzial zur Minderung von Umweltkosten. Die Mehrkosten infolge der Mitverbrennung sind im Vergleich zu den zusätzlichen Umweltkosten, die bei der Monoverbrennung von Steinkohle anfallen, deutlich geringer. Demzufolge ist aus gesamtgesellschaftlicher Sicht die Mitverbrennung von Biobrennstoffen als umweltpolitische Maßnahme gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle zu bevorzugen.

Als gewinnorientierte Unternehmen besteht bei Energieversorgern ein großes Interesse, die Erzeugungskosten für elektrischen Strom und Wärme gering zu halten. Da jedoch die Mitverbrennung gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle deutliche Mehrkosten verursacht und aus betriebswirtschaftlicher Sicht durch den Einsatz von Biobrennstoffen kein Mehrwert entsteht, wird das Energieversorgungsunternehmen die Monoverbrennung von Steinkohle als die betriebswirtschaftlich

vorteilhaftere Variante zwangsläufig bevorzugen. Folglich sind staatliche Lenkungsmaßnahmen erforderlich, um Unternehmen wirtschaftliche Anreize für den Einsatz von Biobrennstoffen zu schaffen. Es ist davon auszugehen, dass bei einer verursachergerechten Kosteninternalisierung die anfallenden Mehrkosten vom Energieversorgungsunternehmen an den Endverbraucher weitergeleitet werden. Angesichts niedrigerer Umweltkosten könnte dieses zur Entlastung der Gesellschaft beitragen. Dazu können verschiedene umweltpolitische Maßnahmen, entweder alleine oder in Kombination wirkend, in Erwägung gezogen werden (vgl. van Loo & Koppejan, 2008, S. 387 ff.). Mögliche Maßnahmen wären u. a.

- Höhere Besteuerung fossiler Brennstoffe, wodurch Unternehmen vermehrt auf günstigere Biobrennstoffe ausweichen würden (Pigou-Steuer).
- Allgemeine Besteuerung umweltschädlicher Emissionen, wodurch Unternehmen den Ausstoß von Treibhausgasen und Luftschadstoffen vermindern würden (Pigou-Steuer).
- Verknappung der frei zugewiesenen Emissionskontingente, um den Emissionszertifikathandel anzuregen und den Preis von Emissionszertifikaten deutlich zu steigern.
- Erweiterung des Handelssystems für Emissionszertifikate auf die relevantesten Treibhausgase und Luftschadstoffe (u. a. Schwefeldioxid, Stickoxide und Staub) bei gleichzeitigem Emissionszertifikathandel zu (aus umweltpolitischer Sicht) angemessenen Preisen.
- Vergütung von elektrischem Strom aus der Mitverbrennung von Biobrennstoffen (z. B. im Rahmen des EEG oder KWKG).
- Förderung von Investitionsmaßnahmen zum Umbau von Verbrennungsanlagen zur Mitverbrennung (z. B. durch Kredite zu günstigen Konditionen, steuerliche Entlastung von Unternehmen).

Der Ausbau der Biomassenutzung, vor allem die Mitverbrennung in Kohlekraftwerken, setzt die Akzeptanz und Unterstützung der Öffentlichkeit voraus, sodass seitens der Energieversorgungsunternehmen auch auf die Bereitschaft des Endverbrauchers, für Bioenergie mitunter freiwillig höhere Preise zu entrichten, gebaut werden kann.

4.5.5 Zusammenfassung ökonomischer Auswirkungen

Bei der Untersuchung der ökonomischen Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen hat sich herausgestellt, dass durch den Einsatz von Biobrennstoffen deutlich höhere Gesamtkosten als bei der Monoverbrennung von Steinkohle anfallen. Den größten Kostenanteil nehmen die Kosten für Biobrennstoffe ein. Aus betriebswirtschaftlicher Sicht bietet die Monoverbrennung von Steinkohle die größte relative Vorteilhaftigkeit, was u. a. anhand der vergleichsweise niedrigen Strom- und Wärmegestehungskosten deutlich wird. Da die Brennstoffkosten auch den Kapitalwert maßgeblich beeinflussen, sinkt dieser infolge der Verdrängung von Steinkohle durch einen vergleichsweise teureren Biobrennstoff mit steigendem Mitverbrennungsanteil.

Mithilfe von Sensitivitätsanalysen konnte belegt werden, dass Änderungen der Brennstoffpreise großen Einfluss auf die Strom- und Wärmegestehungskosten haben. Dabei steigt mit zunehmendem Mitverbrennungsanteil die Empfindlichkeit gegenüber Änderungen der Beschaffungskosten für Biobrennstoffe. Änderungen der jährlichen Betriebsstunden haben ebenfalls großen Einfluss auf die Strom- und Wärmegestehungskosten, wohingegen der Einfluss weiterer Eingangsparameter vergleichsweise gering ist.

Die Mitverbrennung von Biobrennstoffen verursacht im Vergleich zu anderen Techniken zur Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien verhältnismäßig geringe CO₂-Minderungskosten. Es wurde aufgezeigt, dass die Mitverbrennung von Biobrennstoffen in ZWSF zur gekoppelten Strom- und Wärmeerzeugung als eine der kostengünstigsten Technologien zur Minderung der Netto-CO₂-Emissionen gegenüber anderen Technologien wettbewerbsfähig ist. Dennoch ist der Einsatz von Biobrennstoffen zur Mitverbrennung aus betriebswirtschaftlicher Sicht, in Anbetracht der ungünstigen Rahmenbedingungen für Unternehmen in Deutschland, gegenwärtig nicht vertretbar. Da zwischen den Marktpreisen von Brennstoffen und Emissionszertifikaten eine wechselseitige Beziehung besteht, ist nicht davon auszugehen, dass die Mitverbrennung von Biobrennstoffen allein durch einen deutlichen Preisanstieg von Steinkohle und/oder Emissionszertifikaten bzw. einen deutlichen Preisrückgang von Biobrennstoffen gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle wettbewerbsfähig wird.

Der Einsatz von Biobrennstoffen zur Mitverbrennung bietet ein großes Potenzial zur Minderung von Umweltkosten. Durch die umweltökonomische Kosten-Nutzen-Analyse wurde der Nachweis erbracht, dass die Mehrkosten infolge der Mitverbrennung gegenüber den zusätzlichen Umweltkosten, die bei der Monoverbrennung von Steinkohle anfallen, deutlich geringer sind. Folglich ist aus gesamtgesellschaftlicher Sicht die Mitverbrennung von Biobrennstoffen als umweltpolitische Maßnahme gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle zu bevorzugen. Um Unternehmen wirtschaftliche Anreize zum Einsatz von Biobrennstoffen zu schaffen, bedarf es staatlicher Lenkungsmaßnahmen. Bei einer verursachergerechten Kosteninternalisierung würden die anfallenden Mehrkosten vom Energieversorgungsunternehmen an den Endverbraucher weitergeleitet werden. Angesichts niedrigerer Umweltkosten könnte dieses zur Entlastung der Gesellschaft beitragen.

5 Verifizierung der Hypothese

In der vorliegenden Arbeit wurden die Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen untersucht. Dieses ermöglicht es, anhand der gewonnenen Erkenntnisse die eingangs getroffenen Aussagen der Hypothese (siehe Kap. 1.3, S. 4), die Mitverbrennung signifikanter Mengen Biobrennstoffe in Steinkohle gefeuerten ZWSF sei technisch realisierbar, ökologisch vorteilhaft und ökonomisch vertretbar, zu verifizieren. Unter einer signifikanten Menge wird ein Mitverbrennungsanteil von mindestens 25 % der Feuerungswärmeleistung verstanden. Anhand von Mitverbrennungsszenarien (siehe Kap. 4.1.1, S. 97) wurden die Folgen einer sukzessiven Steigerung des Mitverbrennungsanteiles dargestellt und erörtert, was Aufschluss über Fragestellungen aus den Bereichen Verfahrenstechnik, Ökologie und Ökonomie gegeben hat.

5.1 Technische Realisierbarkeit

Aufgrund der hohen Brennstoffflexibilität und den vergleichsweise geringen Ansprüchen an die Brennstoffaufbereitung eignen sich ZWSF prinzipiell für den Einsatz von Biobrennstoffen zur Mitverbrennung signifikanter Mengen. Im laufenden Betrieb kann das Brennstoffgemisch jedoch nur bedingt verändert werden, weil die Verbrennungsanlagen zur Mitverbrennung angepasst und ggf. umgebaut werden müssen. Da bestehende Anlagen verfahrenstechnischen Einschränkungen unterliegen, ist eine vollständige Substitution des fossilen Regelbrennstoffes mit keinem der untersuchten Holz- oder Halmgutbrennstoffe möglich. Mit getrockneten Holzbrennstoffen (HOLZ 1, $w = 20\%$) kann mit 49,9 % der Feuerungswärmeleistung im Vergleich zu den anderen untersuchten Biobrennstoffen der größte Mitverbrennungsanteil erzielt werden. Da jedoch das Schwefel-Chlor-Verhältnis mit zunehmender Menge an Biobrennstoff unweigerlich fällt, ist eine weitere Steigerung des Mitverbrennungsanteiles nicht möglich. Anders ist es bei der Nutzung naturbelassener Holzbrennstoffe (HOLZ 2, $w = 35\%$; HOLZ 3, $w = 40\%$; HOLZ 4, $w = 45\%$), bei denen insbesondere der Wassergehalt im Brennstoff einen großen Einfluss hat. Je höher dieser ist, desto mehr Wasserdampf bildet sich während der Verbrennung. Dieses hat zufolge, dass die mittlere Geschwindigkeit der Verbrennungsgase im Brennraum einen kritischen Wert erreicht, was eine weitere Steigerung des Mitverbrennungsanteiles ausschließt. Mit naturbelassenen Holzbrennstoffen werden maximal 43,9 % (HOLZ 2, $w = 35\%$), 35,7 % (HOLZ 3, $w = 40\%$) und 29,0 % (HOLZ 4, $w = 45\%$) Mitverbrennungsanteil erreicht. Beim Einsatz alkaliarmer Halmgutbrennstoffe (STROH 1) sollte aufgrund des unweigerlich fallenden Schwefel-Chlor-Verhältnisses bis zum kritischen Wert ein Mitverbrennungsanteil von 35,5 % nicht überschritten werden. Mit alkalireichen Halmgutbrennstoffen (STROH 2) kann mit lediglich 18,8 % der Feuerungswärmeleistung im Vergleich zu den anderen untersuchten Biobrennstoffen der kleinste Mitverbrennungsanteil erzielt werden. Ausschlaggebend dafür ist der starke Anstieg des Alkali-Index bis zum kritischen Wert. Eine weitere Steigerung des Mitverbrennungsanteiles ist daher nicht empfehlenswert. Abschließend ist festzuhalten, dass die Annahme der Hypothese hinsichtlich der technischen Realisierbarkeit nur eingeschränkt zutrifft, da

aufgrund verfahrenstechnischer Einschränkungen vom alkalireichen Halmgutbrennstoff keine signifikanten Mengen mitverbrannt werden können. Der maximale Mitverbrennungsanteil beträgt 18,8 % der Feuerungswärmeleistung. Definitionsgemäß wird in der Hypothese unter einer signifikanten Menge ein Mitverbrennungsanteil verstanden, der zu mindestens 25 % der Feuerungswärmeleistung beiträgt. Demzufolge können für diesen Biobrennstoff auch keine Aussagen hinsichtlich der ökologischen Vorteilhaftigkeit und ökonomischen Vertretbarkeit beim Einsatz größerer Brennstoffmengen getroffen werden.

5.2 Ökologische Vorteilhaftigkeit

Für den Einsatz von Biobrennstoffen wird vorausgesetzt, dass diese unter Einhaltung nachhaltiger Bewirtschaftungsmethoden erzeugt werden (siehe Kap. 2.6.1, S. 50). Bei der Untersuchung der ökologischen Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen sind hinsichtlich der Luftschadstoff-Emissionen deutliche Unterschiede zwischen den Holz- und Halmgutbrennstoffen festzustellen, wohingegen bezüglich der Treibhausgas-Emissionen zwischen den Biobrennstoffarten nahezu keine Unterschiede festzustellen sind. Durch die Mitverbrennung von Holzbrennstoffen verringern sich die Schwefel- und Stickoxid-Emissionen deutlich, wohingegen die Staub- und Kohlenmonoxid-Emissionen nahezu unverändert bleiben. Der Ausstoß von Chlor- und Fluorwasserstoff kann geringfügig reduziert werden. Infolge der Verdrängung des fossilen Regelbrennstoffes kommt es beim Einsatz von Holzbrennstoffen zu einer deutlichen Minderung der Netto-CO₂-Emissionen. Beim Einsatz von Halmgutbrennstoffen zur Mitverbrennung ist eine Verringerung der Schwefel- und Stickoxid-Emissionen festzustellen, wohingegen die Staub- und Kohlenmonoxid-Emissionen nahezu unverändert bleiben. Anders als bei Holzbrennstoffen ist ein deutlicher Anstieg der Chlorwasserstoff-Emissionen zu beobachten. In diesem Zusammenhang ist abzuwägen, ob bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen höhere Chlorwasserstoff-Emissionen bei einer gleichzeitigen deutlichen Reduzierung der Schwefel- und Stickoxid-Emissionen ökologisch vertretbar sind oder ob die Chlorwasserstoff-Emissionen ggf. durch weitere Maßnahmen zur Rauchgasreinigung gesenkt werden sollten. Infolge der Verdrängung des fossilen Regelbrennstoffes kommt es auch beim Einsatz von Halmgutbrennstoffen zu einer deutlichen Minderung der Netto-CO₂-Emissionen. Aus ökologischer Sicht könnte der fossile Regelbrennstoff vollständig durch Biobrennstoff substituiert werden, was jedoch aus verfahrenstechnischen Gründen nicht möglich ist. Abschließend ist festzuhalten, dass die Annahme der Hypothese hinsichtlich der ökologischen Vorteilhaftigkeit zutrifft.

5.3 Ökonomische Vertretbarkeit

Um die Annahme der Hypothese hinsichtlich der ökonomischen Vertretbarkeit zu verifizieren, muss zur Beantwortung der Frage zwischen zwei ambivalenten Standpunkten unterschieden werden, da zwischen unternehmerischen und gesamtgesellschaftlichen Interessen ein Konflikt besteht. Da die Nutzung von Biobrennstoffen gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle erhebliche Mehrkosten verursacht, ist die Mitverbrennung aus betriebswirtschaftlicher Sicht, in Anbetracht der ungünstigen Rahmenbedingungen für Unternehmen in Deutschland, gegenwärtig nicht vertretbar. Dieses ist im Wesentlichen auf höhere Beschaffungskosten für Biobrennstoffe zurückzuführen. Im Gegensatz dazu ist die Mitverbrennung als umweltpolitische Maßnahme aus gesamtgesellschaftlicher Sicht der Monoverbrennung von Steinkohle vorzuziehen, da hierdurch Umweltkosten abgewendet werden können. In der direkten Gegenüberstellung sind die Mehrkosten infolge der Mitverbrennung gegenüber den zusätzlichen Umweltkosten, die bei der Monoverbrennung von Steinkohle anfallen,

von Holzbrennstoffen deutlich geringer. Es bedarf staatlicher Lenkungsmaßnahmen, um eine Internalisierung der Umweltkosten zu ermöglichen und Unternehmen wirtschaftliche Anreize zum Einsatz von Biobrennstoffen zu schaffen. Abschließend ist festzuhalten, dass die Annahme der Hypothese hinsichtlich der ökonomischen Vertretbarkeit aus betriebswirtschaftlicher Sicht nicht bestätigt werden kann, wohingegen sie sich aus gesamtgesellschaftlicher Sicht als richtig erwiesen hat.

6 Perspektive und Forschungsbedarf

In der vorliegenden Arbeit wurden die Auswirkungen der Mitverbrennung von Biobrennstoffen in Steinkohle gefeuerten ZWSF hinsichtlich verfahrenstechnischer, ökologischer und ökonomischer Aspekte untersucht. Durch den Einsatz von Biobrennstoffen werden fossile Energieträger substituiert und der Ausstoß von Treibhausgasen und Luftschadstoffen deutlich reduziert. Die Mitverbrennung in bestehenden Kraftwerken kann als Brückentechnologie einen wichtigen Beitrag zum kurz- und mittelfristigen Ausbau der Biomassenutzung zur Deckung der Energienachfrage leisten und ist als eine der kostengünstigsten Technologien zur Minderung der Netto-CO₂-Emissionen gegenüber anderen Technologien wettbewerbsfähig. Um Veränderungen infolge einer sukzessiven Verdrängung des fossilen Regelbrennstoffes Steinkohle durch Biobrennstoffe zu prognostizieren, wurde ein physikalisch-mathematisches Modell entwickelt. Anhand von Mitverbrennungsszenarien, die auf den Ergebnissen der Modellrechnungen beruhen, wurden die Folgen der Mitverbrennung dargestellt und erörtert. Während die gewonnenen Erkenntnisse sich auf ein theoretisches physikalisch-mathematisches Modell stützen, könnten zukünftige Arbeiten die Folgen der Mitverbrennung anhand praktischer Versuche untersuchen.

6.1 Verfahrenstechnische Aspekte

Obwohl das verwendete physikalisch-mathematische Modell belastbare und nachvollziehbare Ergebnisse liefert, bietet es sich vor dem Umbau einer bestehenden Anlage an, für den jeweiligen Einzelfall die Auswirkungen der Mitverbrennung durch numerische Verfahren, wie z. B. mit dem Finite-Volumen-Verfahren, zu simulieren, um komplexe strömungsmechanische Aufgabenstellungen zu bewältigen. Anhand der Ergebnisse lassen sich die Einflüsse geänderter Brennstoff- und Betriebsparameter, z. B. auf das Strömungsverhalten oder die Schadstoffbildung während der Verbrennung, genauer abschätzen. Bei der Mitverbrennung sind vergleichsweise große Brennstoff-Massen- bzw. Volumenströme zu bewältigen. Ein besonderes Augenmerk ist daher auf den Transport und die Aufbereitung von Biobrennstoffen zu legen. Vor allem die am Kraftwerksstandort vorhandene Anlagentechnik und Infrastruktur ist an die jeweiligen Anforderungen des Biobrennstoffes anzupassen und ggf. zu erweitern. In diesem Zusammenhang bedarf es weiterer Untersuchungen, inwiefern die Aufbereitung von Biobrennstoffen (z. B. durch Pelletierung, Karbonisierung, Torrefizierung) zu einem hochwertigen Sekundärenergieträger dazu beitragen kann, den Transport, die Lagerung und die Handhabung zu verbessern. Der Einsatz von Biobrennstoffen zur Mitverbrennung hat Auswirkungen auf die Aschen. Vor allem die Quantität und Qualität der Bett- und Umlaufaschen ist für die Funktion von ZWSF von großer Bedeutung. In diesem Zusammenhang ist zu klären, wie angesichts der zu erwartenden Veränderungen ein störungsfreier Anlagenbetrieb gewährleistet werden kann. Die Anlagenverfügbarkeit wird durch Schäden am Druckteil sowie der feuerfesten Auskleidung verringert. Es ist zu klären, inwiefern der Einsatz von Biobrennstoffen Korrosions- und Verschleißmechanismen beeinflusst und wie Beeinträchtigungen durch die Auswahl geeigneter Werkstoffe bzw.

deren Weiterentwicklung vermieden werden können. Es hat sich gezeigt, dass in bestehenden Anlagen der fossile Regelbrennstoff Steinkohle nicht vollständig durch Biobrennstoffe ersetzt werden kann, da der dafür erforderliche Aufwand zum Umbau häufig in keinem Verhältnis zum Nutzen über eine begrenzte Restlaufzeit steht. Diesbezüglich ist zu klären, ob der Mitverbrennungsanteil trotz verfahrenstechnischer Einschränkungen weiter gesteigert werden kann.

6.2 Ökologische Aspekte

Die Entstehung von Schadstoffen hängt u. a. von den Bedingungen während der Verbrennung und der Art der eingesetzten Brennstoffe bzw. deren emissionsrelevanten Bestandteilen ab. Anhand praktischer Versuche ist der Einfluss geänderter Brennstoff- und Betriebsparameter auf die Schadstoffbildung und die Auswirkungen auf die Abscheideleistung von Rauchgasreinigungssystemen zu klären. In diesem Zusammenhang ist ebenfalls zu untersuchen, wie Rauchgasreinigungssysteme in bestehenden Anlagen den geänderten Betriebsbedingungen angepasst werden können. Die Einsparung von Brennstoff ist nicht nur in betriebswirtschaftlicher Hinsicht, sondern auch ökologischer Hinsicht vorteilhaft. Im Mittelpunkt weiterer Forschungsarbeit sollten daher auch Möglichkeiten zur Wirkungsgradsteigerung von Mitverbrennungsanlagen stehen. Im Hinblick auf die Veränderung der Zusammensetzung anfallender Aschen sind der Verbleib von Schadstoffen aus dem Brennstoff bzw. die Möglichkeiten zur Schadstoffeinbindung und die Folgen für die Verwertbarkeit der Aschen zu untersuchen. Da sich in den Aschen u. a. wertvolle Metalle anreichern, können diese möglicherweise in Zukunft als Rohstoffquellen dienen und aufbereitet werden.

6.3 Ökonomische Aspekte

Da die Nutzung von Biobrennstoffen gegenüber der Monoverbrennung von Steinkohle erhebliche Mehrkosten verursacht, ist aus betriebswirtschaftlicher Sicht der Einsatz von Biobrennstoffen zur Mitverbrennung, in Anbetracht der ungünstigen Rahmenbedingungen für Unternehmen in Deutschland, gegenwärtig nicht vertretbar. Im Gegensatz dazu wäre aus gesamtgesellschaftlicher Sicht die Mitverbrennung als umweltpolitische Maßnahme der Monoverbrennung von Steinkohle vorzuziehen, da hierdurch Umweltkosten abgewendet werden können. Das bestehende Handelssystem für Emissionszertifikate bietet als umweltpolitische Maßnahme die Möglichkeit, verursachergebundene Kosten zu internalisieren. Angesichts niedriger CO₂-Minderungskosten kann die Mitverbrennung einen zweckmäßigen Beitrag zum weiteren Ausbau von Techniken zur Stromerzeugung aus regenerativen Energien leisten. Da die derzeitigen Preise von Steinkohle und Emissionszertifikaten jedoch ausgesprochen niedrig sind, fehlen für Unternehmen in Deutschland die erforderlichen Anreize zum Einsatz von Biobrennstoffen. Aufgrund dieser Tatsache sind dringend richtungsweisende Veränderungen der energiepolitischen Rahmenbedingungen erforderlich, um in Deutschland den Ausbau von Mitverbrennungskapazitäten voranzutreiben. Zu diesem Zweck sind in weiterer Forschungstätigkeit Lösungsansätze zu erarbeiten, um eine verursachergerechte Kosteninternalisierung zu ermöglichen. Darüber hinaus sind die Perspektiven zur Integration von Mitverbrennungsanlagen in ein Gesamtsystem mit hohem Anteil erneuerbarer Energien zu untersuchen. Diesbezüglich ist zu klären, welche Auswirkungen der weitere Ausbau von Techniken zur Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien auf thermische Kraftwerke zur Mitverbrennung von Biobrennstoffen haben wird, welche Anforderungen sich daraus ergeben und wie demzufolge deren Betriebsweise angepasst werden kann.

Literaturverzeichnis

- Aretz & Hirschl, 2007
Aretz, Astrid; Hirschl, Bernd. (2007). *Biomassepotenziale in Deutschland – Übersicht maßgeblicher Studienergebnisse und Gegenüberstellung der Methoden. Dendrom-Diskussionspapier Nr. 1 : Studie im Rahmen des Verbundprojektes DENDROM – Zukunftsrohstoff Dendromasse : Gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF)*. Eberswalde: Fachhochschule Eberswalde, FB Wald & Umwelt
URL:
https://www.ioew.de/uploads/tx_ukioewdb/Diskussionspapier_Potenzialanalyse_I_D6W.pdf
[Stand: 23.08.2011]
- Baehr, 2005
Baehr, Hans Dieter. (2005.). *Thermodynamik : Grundlagen und technische Anwendungen* (12. Aufl.). Berlin: Springer
- BAFA, 2013
Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle [BAFA]. (2013). *Drittlandskohlebezüge und durchschnittliche Preise frei deutsche Grenze für Kraftwerkssteinkohle*. Eschborn: Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle
URL:
<http://www.bafa.de/bafa/de/energie/steinkohle/drittlandskohlepreis/index.html>
[Stand: 27.06.2013]
- BAFU, 2008
Bundesamt für Umwelt [BAFU]. (2008). *Faktenblatt : Stickoxide (NO_x) im Blickfeld*. Bern (Schweiz): Bundesamt für Umwelt, Abteilung Luftreinhaltung und NIS
URL:
http://www.verkehrclub.ch/fileadmin/user_upload/Francais/Positions/Faktenblatt__Stickoxide__NOx__im__Blickfeld__1_.pdf
[Stand: 26.09.2016]
- Bahillo et al., 2003
Andres; Bahillo; Cabanillas, A.; Gayán, Pilar; de Diego, Luis F.; Adánez, Juan. (2003). *Co-combustion of coal and biomass in FB boilers: Model validation with experimental results from CFB pilot plant*. Madrid (Spanien): Centro Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas
(46th International Energy Agency Fluidized Bed Conversion, gehalten in Jacksonville, Florida (Vereinigte Staaten von Amerika), 18. Mai 2003).
URL:
<http://www.processeng.biz/iea-fbc.org/upload/cabanillas2003.pdf>
[Stand: 05.03.2016]
- Barišić et al., 2008
Barišić, Vesna; Åmand, Lars-Erik; Zabetta, Edgardo Coda. (2008). *The Role of Limestone in Preventing Agglomeration and Slagging during CFB Combustion of High-Phosphorous Fuels*. Varkaus (Finnland): Foster Wheeler Energia Oy
(World Bioenergy 2008, gehalten in Jönköping (Schweden), 27.-29. Mai 2008).

Literaturverzeichnis

- Barišić et al., 2012
Barišić, Vesna; Peltola, Kari; Zabetta, Edgardo Coda. (2012). *Role of PC-ash against agglomeration, fouling, and corrosion from challenging biomass*. Varkaus (Finnland): Foster Wheeler Energia Oy
(Impacts of Fuel Quality on Power Production and the Environment, gehalten in Puchberg (Österreich), 23.-27. September 2012).
- Bauer et al., 1994
Bauer, F.; Jentsch, N.; Utke, M.; Wetzel, II.. (1994). *Einsatz von Bio-Festbrennstoffen in der Wärmeersatzanlage (WEA) Lübbenau*. In: Deutsche Wissenschaftliche Gesellschaft für Erdöl, Erdgas und Kohle e.V.. (1994). *Beiträge zur DGMK-Fachbereichstagung "Energetische und stoffliche Nutzung von Reststoffen" vom 18. bis 20. April in Velen/Westf.: (Autorenmanuskripte)*, S. 59 ff.. Hamburg: Deutsche Wissenschaftliche Gesellschaft für Erdöl, Erdgas und Kohle e.V.
- Beu, 2008
Beu, Johannes. (2008). *Emissionsminderungskonzepte für eine stationäre Wirbelschichtfeuerung kleiner Leistung*. Dissertation, Rostock: Universität Rostock, Fakultät für Maschinenbau und Schiffstechnik
URL:
<http://rosdok.uni-rostock.de/resolve?urn=urn:nbn:de:gbv:28-diss2009-0199-9>
[Stand: 25.10.2012]
- BFH, 2001
Dieter, Matthias; Englert, Hermann. (2001). *Abschätzung des Rohholzpotentials für die energetische Nutzung in der Bundesrepublik Deutschland*. Hamburg: Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft [BFH]
URL:
http://literatur.vti.bund.de/digbib_extern/bitv/dk040192.pdf
[Stand: 08.09.2011]
- BGR, 2014
Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe [BGR]. (2014). *Bodenerosion – Gefährdung der Ressource Boden*. Hannover: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe [BGR]
URL:
http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Ressourcenbewertung-management/Bodenerosion/Bodenerosion_node.html
[Stand: 20.10.2014]
- Biedermann & Obernberger, 2005
Biedermann, Friedrich; Obernberger, Ingwald. (2005). *Ash-related Problems during Biomass Combustion and Possibilities of a Sustainable Ash Utilization*. Graz (Österreich): BIOS Bioenergiesysteme
URL:
<http://www.bios-bioenergy.at/uploads/media/Paper-Biedermann-AshRelated-2005-10-11.pdf>
[Stand: 20.12.2012]
- BIOBIB, 2012
Reisinger, K.; Haslinger, C.; Herger, M.; Hofbauer, H.. (2012). *BIOBIB - A Database for biofuels*. Wien (Österreich): Technische Universität Wien, Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften
URL:
<http://cdmaster2.vt.tuwien.ac.at/biobib/oxford.html>
[Stand: 29.03.2014]

- BMELV, 2011 Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Verbraucherschutz [BMELV]. (2011). *Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2010*. Bremerhaven: NW
URL:
<http://berichte.bmelv-statistik.de/SJT-3072200-0000.pdf>
[Stand: 15.09.2011]
- BMF, 1995 Bundesministerium der Finanzen [BMF]. (1995). *AfA-Tabelle für den Wirtschaftszweig "Energie- und Wasserversorgung"*. Letzte Aktualisierung am 24.01.1995.
URL:
http://www.bundesfinanzministerium.de/Content/DE/Standardartikel/Themen/Steuern/Weitere_Steuertemen/Betriebspruefung/AfA-Tabellen/1995-01-24-afa-24.pdf
[Stand: 05.09.2013]
- BMU, 2012 Nagel, Almut. (2012). *Aktionsplan Anpassung der Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel*. Rostock: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit [BMU]
URL:
http://www.bmu.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/aktionsplan_anpassung_klimawandel_bf.pdf
[Stand: 28.11.2013]
- BMWi, 2014 Bundesministerium für Wirtschaft und Energie [BMWi]. (2014). *Energiedaten : Zahlen und Fakten ; nationale und internationale Entwicklung*. Letzte Aktualisierung am 21.10.2014.
URL:
<http://www.bmwi.de/DE/Themen/Energie/Energiedaten-und-analysen/Energiedaten/gesamtausgabe>
[Stand: 13.07.2014]
- BMWi, 2016 Bundesministerium für Wirtschaft und Energie [BMWi]. (2016). *Energiedaten : Zahlen und Fakten ; nationale und internationale Entwicklung*. Letzte Aktualisierung am 05.04.2016.
URL:
<http://www.bmwi.de/DE/Themen/Energie/Energiedaten-und-analysen/Energiedaten/gesamtausgabe>
[Stand: 16.06.2016]
- Bohnet, 2007 Bohnet, Matthias. (2007). *Mechanische Verfahrenstechnik*. Weinheim: Wiley-VCH
- Born & Bachhiesl, 2003 Born, M.; Bachhiesl, M.. (2003). *Thermodynamische Grundlagen und Mechanismen der Hochtemperatur-Chlorkorrosion an Dampferzeugern bei der Verbrennung und Mitverbrennung von Abfällen*. In: Born, M. (Hrsg.). (2003). *Rauchgasseitige Dampferzeugerkorrosion : (Erfahrungen bei der Schadensminderung)*. S. 9-28. Freiberg: SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH
- Brauer, 1996a Brauer, Heinz (Hrsg.). (1996). *Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik : Band 2: Produktions- und produktintegrierter Umweltschutz*. Berlin: Springer

Literaturverzeichnis

- Brauer, 1996b Brauer, Heinz (Hrsg.). (1996). *Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik : Band 3: Additiver Umweltschutz: Behandlung von Abluft und Abgasen*. Berlin: Springer
- CARMEN, 2013 Centrales Agrar- Rohstoff- Marketing- und Energie-Netzwerk. (2013). <http://www.carmen-ev.de/infothek/preisindizes/hackschnitzel/225-preisentwicklung-bei-waldhackschnitzeln-der-energieholz-index>. Straubing: C.A.R.M.E.N. e.V.
URL:
<http://www.carmen-ev.de>
[Stand: 09.07.2013]
- Coda, 2004 Coda, Beatrice. (2004). *Studies on ash behavior during co-combustion of paper sludge in fluidized bed boilers*. Dissertation, Stuttgart: Universität Stuttgart, Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen
URL:
http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2004/1776/pdf/Dissertation_Beatrice_Coda.pdf
[Stand: 06.02.2016]
- dena, 2011 Vogel, Claudia; Herr, Michael; Edel, Matthias; Seidl, Hannes. (2011). *Die Mitverbrennung holzartiger Biomasse in Kohlekraftwerken. Ein Beitrag zur Energiewende und zum Klimaschutz?*. Berlin: Deutsche Energie-Agentur [dena]
URL:
http://www.dena.de/fileadmin/user_upload/Presse/studien_umfragen/Holzmitverbrennung/Endbericht_Biomassennutzung_in_Kohlekraftwerken_final.pdf
[Stand: 26.09.2016]
- DG JRC, 2006 Maciejewska, A.; Veringa, H.; Sanders, J.; Peteves, S. D.. (2006). *Co-firing of Biomass with Coal: Constraints and Role of Biomass Pre-Treatment*. Petten (Niederlande): Directorate-General Joint Research Centre [DG JRC], Institute for Energy
- dgfs, 2003 Deutsche Gesellschaft Feuerfest- und Schornsteinbau e. V. [dgfs]. (2003). *Feuerfestbau : Werkstoffe - Konstruktion - Ausführung* (3. Aufl.). Essen: Vulkan
- DIN, 2001 Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.) [DIN]. (2001). *DIN 51705:2001-06 (Prüfung fester Brennstoffe - Bestimmung der Schüttdichte)*. Berlin: Beuth
- DIN, 2005a Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.) [DIN]. (2005). *DIN 51900-3:2005-01 (Prüfung fester und flüssiger Brennstoffe - Bestimmung des Brennwertes mit dem Bomben-Kalorimeter und Berechnung des Heizwertes – Teil 3: Verfahren mit adiabatischem Mantel)*. Berlin: Beuth
- DIN, 2005b Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.) [DIN]. (2005). *DIN CEN/TS 14961:2005-05 (Feste Biobrennstoffe - Brennstoffspezifikationen und -klassen)*. Berlin: Beuth
- DIN, 2007 Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.) [DIN]. (2007). *DIN 51730:2007-09 (Prüfung fester Brennstoffe - Bestimmung des Asche-Schmelzverhaltens)*. Berlin: Beuth

- DIN, 2010 Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.) [DIN]. (2010). *DIN EN 14775:2010-04 (Feste Biobrennstoffe - Bestimmung des Aschegehaltes)*. Berlin: Beuth
- DIN, 2012 Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.) [DIN]. (2012). *DIN 31051:2012-09 (Grundlagen der Instandhaltung)*. Berlin: Beuth
- Dubbel, 2005 Dubbel, Heinrich; Grote, Karl-Heinrich (Hrsg.); Feldhusen, Jörg (Hrsg.). (2005). *Dubbel : Taschenbuch für den Maschinenbau* (21. Aufl.). Berlin: Springer
- Duong & Tillman, 2009 Duong, Dao N. B.; Tillman, David A.. (2009). *Chlorine Issues with Biomass Cofiring in Pulverized Coal Boilers: Sources, Reactions, and Consequences – A Literature Review*. Clinton, New Jersey (Vereinigte Staaten von Amerika): Foster Wheeler North America Corp.
- Duong et al., 2010 Duong, Dao; Lantos, Gabe; Tillman, David; Kawecki, Don; Coleman, Andrew (2010). *Biomass Cofiring and Its Effect on the Combustion Process*. Clinton, New Jersey (Vereinigte Staaten von Amerika): Foster Wheeler North America Corp.
(35th International Technical Conference on Clean Coal & Fuel Systems, gehalten in Clearwater, Florida (Vereinigte Staaten von Amerika), 6.-10. Juni 2010).
- ECN, 2012a Energy research Centre of the Netherlands (ECN). (2012). *BIOdat*. Petten (Niederlande): Energy Research Centre of the Netherlands
URL:
<http://www.biodat.eu>
[Stand: 29.03.2014]
- ECN, 2012b Energy research Centre of the Netherlands [ECN]. (2012). *Phyllis2, database for biomass and waste*. Ohne Ortsangabe: Energy research Centre of the Netherlands
URL:
<https://www.ecn.nl/phyllis2>
[Stand: 26.02.2011]
- EERE, 2004 Office of Energy Efficiency & Renewable Energy [EERE]. *Feedstock Composition and Property Database*. Ohne Ortsangabe: U.S. Department of Energy, Office of Energy Efficiency & Renewable Energy
URL:
<http://www.afdc.energy.gov/biomass/progs/search1.cgi>
[Stand: 12.04.2014]
- EEX, 2013a European Energy Exchange [EEX]. (2013). *ECarbix*. Leipzig: EEX
URL:
<https://www.eex.com/de/marktdaten/umweltprodukte/spotmarkt>
[Stand: 26.09.2016]
- EEX, 2013b European Energy Exchange [EEX]. (2013). *Phelix Day Base*. Leipzig: EEX
URL:
<http://www.eex.com/de/marktdaten/strom/spotmarkt/auktion>
[Stand: 16.10.2013]
- Effenberger, 2000 Effenberger, Helmut. (2000): *Dampferzeugung*. Berlin: Springer

Literaturverzeichnis

- Elled, 2008
Elled, Anna-Lena. (2008). *Co-combustion of biomass and waste fuels in a fluidised bed boiler : fuel synergism*. Dissertation, Göteborg (Schweden): Chalmers University of Technology, Department of Energy and Environment, Division of Energy Technology
URL:
<http://publications.lib.chalmers.se/publication/71067-co-combustion-of-biomass-and-waste-fuels-in-a-fluidised-bed-boiler-fuel-synergism>
[Stand: 26.09.2016]
- Epple et al, 2009
Epple, Bernd; Leithner, Reinhard; Linzer, Wladimir; Walter, Heimo (Hrsg.). (2009). *Simulation von Kraftwerken und wärmetechnischen Anlagen* (2. Aufl.). Wien (Österreich): Springer
- EREC, 2010
European Renewable Energy Council [EREC]. (2010). *Renewable Energy in Europe : Markets, Trends and Technologies* (2. Aufl.). London (England): Earthscan
- Faaij, 2006a
Faaij, André. (2006). Bio-energy in Europe: changing technology choices. *Energy Policy*, 34, 322-342
URL:
<http://igitur-archive.library.uu.nl/chem/2007-0621-201236/NWS-E-2006-2.pdf>
[Stand: 14.09.2011]
- Faaij, 2006b
Faaij, André. (2006). Modern Biomass Conversion Technologies. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11, 343-375
URL:
<http://igitur-archive.library.uu.nl/chem/2007-0621-201531/NWS-E-2006-109.pdf>
[Stand: 18.07.2013]
- FNR, 2003
Hartmann, Hans (Hrsg.); Thuneke, Klaus; Höldrich, Alexander; Roßmann, Paul. (2003). *Handbuch Bioenergie-Kleinanlagen* (1. Aufl.). Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe [FNR]
URL:
<http://download.nachhaltigwirtschaften.at/pdf/biomassekleinanlagen.pdf>
[Stand: 14.09.2011]
- FNR, 2005
Eltrop, Ludger; Raab, Konrad; Hartmann, Hans; Schneider, Sven; Schröder, Gerd; Kaltschmitt, Martin; Fischer, Joachim; Jahraus, Birgit; Heinrich, Peter. (2005). *Leitfaden Bioenergie : Planung, Betrieb und Wirtschaftlichkeit von Bioenergieanlagen* (2. Aufl.). Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. [FNR]
- Fraissler et al., 2013
Fraissler, Gerald; Kaufmann, Kurt; Kaiser, Sebastian; Jaritz, Günter. (2013). *Inertisierungsverfahren für Wirbelschichtaschen*. In: Thomé-Kozmiansky, K. J. (Hrsg.). (2013). *Asche-Schlacke-Stäube aus Metallurgie und Abfallverbrennung*. S. 437-447. Neuruppin: TK
URL:
http://www.vivis.de/index.php?option=com_phocadownload&view=category&download=44:wirbelschichtascheninertisierung&id=62:rueckstaendeverbrennungabfaellebiomassen&Itemid=330
[Stand: 14.07.2014]

- Fritz & Kern, 1992
 Fritz, Wolfgang; Kern, Heinz. (1992). *Reinigung von Abgasen : Gesetzgebung zum Emissionsschutz, Maßnahmen zur Verhütung von Emissionen ; mechanische, thermische, chemische und biologische Verfahren der Abgasreinigung ; Entschwefelung und Entstickung von Feuerungsabgasen ; physikalische Grundlagen, technische Realisierung.* (3. Aufl.). Würzburg: Vogel
- Gaur & Reed, 1995
 Gaur, Siddhartha; Reed, Thomas B.. (1995). *An Atlas of Thermal Data for Biomass and Other Fuels.* Golden, Colorado (Vereinigte Staaten von Amerika): National Renewable Energy Laboratory
 URL:
<http://www.nrel.gov/docs/legosti/old/7965.pdf>
 [Stand: 08.04.2011]
- Gayán et al., 2004
 Gayán, Pilar; Adánez, Juan; de Diego, Luis F.; García-Labiano, Francisco; Cabanillas, Andres; Bahillo, Alberto; Aho, Martti; Veijonen, Kati. (2004). Circulating fluidised bed co-combustion of coal and biomass. *Fuel*, 83(3), 277-286
- GEMIS, 2013
 Internationales Institut für Nachhaltigkeitsanalysen und -strategien [IINAS]. (2013). *Globales Emissions-Modell integrierter Systeme, Version 4.81.* Darmstadt: Internationales Institut für Nachhaltigkeitsanalysen und -strategien
 URL:
<http://www.iinas.org/>
 [Stand: 13.06.2013]
- Giglio, 2013
 Giglio, Robert. (2013). The value proposition of circulating fluidised bed technology for the utility power sector. *VGB PowerTech*, 12, 53-59
- Görner & Hübner, 2002
 Görner, Klaus; Hübner, Kurt. (2002). *Gasreinigung und Luftreinhaltung.* Berlin: Springer
- Hämäläinen, 2004
 Hämäläinen, Jouni. (2004). *Fluidized bed combustion in praxis.* In: Energy Centre Bratislava. (2004). *IV. International Slovak Biomass Forum.* S. 166-170. Bratislava (Slowakei): Energy Centre Bratislava
 URL:
http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/40/100/40100286.pdf
 [Stand: 22.02.2016]
- Hartmann et al., 2000
 Hartmann, Hans; Böhm, Thorsten; Maier, Leonard. (2000). *Naturbelassene biogene Festbrennstoffe - umweltrelevante Eigenschaften und Einflussmöglichkeiten.* Freising-Weihenstephan: Bayrische Landesanstalt für Landtechnik
 URL:
http://www.lfu.bayern.de/energie/biogene_festbrennstoffe/doc/festbrennstoffe.pdf
 [Stand: 09.09.2011]

Literaturverzeichnis

- Hartmann, 1998
Hartmann, Hans. (1998). *Influences on the Quality of solid Biofuels - Causes for Variations and Measures for Improvement*. Technical University of Munich, Germany. In: Kopetz, H.; Weber, T.; Palz, W.; Chartier, P.; Ferrero, G. L.. (1998). *10th European Conference and Technology Exhibition. Biomass for Energy and Industry. Proceedings of the International Conference Würzburg, Germany, 8-11 June 1998*, S. 184 ff.. Rimpf: C.A.R.M.E.N.
- Heding & Løyche, 1984
Heding, Niels; Løyche, M.. (1984). Om rødgrannåles mængde og næringsindhold. *Dansk Skovforenings Tidsskrift*, 84(2), 302-306
- Heding, 1997
Heding, Niels. (1997). *Biologisk afbalancere tanvendelse af skovene som energikilde*. Forskningscenter for Skov og Landskap. In: Norsk Bioenergiforening. (1997). *Bioenergy '97: Nordic Bioenergy Conference on market, environment and technology*. Oslo, Norwegen, 7.-8. Oktober 1997, S. 77-84. Oslo (Norwegen): Norsk Bioenergiforening
URL:
http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/29/045/29045763.pdf
[Stand: 14.07.2011]
- Horn, 2014
Horn, Markus. (2014). *Entwicklung hochalkalibeständiger Feuerbetone für den Einsatz in Abfall-, Ersatzbrennstoff und Biomasseverbrennungsanlagen*. In: Thomé-Kozmiensky, K. J.; Beckmann, M. (Hrsg.). (2014). *Energie aus Abfall, Band 11*. S. 377-394. TK
URL:
http://www.vivis.de/index.php?option=com_phocadownload&view=category&download=255:2014-10-14-09-15-31&id=25:feuerfestzustellung&Itemid=222
[Stand: 06.02.2016]
- IAPWS, 2007
International Association for the Properties of Water and Steam [IAPWS]. (2007). *Revised Release on the IAPWS Industrial Formulation 1997 for the Thermodynamic Properties of Water and Steam*. Charlotte, North Carolina (Vereinigte Staaten von Amerika): IAPWS Executive Secretary
URL:
<http://www.iapws.org/relguide/IF97-Rev.pdf>
[Stand: 13.08.2013]
- IE, 2003
Scheuermann, Anne; Thrän, Daniela; Scholwin, Frank; Dilger, Martin; Falkenberg, Doris; Nill, Moritz; Witt, Janet. (2003). *Monitoring zur Wirkung der Biomasseverordnung auf Basis der Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) : Endbericht; Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 201 41 132 im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und des Umweltbundesamtes Berlin*. Leipzig: Institut für Energetik & Umwelt gGmbH [IE]
URL:
<http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2438.pdf>
[Stand: 08.09.2011]

- IEA BCC, 2000
 Baxter, Larry. (2000). *Critical Technical Issues Associated With Biomass Co-firing*. In: International Energy Agency. (2000). *IEA Working Group Meeting Task 19*. Goldcoast, Australien, 7.-8. Dezember 2000, S. 90-117. Ohne Ortsangabe: IEA Biomass Combustion and Cofiring [IEA BCC]
 URL:
http://www.ieabcc.nl/meetings/Task19/6_task_meeting_Goldcoast.pdf
 [Stand: 15.03.2013]
- IEA BCC, 2009a
 Cremers, Marcel (Hrsg.); Koppejan, Jaap; Temmerman, Michaël; Madrali, Sebnem; Evald, Anders; Kärki, Janne; Tullin, Claes; Livingston, Bill. (2009). *IEA Bioenergy Task 32 - Deliverable 4 - Technical status of biomass co-firing*. Ohne Ortsangabe: IEA Biomass Combustion and Cofiring [IEA BCC]
 URL:
http://www.ieabcc.nl/publications/09-1654_D4_Technical_status_paper_biomass_co-firing.pdf
 [Stand: 14.09.2011]
- IEA BCC, 2009b
 Stam, A. F.; Livingston, W. R.; Cremers, M. F. G.; Brem, G.. (2009). *Review of models and tools for slagging and fouling prediction for biomass co-firing*. Ohne Ortsangabe: IEA Biomass Combustion and Cofiring [IEA BCC]
 URL:
http://www.ieabcc.nl/publications/slagging_fouling_in_cofiring.pdf
 [Stand: 29.03.2014]
- IEA BCC, o. J.
 IEA Biomass Combustion and Cofiring [IEA BCC]. (o. J.). *BioBank*. Ohne Ortsangabe: IEA Biomass Combustion and Cofiring
 URL:
<http://www.ieabcc.nl/database/biobank.html>
 [Stand: 29.03.2014]
- IEA CCC, 2013
 Zhu, Qian. (2013). *Developments in circulating fluidised bed combustion*. Ohne Ortsangabe: International Energy Agency Clean Coal Centre [IEA CCC]
 URL:
https://www.usea.org/sites/default/files/042013_Developments_in_circulating_fluidised_bed_combustion_ccc219.pdf
 [Stand: 08.02.2016]
- IEA ETSAP, 2010
 International Energy Agency Energy Technology Systems Analysis Programme [IEA ETSAP]. (2010). *Technology Brief E05 : Biomass for Heat and Power*. Ohne Ortsangabe: International Energy Agency Energy Technology Systems Analysis Programme
 URL:
http://biomasspower.gov.in/document/Reports/IRENA_Biomass_for_Heat_and_Power.pdf
 [Stand: 18.07.2013]
- IEA ETSAP, 2013
 International Energy Agency Energy Technology Systems Analysis Programme [IEA ETSAP]. (2013). *Biomass Co-firing : Technology Brief E21*. Ohne Ortsangabe: International Energy Agency Energy Technology Systems Analysis Programme
 URL:
<http://www.irena.org/DocumentDownloads/Publications/IRENA-ETSAP%20Tech%20Brief%20E21%20Biomass%20Co-firing.pdf>
 [Stand: 12.04.2014]

- IER, 2012
Fahl, Ulrich. (2012). *CO₂-Minderungskosten für Technologien und Energieszenarien im Vergleich*. Stuttgart: Universität Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung [IER]
(Rundgespräch „Die Zukunft der Energieversorgung“, gehalten in München, 25. Januar 2012).
URL:
http://mediathek.cesifo-group.de/player/macros/_v/_s_ifo/_x_s-764870657/ifo/noframes_detail.html?category=198377475&video=1546863
[Stand: 24.10.2013]
- ifo, 2012
Buchholz, Wolfgang; Frank, Jonas; Habermann, Jochen; Karl, Hans-Dieter; Mauch, Wolfgang; Pfeiffer, Johannes; Pittel, Karen; Staudacher, Thomas; Triebswetter, Ursula. (2012). *Die Zukunft der Energiemärkte : ökonomische Analyse und Bewertung von Potenzialen und Handlungsmöglichkeiten ; Studie in Kooperation mit der Forschungsstelle für Energiewirtschaft e.V. (FfE) im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie (BMWi)*. München: Leibniz-Institut für Wirtschaftsforschung an der Universität München e. V. [ifo]
URL:
http://www.cesifo-group.de/DocDL/ifo_Forschungsbericht_57.pdf
[Stand: 24.10.2013]
- IPCC, 2013a
Stocker, T. F.; Qin, D.; Plattner, G.-K.; Alexander, L. V.; Allen, S. K.; Bindoff, N. L.; Bréon, F.-M.; Church, J. A.; Cubasch, U.; Emori, S.; Forster, P.; Friedlingstein, P.; Gillett, N.; Gregory, J. M.; Hartmann, D. L.; Jansen, E.; Kirtman, B.; Knutti, R.; Krishna Kumar, K.; Lemke, P.; Marotzke, J.; Masson-Delmotte, V.; Meehl, G. A.; Mokhov, I. I.; Piao, S.; Ramaswamy, V.; Randall, D.; Rhein, M.; Rojas, M.; Sabine, C.; Shindell, D.; Talley, L. D.; Vaughan, D. G.; Xie, S.-P.. (2013). *Technical Summary*. In: Stocker, T. F.; Qin, D.; Plattner, G.-K.; Tignor, M.; Allen, S. K.; Boschung, J.; Nauels, A.; Xia, Y.; Bex, V.; Midgley, P. M. (Hrsg.). (2013). *Climate change 2013 : the physical science basis ; Working Group I contribution to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [IPCC]. Cambridge (England): Cambridge University Press
URL:
http://www.climatechange2013.org/images/report/WG1AR5_TS_FINAL.pdf
[Stand: 12.07.2014]
- IPCC, 2013b
Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]. (2013). *Summary for Policymakers*. In: Stocker, T. F.; Qin, D.; Plattner, G.-K.; Tignor, M.; Allen, S. K.; Boschung, J.; Nauels, A.; Xia, Y.; Bex, V.; Midgley, P. M. (Hrsg.). (2013). *Climate change 2013 : the physical science basis ; Working Group I contribution to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [IPCC]. Cambridge (England): Cambridge University Press
URL:
http://www.climatechange2013.org/images/report/WG1AR5_SPM_FINAL.pdf
[Stand: 12.07.2014]

- IPCC, 2013c
 Myhre, G.; Shindell, D.; Bréon, F.-M.; Collins, W.; Fuglestedt, J.; Huang, J.; Koch, D.; Lamarque, J.-F.; Lee, D.; Mendoza, B.; Nakajima, T.; Robock, A.; Stephens, G.; Takemura, T.; Zhang, H.. (2013). *Anthropogenic and Natural Radiative Forcing*. In: Stocker, T. F.; Qin, D.; Plattner, G.-K.; Tignor, M.; Allen, S. K.; Boschung, J.; Nauels, A.; Xia, Y.; Bex, V.; Midgley, P. M. (Hrsg.). (2013). *Climate change 2013 : the physical science basis ; Working Group I contribution to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]*. Cambridge (England): Cambridge University Press
 URL:
http://www.climatechange2013.org/images/report/WG1AR5_Chapter08_FINAL.pdf
 [Stand: 12.07.2014]
- Ipsen et al., 2014
 Ipsen, Christoph; Roschek, Dirk; Muschelknautz, Ulrich. (2014). Optimierung des Zyklonabscheiders einer zirkulierenden Wirbelschichtfeuerung: Theoretischer Hintergrund und Betriebserfahrungen. *VGB PowerTech*, 4, 75-79
- ITAS, 2003
 Leible, L.; Arlt, B.; Fürniß, B.; Kälber, S.; Kappler, G.; Lange, S.; Nieke, E.; Rösch, C.; Wintzer, D.. (2003). *Energie aus biogenen Rest- und Abfallstoffen : Bereitstellung und energetische Nutzung organischer Rest- und Abfallstoffe sowie Nebenprodukte als Einkommensalternative für die Land- und Forstwirtschaft ; Möglichkeiten, Chancen und Ziele*. Karlsruhe: Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse [ITAS]
 URL:
<http://www.itas.kit.edu/pub/v/2003/leua03a.pdf>
 [Stand: 27.03.2016]
- IW, 2012
 Bardt, Hubertus; Niehues, Judith; Techert, Holger. (2012). *Das Erneuerbare-Energien-Gesetz – Erfahrungen und Ausblick*. Köln: Institut der deutschen Wirtschaft Köln [IW]
 URL:
<http://www.insm.de/insm/dms/insm/text/presse/pressemeldungen/2012/studie-EEG/Studie%20EEG.pdf>
 [Stand: 26.09.2016]
- Jäntti & Räsänen, 2011
 Jäntti, Timo; Räsänen; Kimmo. (2011). *Circulating Fluidized Bed Technology Towards 800 MWe Scale – Lagisza 460 MWe Supercritical CFB Operation Experience*. Varkaus (Finnland): Foster Wheeler Energia Oy (Power Gen Europe, gehalten in Mailand (Italien), 7.-9. Juni 2011).
- Joos, 2006
 Joos, Franz. (2006). *Technische Verbrennung : Verbrennungstechnik, Verbrennungsmodellierung, Emissionen*. Berlin: Springer
- Kaltschmitt et al., 2003
 Kaltschmitt, Martin; Merten, Dieter; Fröhlich, Nicolle; Nill, Moritz. (2003). *Energiegewinnung aus Biomasse : Externe Expertise für das WBGU-Hauptgutachten 2003 "Welt im Wandel: Energiewende zur Nachhaltigkeit"*. Berlin: Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderungen
 URL:
http://www.wbgu.de/fileadmin/templates/dateien/veroeffentlichungen/hauptgutachten/jg2003/wbgu_jg2003_ex04.pdf
 [Stand: 08.09.2011]

Literaturverzeichnis

- Kaltschmitt et al., 2008 Kaltschmitt, Martin; Lenz, Volker; Thrän, Daniela. (2008). *Zur energetischen Nutzung von Biomasse in Deutschland - Potenziale, Stand und Perspektiven*. Niederwiesla-Lichtenwalde: Leibniz-Institut für interdisziplinäre Studien e.V.
URL:
http://www.leibniz-institut.de/archiv/kaltschmitt_25_04_08.pdf
[Stand: 09.02.2011]
- Kaltschmitt et al., 2009 Kaltschmitt, Martin; Hartmann, Hans; Hofbauer, Hermann (Hrsg.). (2009). *Energie aus Biomasse : Grundlagen, Techniken und Verfahren* (2. Aufl.). Berlin: Springer
- Kappos et al., 2003 Andreas, Kappos; Bruckmann, Peter; Eikmann, Thomas; Englert, Norbert; Heinrich, Uwe; Höpfe, Peter; Koch, Eckehard; Metz, Norbert; Rauchfuss, K.; Rombout, Peter; Schabronath, Joachim; Schulz-Klemp, Verena; Spallek, Michael. F.; Wichmann, H.-Erich; Kreyling, Wolfgang G.; Krause, Georg H. M.. (2003). Bewertung des aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstandes zur gesundheitlichen Wirkung von Partikeln in der Luft. *Umweltmedizin in Forschung und Praxis*, 8(5), 257-278
URL:
https://www.frankfurt.de/sixcms/media.php/738/VDI_UFP_2003_257_278.pdf
[Stand: 25.01.2016]
- Karampinis et al., 2016 Karampinis, Emmanouil; Grammelis, Panagiotis; Agraniotis, Michalis; Violidakis, Ioannis; Kakaras, Emmanuel. (2016). *Co-Firing of Biomass with Coal in Thermal Power Plants: Technology, Schemes, Impact and Future Perspectives*. In: Lund, Peter D.; Byrne, John A.; Berndes, Göran; Vasalos, Iacovos A. (Hrsg.). (2016). *Advances in Bioenergy: The Sustainability Challenge*. S. 233-250. Chichester, West Sussex (England): Wiley
- Kolat & Kadlec, 2012 Kolat, Pavel; Kadlec, Zdeněk. (2012). *Co-Combustion of Coal and Alternative Fuels*. In: Khan, Shahriar (Hrsg.). (2012). *Fossil Fuel and the Environment*. S. 63-90. Rijeka (Kroatien): InTech
URL:
<http://www.intechopen.com/books/fossil-fuel-and-the-environment/co-combustion-of-coal-and-alternative-fuels>
[Stand: 05.03.2016]
- Kong & Davidson, 2010 Kong, Yougen; Davidson, Heidi. (2010). *Dry sorbent injection of sodium sorbents for SO₂, HCl and mercury mitigation*. (18th Annual North American Wast-to-Energy Conference, gehalten in Orlando, Florida (Vereinigte Staaten von Amerika), 11.-13. Mai 2010).
URL:
<http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos/nawtec/nawtec18/nawtec18-3560.pdf>
[Stand: 24.08.2012]
- Konstantin, 2007 Konstantin. Panos. (2007). *Praxisbuch Energiewirtschaft*. Berlin: Springer
- Kouvo, 2003 Kouvo, Petri. (2003). *Formation and control of trace metal emissions in co-firing of biomass, peat, and wastes in fluidised bed combustors*. Dissertation, Lappeenranta (Finnland): Lappeenranta Teknillinen Yliopisto

- Krzywański et al., 2014 Krzywański, Jarosław; Rajczyk, Rafał; Nowak, Wojciech. (2014). Model research of gas emissions from lignite and biomass co-combustion in large scale CFB boiler. *Chemical and Process Engineering*, 35(2), 217-231
URL:
<http://www.degruyter.com/view/j/cpe.2014.35.issue-2/cpe-2014-0017/cpe-2014-0017.xml>
[Stand: 05.03.2016]
- Leckner & Karlsson, 1992 Leckner, Bo; Karlsson, Maria. (1992). *Emissions from combustion of wood in a circulating fluidized bed boiler*. In: Chalmers University of Technology, *Rapportserie A* (S. 92-200). Göteborg (Schweden): Chalmers University of Technology
- Leckner, 2007 Leckner, Bo. (2007). *Co-combustion - a summary of technology*. AGS Pathways report 2007:E3. Göteborg (Schweden): Chalmers University of Technology, Department of Energy and Environment
URL:
http://www.energy-pathways.org/pdf/R5_co-combustion.pdf
[Stand: 08.02.2016]
- Leckner, 2008 Leckner, Bo. (2008). *The role of CFB in co-combustion*. In: Werther, Joachim (Hrsg.). (2008). *Circulating fluidized bed technology IX : proceedings of the 9th International Conference on Circulating Fluidized Beds, [CFB-9] in conjunction with 4th International VGB Workshop "Operating Experience with Fluidized Bed Firing Systems"*. Hamburg, 13.-16. Mai 2008, S. 827-838. Hamburg: TuTech Innovation GmbH
- Lind, 1999 Lind, Terttaliisa. (1999). *Ash formation in circulating fluidised bed combustion of coal and solid biomass*. Dissertation, Espoo (Finnland): Helsinki University of Technology
URL:
<http://www.vtt.fi/inf/pdf/publications/1999/P378.pdf?origin=publication>
[Stand: 05.03.2016]
- Livingston, 2007 Livingston, William. (2007). *Biomass ash characteristics and behaviour in combustion, gasification and pyrolysis systems*. Ohne Ortsangabe: Doosan Babcock Energy
- Lurgi, 1991 Lurgi. (1991). *ZWS-Kraftwerke*. Frankfurt am Main: Lurgi AG
- LWKN, 2013 Landwirtschaftskammer Niedersachsen [LWKN]. (2013). *Strohpreis-Rechner*. Oldenburg: Landwirtschaftskammer Niedersachsen
URL:
<http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/6/nav/360/article/29724.html>
[Stand: 26.09.2016]
- McBride et al, 1993 McBride, Bonnie J.; Gordon, Sanford; Reno, Martin A.. (1993). *Coefficients for Calculating Thermodynamic and Transport Properties of Individual Species*. NASA Report TM-4513. Cleveland, Ohio (Vereinigte Staaten von Amerika): Lewis Research Center
URL:
http://ntrs.nasa.gov/archive/nasa/casi.ntrs.nasa.gov/19940013151_1994013151.pdf
[Stand: 14.09.2012]

Literaturverzeichnis

- Morgenstern, o. J. Morgenstern, Uwe. (o. J.). *Dünne Wandverkleidungen - Eine Maßnahme gegen Alkalibursting* -. Sankt Augustin: Lafarge Refractories
URL:
<http://www.keraplan.de/Vortraege/VGB%20Vortrag%20%20Mannheim%20LAFARGE%20Morgenstern.pdf>
[Stand: 26.09.2016]
- Muschelknautz & Muschelknautz, 1999 Muschelknautz, Ulrich; Muschelknautz, Edgar. (1999). Abscheideleistung von Rückführzyklonen in Wirbelschichtfeuerungen. *VGB Kraftwerks-Technik*, 4, 58-63
URL:
<http://www.mkengineering.de/deutsch/pdf/VGBZWSDT.PDF>
[Stand: 17.03.2013]
- Muschelknautz, 2006 Muschelknautz, Ulrich. (2006). *Zyklone zum Abscheiden fester Partikel aus Gasen*. In: Verein Deutscher Ingenieure. (2006). *VDI-Wärmeatlas : [Berechnungsunterlagen für Druckverlust, Wärme- und Stoffübergang]* (Abschnitt Lcd) (10. Aufl.), Berlin: Springer
- NETBIOCOF, 2006 Integrated European Network for Biomass Co-firing [NETBIOCOF]. (2006). *New and advanced concepts in renewable energy technology, Biomass D14: first state-of-the-art report*. Kiev (Ukraine): SEC BIOMASS
- Nethe, 2008 Nethe, Lutz-Peter. (2008). *Kalkhydrat vs. Natriumbicarbonat*. (Vortrag auf der 4. Fachtagung Trockene Abgasreinigung, gehalten im Haus der Technik Essen 13.-14. November 2008).
URL:
http://s272345210.online.de/texocon/typolight/index.php/downloads.html?file=tl_files/texocon/docs/unterlagen/Vortrag%20-%20Kalk%20vs.%20Bicar.pdf
[Stand: 26.09.2016]
- Neuhof et al., 2012 Neuhof, Irene; Mergler, Florian; Zormaier, Florian; Weinert, Birgit; Hüttl, Karl. (2012). *LWF Merkblatt Nr. 11 - Hackschnitzel richtig lagern!*. Freising: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft [LWF]
URL:
<http://www.lwf.bayern.de/mam/cms04/service/dateien/mb-11-hackschnitzel-lagern.pdf>
[Stand: 12.02.2013]
- NIST, 2013 Linstrom, P. J.; Mallard, W. G. (Hrsg.). (2013). *NIST Chemistry WebBook, NIST Standard Reference Database Number 69*. Gaithersburg, Maryland (Vereinigte Staaten von Amerika): National Institute of Standards and Technology [NIST]
URL:
<http://webbook.nist.gov/chemistry/>
[Stand: 12.12.2013]
- NREL, 1995 Miles, Thomas R.; Miles, Thomas R. Jr.; Baxter, Larry L.; Bryers, Richard W.; Jenkins, Bryan M.; Oden, Laurance L.. (1995). *Alkali Deposits found in Biomasse Power Plants : A Preliminary Investigation of their Extent and Nature (Vol. I)*. Golden, Colorado (Vereinigte Staaten von Amerika): National Renewable Energy Laboratory [NREL]
URL:
<http://www.nrel.gov/docs/legosti/fy96/8142v1.pdf>
[Stand: 15.10.2012]

- Nussbaumer, 2003
Nussbaumer, Thomas. (2003). Combustion and Co-combustion of Biomass: Fundamentals, Technologies, and Primary Measures for Emission Reduction. *Energy & Fuels*, 17, 1510-1521
URL:
http://www.verenum.ch/Publikationen/comb_cocomb.pdf
[Stand: 14.03.2013]
- Obernberger & Thek, 2010
Obernberger, Ingwald; Thek, Gerold. (2010). *The pellet handbook : the production and thermal utilisation of pellets*. London (England): Earthscan
- Öko-Institut, 2004
Fritsche, Uwe R.; Dehoust, Günther; Jenseit, Wolfgang; Hünecke, Katja; Rausch, Lothar; Schüler, Doris; Wiegmann, Kirsten; Heinz, Andreas; Hiebel, Markus; Ising, Markus; Kabasci, Stephan; Unger, Christoph; Thrän, Daniela; Fröhlich, Nicole; Scholwin, Frank; Reinhardt, Guido; Gärtner, Sven; Patyk, Andreas; Baur, Frank; Bemmann, Ulrich; Groß, Bodo; Heib, Marylin; Ziegler, Claudia; Flake, Michael; Schmehl, Meike; Simon, Sonja. (2004). *Stoffstromanalyse zur nachhaltigen energetischen Nutzung von Biomasse : F&E-Vorhaben ; Verbundprojekt, gefördert vom BMU im Rahmen des ZIP, Projektträger: FZ Jülich*. Darmstadt: Öko-Institut
URL:
<http://www.oeko.de/oekodoc/236/2004-025-de.pdf>
[Stand: 08.09.2011]
- Pawlowski, 2008
Pawlowski, Jan. (2008). *Systematische Untersuchungen zu Korrosionsprozessen an Feuerfestmaterialien in Müll- und Biomasseverbrennungsanlagen und Einsatzmöglichkeiten von Additiven als Korrosionsinhibitoren*. Dissertation, München: Ludwig-Maximilians-Universität, Fakultät für Geowissenschaften
URL:
http://edoc.ub.uni-muenchen.de/8720/1/Pawlowski_Jan.pdf
[Stand: 25.10.2012]
- PLANETS, 2009
Probabilistic Long-Term Assessment of New Energy Technology Scenarios [PLANETS]. (2009). *DELIVERABLE No 10 [Report on "Technology: bridging the gap"]*. Göteborg (Schweden): Chalmers University of Technology
- Poggensee, 2011
Poggensee, Kay. (2011). *Investitionsrechnung : Grundlagen - Aufgaben - Lösungen* (2. Aufl.). Wiesbaden: Gabler.
- Pohl et al., 2011
Pohl, M.; Bernhardt, D.; Beckmann, M.; Spiegel, W.. (2011). *Brennstoffcharakterisierung zur vorausschauenden Bewertung des Korrosionsrisikos*. In: Born, M. (Hrsg.). (2011). *Dampferzeugerkorrosion 2011*. S. 67-83. Freiberg: SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH
URL:
https://tu-dresden.de/ing/maschinenwesen/ifvu/evt/ressourcen/dateien/Veroeffentlichungen/VWS-2011-14_Freiberg-Pohl.pdf
[Stand: 26.09.2016]
- Proplanta, 2013
Proplanta. (2013). *Aktuelle Stroh- und Heupreise*. Stuttgart: Proplanta
URL:
<http://www.proplanta.de/Agrar/>
[Stand: 27.06.2013]

- Spiegel et al., 2005 Spiegel, Wolfgang; Herzog, Thomas; Magel, Gabriele; Müller, Wolfgang; Schmidl, Werner. (2005). Dynamische chlorinduzierte Hochtemperaturkorrosion von Verdampfer- und Überhitzerbauteilen aufgrund spezieller Belagsentwicklungen: Häufiger Befund in Abfall- und Biomasse-gefeuerten Dampferzeugern. *VGB PowerTech*, 1/2, 89-97
URL:
http://www.chemin.de/Publikationen/PDF/bis_2011/vo-20-0.pdf
[Stand: 25.10.2012]
- Spliethoff et al., 2009 Spliethoff, Hartmut; Kaltschmitt, Martin; Werther, Joachim. (2009). *Mitverbrennung in Kohlekraftwerken*. In: Kaltschmitt, Martin; Hartmann, Hans; Hofbauer, Hermann (Hrsg.). (2009). *Energie aus Biomasse : Grundlagen, Techniken und Verfahren* (2. Aufl.). S. 581-598. Berlin: Springer
- SRU, 2008 Koch, Hans-Joachim; von Haaren, Christina; Faulstich, Martin; Foth, Heidi; Jänicke, Martin; Michaelis, Peter; Ott, Konrad. (2008). *Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels : Umweltgutachten 2008 des Sachverständigenrates für Umweltfragen*. Berlin: Erich Schmidt
URL:
http://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/01_Umweltgutachten/2008_Umweltgutachten_BTD.html
[Stand: 07.02.2015]
- Strauß, 2006 Strauß, Karl. (2006). *Kraftwerkstechnik : zur Nutzung fossiler, nuklearer und regenerativer Energiequellen* (5. Aufl.). Berlin: Springer
- SWFL, 2013 Stadtwerke Flensburg. (2013). *Interne Daten der Stadtwerke Flensburg GmbH*. Flensburg: Stadtwerke Flensburg GmbH
- Trost, 2014 Trost, Matthias. (2014). *30 Jahre feuerfeste Auskleidungen in Wirbelschichtfeuerungen – Betriebserfahrungen führen zu einem verbändeübergreifenden Standard*. *VGB PowerTech*, 12, 75-79
- UBA, 2008 Fritsche, Uwe R.; Rausch, Lothar. (2008). *Bestimmung spezifischer Treibhausgas-Emissionsfaktoren für Fernwärme*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt [UBA]
URL:
<http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3476.pdf>
[Stand: 26.10.2012]
- UBA, 2012a Schwermer, Sylvia. (2012). *Ökonomische Bewertung von Umweltschäden - Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt [UBA]
URL:
<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/oekonomische-bewertung-von-umweltschaeden-0>
[Stand: 15.11.2013]

Literaturverzeichnis

- UBA, 2012b
Schwermer, Sylvia. (2012). *Best-Practice-Kostensätze für Luftschadstoffe, Verkehr, Strom -und Wärmeerzeugung - Anhang B der "Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten"*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt [UBA]
URL:
<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/oekonomische-bewertung-von-umweltschaeden-0>
[Stand: 15.11.2013]
- UBA, 2013a
Umweltbundesamt [UBA]. (2013). *Dioxine*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt [UBA]
URL:
<http://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/dioxine>
[Stand: 20.07.2014]
- UBA, 2013b
Umweltbundesamt [UBA]. (2013). *Luftschadstoff-Emissionen in Deutschland*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt [UBA]
URL:
<http://www.umweltbundesamt.de/daten/luftbelastung/luftschadstoff-emissionen-in-deutschland>
[Stand: 13.07.2014]
- UNECE, 2008
United Nations Economic Commission for Europe [UNECE]. 2008. *The 1979 Geneva Convention on Long-range Transboundary Air Pollution*. Genf (Schweiz): United Nations Economic Commission for Europe [UNECE]
URL:
<http://www.unece.org/env/lrtap/welcome.html>
[Stand: 26.09.2016]
- Utt et al., 2009
Utt, James; Hotta, Arto; Goidich, Stephen. (2009). *Utility CFB goes "Supercritical" – Foster Wheeler's Lagisza 460 MW_e Operating Experience and 600-800 MW_e Designs*. Clinton, New Jersey (Vereinigte Staaten von Amerika): Foster Wheeler North America Corp.
(Coal-Gen 2009, gehalten in Charlotte, North Carolina (Vereinigte Staaten von Amerika), 19.-21. August 2009).
- van Loo & Koppejan, 2008
van Loo, Sjaak; Koppejan, Jaap. (2008). *The Handbook of Biomass Combustion and Co-firing*. London (England): Earthscan
- VDI, 2003
Verein Deutscher Ingenieure [VDI]. (2003). *VDI-Richtlinie: VDI 4661 Energiekenngrößen : Definition, Begriffe, Methodik*. Berlin: Beuth
- Vetter, 2001
Vetter, Armin. (2001). *Qualitätsanforderungen an halmgutartige Bioenergieträger hinsichtlich der energetischen Verwertung*. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft. In: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V.. (2001). *Gülzower Fachgespräche: Band 17 : Energetische Nutzung von Stroh, Ganzpflanzengetreide und weiterer halmgutartiger Biomasse : Stand der Technik und Perspektiven für den ländlichen Raum*. Tautenhain, 8.-9. Mai 2001, S. 36-49. Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V.
URL:
http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/literatur/pdf_33gfg17stroh.pdf
[Stand: 09.09.2011]

- VHI, 2011
 Verband der Deutschen Holzwerkstoffindustrie e. V. [VHI]. (2011). *Nicht alles gleich verheizt, was brennt : EEG-Gesetzesnovelle muss Sicherung der Arbeitsplätze im Blick behalten*. Ohne Ortsangabe: Verband der Deutschen Holzwerkstoffindustrie e. V.
 URL:
<http://www.holz-verantwortungsvoll-nutzen.de/?p=1341>
 [Stand: 07.07.2011]
- Wagner et al., 2007
 Wagner, Hermann-Josef; Koch, Marco K.; Burkhardt, Jörg; Große-Böckmann, Thomas; Feck, Norbert; Kruse, Philipp. (2007). CO₂-Emissionen der Stromerzeugung : Ein ganzheitlicher Vergleich verschiedener Techniken. *BWK Das Energie-Fachmagazin*, 59(10), 44-51
 URL:
[http://www.vdi.de/fileadmin/vdi_de/redakteur_dateien/geu_dateien/FB4-Internetseiten/CO2-Emissionen der Stromerzeugung_01.pdf](http://www.vdi.de/fileadmin/vdi_de/redakteur_dateien/geu_dateien/FB4-Internetseiten/CO2-Emissionen_der_Stromerzeugung_01.pdf)
 [Stand: 15.08.2013]
- Warnatz et al., 2001
 Warnatz, Jürgen; Maas, Ulrich; Dibble, Robert W.. (2001). *Verbrennung : Physikalisch-Chemische Grundlagen, Modellierung und Simulation, Experimente, Schadstoffentstehung* (3. Aufl.). Berlin: Springer
- Watterson, 1993
 Watterson, Bill. (1993). *Calvin and Hobbes*. Kansas City, Missouri (Vereinigte Staaten von Amerika): Universal Press Syndicate
- WKI, 2004
 Marutzky, Rainer. (2004). *Biomassen auf Basis von Holz als Brennstoffe in Österreich, der Schweiz und Deutschland : Nutzungssituation - theoretische und reale Potenziale – Qualitäten - Wettbewerbssituation - Preistendenzen*. Braunschweig: Fraunhofer-Institut für Holzforschung, Wilhelm-Klauditz-Institut [WKI]
- Zabetta et al., 2008
 Zabetta, Edgardo Coda; Barišić, Vesna; Peltola, Kari; Hotta, Arto. (2008). *Foster Wheeler Experience with Biomass and Waste in CFBs*. Varkaus (Finnland): Foster Wheeler Energia Oy
 (33rd Clearwater Conference, gehalten in Clearwater, Florida (Vereinigte Staaten von Amerika), 1.-5. Juni 2008).
- Żelkowski, 2004
 Żelkowski, Jacek. (2004). *Kohlecharakterisierung und Kohleverbrennung: Kohle als Brennstoff, Physik und Theorie der Kohleverbrennung, Technik* (2. Aufl.). Essen: VGB PowerTech Service
- Zulfiqar et al., 2006
 Zulfiqar, M. H.; Moghtaderi, B.; Wall, T.F.; Spero, C.; Holcombe, D.. (2006). *Co-firing of coal and biomass in a 150 kW pilot-scale boiler simulation furnace*. Pullenvale (Australien): QCAT Technology Transfer Centre

Rechtsquellenverzeichnis

13. BImSchV *Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Großfeuerungs-, Gasturbinen- und Verbrennungsmotoranlagen – 13. BImSchV)*, in der Fassung der Bekanntmachung v. 02.05.2013, BGBl. I S. 1021, 1023
URL:
http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bimschv_13_2013/gesamt.pdf
[Stand: 28.06.2013]
17. BImSchV *Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen – 17. BImSchV)*, in der Fassung der Bekanntmachung v. 02.05.2013, BGBl. I S. 1021, 1044
URL:
http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bimschv_17_2013/gesamt.pdf
[Stand: 07.07.2013]
- AltholzV *Verordnung über Anforderungen an die Verwertung und Beseitigung von Altholz (Altholzverordnung – AltholzV)*, in der Fassung der Bekanntmachung v. 15.08.2002, BGBl. I S. 3302; zuletzt geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 9.11.2010, BGBl. I S. 1504
URL:
<http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/altholzv/gesamt.pdf>
[Stand: 14.09.2011]
- BImSchG *Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz – BImSchG)*, in der Fassung der Bekanntmachung v. 17.05.2013, BGBl. I S. 1274; zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 2.06.2013, BGBl. I S. 1943
URL:
<http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bimschg/gesamt.pdf>
[Stand: 01.06.2014]
- BiomasseV *Verordnung über die Erzeugung von Strom aus Biomasse (Biomasseverordnung – BiomasseV)*, in der Fassung der Bekanntmachung v. 21.06.2001, BGBl. I S. 2074; zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 10 des Gesetzes vom 24.02.2012, BGBl. I S. 212
URL:
<http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/biomassev/gesamt.pdf>
[Stand: 12.07.2013]
- DepV *Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung – DepV)*, in der Fassung der Bekanntmachung v. 27.04.2009, BGBl. I S. 900; zuletzt geändert durch Artikel 7 der Verordnung vom 02.05.2013, BGBl. I S. 973
URL:
<http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/depv/gesamt.pdf>
[Stand: 14.07.2014]

Rechtsquellenverzeichnis

- EEG *Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz – EEG)*, in der Fassung der Bekanntmachung v. 25.10.2008, BGBl. I S. 2074; zuletzt geändert durch Artikel 5 des Gesetzes vom 20.12.2012, BGBl. I S. 2730
URL:
http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/eeg_2014/gesamt.pdf
[Stand: 26.09.2016]
- EG, 2003 *Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 2003 über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates, in der Fassung der Bekanntmachung v. 13.10.2003, ABl. L275 vom 25.10.2003, S. 32*
URL:
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2003:275:0032:0046:de:PDF>
[Stand: 09.07.2013]
- EG, 2009 *Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG, in der Fassung der Bekanntmachung v. 23.04.2009, ABl. L140 vom 05.06.2009, S. 16*
URL:
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0016:0062:DE:PDF>
[Stand: 09.07.2013]]
- EnergieStG *Energiesteuergesetz (EnergieStG)*, in der Fassung der Bekanntmachung v. 15.06.2006, BGBl. I S. 1534; 2008 I S. 660, 1007; zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 5. Dezember 2012, BGBl. I S. 2436, 2725; 2013 I 488
URL:
<http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/energiestg/gesamt.pdf>
[Stand: 23.10.2013]
- KrWG *Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz – KrWG)*, in der Fassung der Bekanntmachung v. 24.02.2012, BGBl. I S. 212; zuletzt geändert durch § 44 Absatz 4 des Gesetzes vom 22.05.2013, BGBl. I S. 1324
URL:
<http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/krwg/gesamt.pdf>
[Stand: 01.06.2014]
- KWKG *Gesetz für die Erhaltung, die Modernisierung und den Ausbau der Kraft-Wärme-Kopplung (Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz)*, in der Fassung der Bekanntmachung v. 19.03.2002, BGBl. I S. 1092; zuletzt geändert durch Artikel 4 Absatz 77 des Gesetzes vom 7. August 2013, BGBl. I S. 3154
URL:
http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/kwkg_2016/gesamt.pdf
[Stand: 26.09.2016]

TA-Luft

Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002, in der Fassung der Bekanntmachung v. 14.05.1990, BGBl. I S. 880; zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 27.07.2001, BGBl. I S. 1950

URL:

<http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/taluft.pdf>

[Stand: 13.12.2012]

TEHG

Gesetz über den Handel mit Berechtigungen zur Emission von Treibhausgasen (Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz – TEHG), in der Fassung der Bekanntmachung v. 21.07.2011, BGBl. I S. 1475; zuletzt geändert durch Artikel 2 Absatz 45 u. Artikel 4 Absatz 28 des Gesetzes vom 07.08.2013, BGBl. I S. 3154

URL:

http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/tehg_2011/gesamt.pdf

[Stand: 01.06.2014]

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1. Eignung unterschiedlicher Brennstoffe zum Einsatz in ZWSF, veränderte Darstellung nach (Hämäläinen, 2004, S. 167)	5
Abb. 2.1. Einordnung der Feuerungsarten nach dem Strömungszustand, veränderte Darstellung nach (Strauß, 2006, S. 131)	10
Abb. 2.2. Strömungszustände von Gas-Feststoff-Gemischen nach Reh, veränderte Darstellung nach (Bohnet, 2007, S. 96)	11
Abb. 2.3. Verfahrensschema einer ZWSF mit Fließbettkühler nach dem Lurgi-Verfahren, veränderte Darstellung nach (Lurgi, 1991, S. 6 f.)	12
Abb. 2.4. Beläge auf der Oberfläche eines Rohrbündelwärmetauschers, Kessel 11 der Stadtwerke Flensburg (Aufnahme des Autors)	15
Abb. 2.5. Flingern'sches Korrosionsdiagramm, eigene Darstellung auf Grundlage von (Spiegel et al., 2005, S. 5)	16
Abb. 2.6. Agglomerat aus gesintertem Umlaufmaterial in der Leerkammer eines Fließbettkühlers, Kessel 11 der Stadtwerke Flensburg (Aufnahme des Autors)	18
Abb. 2.7. Ausgewaschene Mauerwerksfugen in der Target-Area eines Zyklonabscheiders, Kessel 11 der Stadtwerke Flensburg (Aufnahme des Autors)	19
Abb. 2.8. Energiebedingte Gesamtstaub-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland zwischen 1990 und 2010 (keine Angaben ab 2011), eigene Darstellung mit Daten aus (BMWi, 2014) ...	20
Abb. 2.9. Energiebedingte Kohlendioxid-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland zwischen 1990 und 2012 (erste Schätzung für 2012), eigene Darstellung mit Daten aus (BMWi, 2014) .	21
Abb. 2.10. Energiebedingte Kohlenmonoxid-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland zwischen 1990 und 2011 (keine Angaben ab 2012), eigene Darstellung mit Daten aus (BMWi, 2014)	22
Abb. 2.11. Entstehung von Stickoxiden in Abhängigkeit von der Reaktionstemperatur, eigene Darstellung auf Grundlage von (Brauer, 1996a, S. 281; Effenberger, 2000, S. 253)	23
Abb. 2.12. Bildung und Zersetzung von Stickoxiden aus brennstoffgebundenem Stickstoff in der Gasphase (vereinfachter Reaktionspfad), veränderte Darstellung nach (Salzmann & Nussbaumer, 2001, S. 576)	23
Abb. 2.13. Energiebedingte Stickoxid-Emissionen (berechnet als NO ₂) in der Bundesrepublik Deutschland zwischen 1990 und 2011 (keine Angaben ab 2012), eigene Darstellung mit Daten aus (BMWi, 2014)	24

Abb. 2.14. Energiebedingte Schwefeldioxid-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland zwischen 1990 und 2011 (keine Angaben ab 2012), eigene Darstellung mit Daten aus (BMW, 2014).....	25
Abb. 2.15. Gleichgewichtstemperatur in Abhängigkeit vom CO ₂ -Partialdruck bei der Kalzinierung von Calciumcarbonat, eigene Berechnung auf Grundlage von (Epple et al, 2009, S. 375).....	30
Abb. 2.16. Absorption saurer Rauchgasbestandteile mit Calciumcarbonat oder Calciumhydroxid	31
Abb. 2.17. Entschwefelungsgrad in Abhängigkeit von der Reaktionstemperatur (typische Verbrennungstemperatur in ZWSF zwischen 850 und 900 °C farblich hervorgehoben), eigene Darstellung auf Grundlage von (Brauer, 1996a, S. 281; Effenberger, 2000, S. 253)	32
Abb. 2.18. Fraktionsabscheidegradkurven verschiedener Entstaubungssysteme, veränderte Darstellung nach (Fritz & Kern, 1992, S. 27)	33
Abb. 2.19. Schematischer Aufbau eines Elektrofilters (Strauß, 2006, S. 303).....	34
Abb. 2.20. Schematischer Aufbau eines Gewebefilters (Strauß, 2006, S. 302)	34
Abb. 2.21. Verfahrensschema einer Trockensorption mit angeschlossenem Gewebefilter.....	35
Abb. 2.22. Schematischer Aufbau von Festbett-, Wirbelbett- und Flugstromadsorbern, veränderte Darstellung nach (Brauer, 1996b, S. 432)	36
Abb. 2.23. Heizwert in Abhängigkeit vom Wassergehalt am Beispiel eines Holzbrennstoffes, veränderte Darstellung nach (Hartmann et al., 2000, S. 7)	41
Abb. 2.24. Phasen der thermochemischen Umwandlung kleiner Biomasse-Partikel, eigene Darstellung auf Grundlage von (IEA BCC, 2000)	42
Abb. 2.25. Heizwert in Abhängigkeit vom Aschegehalt bei Holzbrennstoffen (mit und ohne Rinde) und Halmgutbrennstoffen (Getreide- und Rapsstroh, Getreidepflanzen, Miscanthus, Gräser, Lein- und Hanfstroh) bezogen auf die Trockenmasse, veränderte Darstellung nach (Hartmann et al., 2000, S. 101)	43
Abb. 2.26. Van-Krevelen-Diagramm, veränderte Darstellung nach (van Loo & Koppejan, 2008, S. 14)	45
Abb. 2.27. Ascheschmelzverhalten von Steinkohle und Holzbrennstoffen (Probenanzahl in runden Klammern, typische Verbrennungstemperatur in ZWSF zwischen 850 und 900 °C farblich hervorgehoben), eigene Darstellung mit Daten für Steinkohle aus (ECN, 2012a), für Fichte (mit Rinde) und Rinde (Nadelholz) aus (Kaltschmitt et al., 2009, S. 360), für Pappel und Weide aus (Hartmann et al., 2000, S. 91)	47

Abb. 2.28. Ascheschmelzverhalten von Steinkohle und Halmgutbrennstoffen (Probenanzahl in runden Klammern, typische Verbrennungstemperatur in ZWSF zwischen 850 und 900 °C farblich hervorgehoben), eigene Darstellung mit Daten für Steinkohle aus (ECN, 2012b), für Roggenstroh aus (Kaltschmitt et al., 2009, S. 360), für Weizen- und Triticalestroh aus (Hartmann et al., 2000, S. 91)	48
Abb. 2.29. Schütt- (links) und Energiedichte (rechts) von Steinkohle und Biobrennstoffen (Wassergehalt: Steinkohle 10 %, Hackschnitzel 45 % und STROH 15 %), eigene Berechnung mit Daten für Steinkohle aus (SWFL, 2013, ECN, 2012a), für Holzbrennstoffe aus (FNR, 2003, S. 57, Kaltschmitt et al., 2009, S. 354 und S. 360), für Halmgutbrennstoffe (FNR, 2003, S. 57, Kaltschmitt et al., 2009, S. 360 und S. 368).....	49
Abb. 2.30. Relative Verteilung der Biomasse von Rotfichten auf Nadeln, Zweige und Stämme und relativer Gehalt an Pflanzennährstoffen derselben Baumteile, eigene Darstellung mit Daten aus (Heding & Løythe, 1984 zit. nach Heding, 1997, S. 79).....	51
Abb. 2.31. Verfahrensketten zur Bereitstellung von Waldhackgut (Kaltschmitt et al., 2009, S. 189)	56
Abb. 2.32. Verfahrenskette zur Bereitstellung von Halmgutbrennstoffen, veränderte Darstellung nach (Kaltschmitt et al., 2009, S. 200)	57
Abb. 2.33. Berechnung der mittleren Transportentfernung in Abhängigkeit vom Flächenbedarf ..	58
Abb. 2.34. CO ₂ -Äquivalente der Brennstoffbereitstellung, eigene Berechnung mit Daten aus (GEMIS, 2013).....	59
Abb. 2.35. Entwicklung der Einfuhrpreise von Rohöl, Erdgas und Steinkohle, eigene Berechnung mit Daten aus (BMWi, 2014).....	60
Abb. 2.36. Preisentwicklung von Steinkohle, Holz- und Halmgutbrennstoffen (Preisangaben ohne Mehrwertsteuer), eigene Berechnung mit Daten für Steinkohle aus (BAFA, 2013), für Halmgutbrennstoffe aus (Proplanta, 2013), für feuchte und getrocknete Holzbrennstoffe aus (CARMEN, 2013)	61
Abb. 2.37. Preisentwicklung des am Spotmarkt (Sekundärmarkt) der Energiebörse EEX in Leipzig gehandelten EEX Carbon Index (Preisangaben ohne Mehrwertsteuer), eigene Darstellung mit Daten aus (EEX, 2013a).....	62
Abb. 2.38. Preisentwicklung von Grundlaststrom in Deutschland und Österreich am Spotmarkt der Energiebörse EEX in Leipzig (Preisangaben ohne Mehrwertsteuer), eigene Darstellung mit Daten aus (EEX, 2013b).....	63
Abb. 3.1. Struktur des physikalisch-mathematischen Modells	66
Abb. 3.2. Vollständige Elementar- und Ascheanalyse am Beispiel einer russischen Steinkohle, eigene Darstellung mit Daten aus (vgl. Tabelle A.7, S. 217).....	67

Abb. 3.3. Schwefel-Einbindegrad mit verschiedenen Kalksorten in Abhängigkeit vom molaren Calcium-Schwefel-Verhältnis, eigene Berechnung mit Daten aus (Strauß, 2006, S. 174).....	70
Abb. 3.4. Chlor- und Fluor-Einbindegrad mit Kalkstein in Abhängigkeit vom molaren Calcium-Schwefel-Verhältnis, eigene Berechnung mit Daten aus (Effenberger, 2000, S. 249).....	71
Abb. 3.5. Dampfdruckkurve von Wasser, eigene Berechnung auf Grundlage von (Baehr, 2005, S. 287)	75
Abb. 3.6. Bilanzraum der Massenströme	82
Abb. 3.7. Bilanzraum der Energieströme.....	84
Abb. 3.8. Mittlere spezifische Wärmekapazitäten der Rohgaskomponenten in Abhängigkeit von der Temperatur, eigene Berechnung auf Grundlage von (Baehr, 2005, S. 610; Strauß, 2006, S. 122 f.).....	85
Abb. 3.9. Thermischer Mantelverlust in Abhängigkeit von der Anlagengröße und -auslastung, eigene Berechnung mit Daten aus (Effenberger, 2000, S. 621).....	87
Abb. 4.1. Geordneter Nutzwärmebedarf am Kraftwerksstandort Flensburg (Mittelwert über 15 Jahre), eigene Berechnung mit Daten aus (SWFL, 2013).....	98
Abb. 4.2. Veränderung der Brennstoff-Massenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen (HOLZ 1 und HOLZ 2).....	101
Abb. 4.3. Veränderung der Brennstoff-Massenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen (HOLZ 3 und HOLZ 4).....	102
Abb. 4.4. Veränderung der Brennstoff-Massenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen.....	102
Abb. 4.5. Veränderung der Brennstoff-Massenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	103
Abb. 4.6. Veränderung der Brennstoff-Volumenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen (HOLZ 1 und HOLZ 2)	104
Abb. 4.7. Veränderung der Brennstoff-Volumenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil bei der Mitverbrennung von Holzbrennstoffen (HOLZ 3 und HOLZ 4)	104
Abb. 4.8. Veränderung der Brennstoff-Volumenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil bei der Mitverbrennung von Halmgutbrennstoffen	105
Abb. 4.9. Veränderung der Brennstoff-Volumenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	105

Abb. 4.10. Veränderung des Luftbedarfes ($\lambda = 1,25$) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	106
Abb. 4.11. Veränderung der Kalkstein-Massenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	107
Abb. 4.12. Veränderung der Sorbens-Massenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	108
Abb. 4.13. Veränderung der Quarzsand-Massenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	109
Abb. 4.14. Veränderung der Reingas-Volumenströme ($\lambda = 1,25$) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	110
Abb. 4.15. Veränderung der Reingas-Zusammensetzung in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil am Beispiel der Mitverbrennung eines Holzbrennstoffes (HOLZ 4) (oben) und eines Halmgutbrennstoffes (STROH 2) (unten)	111
Abb. 4.16. Veränderung der Flug- und Grobasche-Massenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	112
Abb. 4.17. Veränderung der Zusammensetzung von Flug- und Grobasche in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil am Beispiel der Mitverbrennung eines Holzbrennstoffes (HOLZ 1) (oben) und eines Halmgutbrennstoffes (STROH 1) (unten)	113
Abb. 4.18. Veränderung der Kalium-Konzentration (berechnet als K_2O) in der Flug- und Grobasche in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	114
Abb. 4.19. Veränderung der Gewebefilterasche-Massenströme in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	115
Abb. 4.20. Veränderung des molaren Schwefel-Chlor-Verhältnisses im Rohgas in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	116
Abb. 4.21. Veränderung des Alkali-Index in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil.....	117
Abb. 4.22. Veränderung der Chlorwasserstoff-Massenkonzentration im Rohgas (6 Vol.-% Bezugssauerstoffgehalt) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil.....	118
Abb. 4.23. Veränderung der mittleren Geschwindigkeit der Verbrennungsgase im Brennraum in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil.....	119
Abb. 4.24. Veränderung der mittleren Verweilzeit der Verbrennungsgase im Brennraum in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil.....	120
Abb. 4.25. Veränderung der adiabaten Verbrennungstemperatur ($\lambda = 1,25$) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	121

Abb. 4.26. Veränderung des thermischen Rauchgasverlustes in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	123
Abb. 4.27. Veränderung des thermischen Ascheverlustes in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	123
Abb. 4.28. Veränderung des thermischen Mantelverlustes in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	124
Abb. 4.29. Veränderung des chemischen Rauchgasverlustes in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	124
Abb. 4.30. Veränderung des chemischen Ascheverlustes in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	125
Abb. 4.31. Veränderung der Wärmeleistung des Dampferzeugers (oben) und Dampfmassenstrom (unten) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil.....	126
Abb. 4.32. Veränderung des Feuerungswirkungsgrades in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	127
Abb. 4.33. Veränderung des Dampferzeugerwirkungsgrades in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	127
Abb. 4.34. Veränderung des elektrischen Wirkungsgrades (oben) und des thermischen Wirkungsgrades (unten) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil.....	128
Abb. 4.35. Veränderung des (Netto-)Gesamtwirkungsgrades in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	129
Abb. 4.36. Veränderung der Gesamtstaub-Massenkonzentration im Abgas (6 Vol.-% Bezugssauerstoffgehalt) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil.....	131
Abb. 4.37. Veränderung der Kohlenmonoxid-Massenkonzentration im Abgas (6 Vol.-% Bezugssauerstoffgehalt) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil.....	132
Abb. 4.38. Veränderung der Stickoxid-Massenkonzentration im Abgas (6 Vol.-% Bezugssauerstoffgehalt) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil.....	133
Abb. 4.39. Veränderung der Schwefeldioxid-Massenkonzentration im Abgas (6 Vol.-% Bezugssauerstoffgehalt) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil.....	134
Abb. 4.40. Veränderung des Schwefelabscheidegrades in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	135
Abb. 4.41. Veränderung der Chlorwasserstoff-Massenkonzentration im Abgas (6 Vol.-% Bezugssauerstoffgehalt) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil.....	136

Abb. 4.42. Veränderung der Fluorwasserstoff-Massenkonzentration im Abgas (6 Vol.-% Bezugssauerstoffgehalt) in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	137
Abb. 4.43. Veränderung der absoluten direkten Kohlendioxid-Emissionen in Abhängigkeit vom Mitverbrennungsanteil	138
Abb. 4.44. Gegenüberstellung der spezifischen äquivalenten Kohlendioxid-Emissionen für elektrischen Strom und Wärme bei der Monoverbrennung von Steinkohle und der Mitverbrennung von Biobrennstoffen mit maximalem Mitverbrennungsanteil (weiße Zahlen: Direkte Emissionen, schwarze Zahlen: Indirekte Emissionen).....	139
Abb. 4.45. Gegenüberstellung der jährlichen Mehr- und Minderkosten infolge der Mitverbrennung von Biobrennstoffen mit maximalem Mitverbrennungsanteil	148
Abb. 4.46. Gegenüberstellung der jährlichen Gesamtkosten bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen mit maximalem Mitverbrennungsanteil	149
Abb. 4.47. Gegenüberstellung der kumulierten diskontierten Kapitalwerte nach 15 Jahren Nutzungsdauer.....	151
Abb. 4.48. Gegenüberstellung der spezifischen Strom- (ohne Schraffur) und Wärmegestehungskosten (mit Schraffur) bei der Monoverbrennung von Steinkohle und der Mitverbrennung von Biobrennstoffen mit maximalem Mitverbrennungsanteil	152
Abb. 4.49. Spezifische Strom- und Wärmegestehungskosten in Abhängigkeit von variablen Eingangsparametern im Referenzszenario	154
Abb. 4.50. Spezifische Strom- und Wärmegestehungskosten in Abhängigkeit von variablen Eingangsparametern im Mitverbrennungsszenario 1.1	155
Abb. 4.51. Spezifische Strom- und Wärmegestehungskosten in Abhängigkeit von variablen Eingangsparametern im Mitverbrennungsszenario 1.2	155
Abb. 4.52. Spezifische Strom- und Wärmegestehungskosten in Abhängigkeit von variablen Eingangsparametern im Mitverbrennungsszenario 1.3	156
Abb. 4.53. Spezifische Strom- und Wärmegestehungskosten in Abhängigkeit von variablen Eingangsparametern im Mitverbrennungsszenario 1.4	156
Abb. 4.54. Spezifische Strom- und Wärmegestehungskosten in Abhängigkeit von variablen Eingangsparametern im Mitverbrennungsszenario 2.1	157
Abb. 4.55. Spezifische Strom- und Wärmegestehungskosten in Abhängigkeit von variablen Eingangsparametern im Mitverbrennungsszenario 2.2	157

Abb. 4.56. Gegenüberstellung der CO ₂ -Minderungskosten bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen zur gekoppelten Strom- und Wärmeerzeugung im Vergleich zu anderen Techniken zur Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien, eigene Berechnung mit Daten für Techniken zur Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien mit EEG-Förderung aus (IW, 2012, S. 13)	158
Abb. 4.57. Grenzpreis von Steinkohle in Abhängigkeit vom Grenzpreis von Emissionszertifikaten (ceteris paribus) bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen mit maximalem Mitverbrennungsanteil	160
Abb. 4.58. Gegenüberstellung der Emissionsminderungspotenziale bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen mit maximalem Mitverbrennungsanteil	162
Abb. 4.59. Gegenüberstellung der Potenziale zur Minderung von Umweltkosten infolge der Mitverbrennung von Biobrennstoffen mit maximalem Mitverbrennungsanteil	163
Abb. 4.60. Gegenüberstellung der Kosten-Nutzen-Verhältnisse bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen mit maximalem Mitverbrennungsanteil	164
Abb. A.1. Zahlungsreihe im Referenzszenario mit 0 % Mitverbrennungsanteil	223
Abb. A.2. Zahlungsreihe in Mitverbrennungsszenario 1.1 mit Biobrennstoff HOLZ 1 und 49,9 % Mitverbrennungsanteil	223
Abb. A.3. Zahlungsreihe in Mitverbrennungsszenario 1.2 mit Biobrennstoff HOLZ 2 und 43,9 % Mitverbrennungsanteil	224
Abb. A.4. Zahlungsreihe in Mitverbrennungsszenario 1.3 mit Biobrennstoff HOLZ 3 und 35,7 % Mitverbrennungsanteil	224
Abb. A.5. Zahlungsreihe in Mitverbrennungsszenario 1.4 mit Biobrennstoff HOLZ 4 und 29,0 % Mitverbrennungsanteil	225
Abb. A.6. Zahlungsreihe in Mitverbrennungsszenario 2.1 mit Biobrennstoff STROH 1 und 35,5 % Mitverbrennungsanteil	225
Abb. A.7. Zahlungsreihe in Mitverbrennungsszenario 2.2 mit Biobrennstoff STROH 2 und 18,8 % Mitverbrennungsanteil	226

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1.1. Kraftwerke in Europa mit Erfahrung in der Mitverbrennung von Biobrennstoffen, eigene Darstellung mit Daten aus (IEA BCC, 2009a, S. 9)	4
Tabelle 2.1. Geltungsbereich der Bundes-Immissionsschutzverordnungen bei der Mitverbrennung von Biobrennstoffen in Feuerungsanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung ab 50 MW, eigene Darstellung mit Daten aus (FNR, 2005, S. 191)	27
Tabelle 2.2. Emissionsgrenzwerte (Tagesmittelwerte) für Gesamtstaub, Kohlenmonoxid, Stickoxide, Schwefeldioxid, Chlor- und Fluorwasserstoff und Mindestschwefelabscheidegrad nach 13. BImSchV für den Einsatz fester Brennstoffe in Wirbelschichtfeuerungen (vgl. § 4 und § 5 13. BImSchV).....	27
Tabelle 2.3. Typische zur industriellen Strom- und Wärmeerzeugung genutzte Arten von Biomasse, eigene Darstellung mit Daten aus (Livingston, 2007, S. 56).....	38
Tabelle 2.4. Physio-chemische Eigenschaften fester Biobrennstoffe und ihre Auswirkungen, eigene Darstellung mit Daten aus (Hartmann, 1998, S. 184 ff. zit. nach van Loo & Koppejan, 2008, S. 39)	39
Tabelle 2.5. Ergebnisse der Immediatanalyse, eigene Darstellung mit Daten für Steinkohle, Holzbrennstoffe und Halmgutbrennstoffe aus (ECN, 2012a), für Wassergehalt, Heiz- und Brennwert von Holzbrennstoffen aus (SWFL, 2013), weitere Angaben für Steinkohle (vgl. Tabelle A.1, S. 209), für Holzbrennstoffe (vgl. Tabelle A.2, S. 210), für Halmgutbrennstoffe (vgl. Tabelle A.3, S. 211)	40
Tabelle 2.6. Ergebnisse der Elementaranalyse, eigene Darstellung mit Daten aus (ECN, 2012a), weitere Angaben für Steinkohle (vgl. Tabelle A.1, S. 209), für Holzbrennstoffe (vgl. Tabelle A.2, S. 210), für Halmgutbrennstoffe (vgl. Tabelle A.3, S. 211).....	44
Tabelle 2.7. Energiepotenzial biogener Festbrennstoffe in Deutschland, eigene Darstellung mit Daten aus (Aretz & Hirschl, 2007).....	53
Tabelle 2.8. Jährlicher Brennstoffbedarf einer ZWSF mit 118 MW Feuerungswärmeleistung bei der Monoverbrennung von Steinkohle und bei vollständiger Substitution des Regelbrennstoffes durch Biobrennstoffe unter Annahme eines gleichbleibenden Anlagenwirkungsgrades.....	55
Tabelle 2.9. Jährlicher Flächenbedarf bei der Nutzbarmachung von Rückständen, Nebenprodukten und Abfällen zur Mitverbrennung in einer ZWSF mit 118 MW Feuerungswärmeleistung bei vollständiger Substitution des fossilen Regelbrennstoffes, eigene Berechnung auf Grundlage von (Kaltschmitt et al., 2009, S. 182).....	57

Tabelle 2.10. Biobrennstoff-Einzugsgebiet (Radius) für eine ZWSF mit 118 MW Feuerungswärmeleistung bei vollständiger Substitution des fossilen Regelbrennstoffes unter Annahme eines kreisförmigen Einzugsgebietes, eigene Berechnung auf Grundlage von (Kaltschmitt et al., 2009, S. 183).....	58
Tabelle 2.11. Treibhausgas-Emissionen in der Vorkette zur Bereitstellung von Steinkohle, Holzbrennstoffen und Halmgutbrennstoffen, eigene Darstellung mit Daten aus (GEMIS, 2013)	59
Tabelle 4.1. Unterscheidungsmerkmale der Szenarien	99
Tabelle 4.2. Ausstoß von Luftschadstoffen bei 0 %, 10 % und 25 % Mitverbrennungsanteil	140
Tabelle 4.3. Maximale Mitverbrennungsanteile und begrenzende Faktoren.....	141
Tabelle 4.4. Relative und absolute Verteilung der Brennstoffe in den Szenarien beim Einsatz in einer ZWSF mit 118 MW Feuerungswärmeleistung	142
Tabelle 4.5. Massen- und energiespezifische Brennstoffkosten, eigene Berechnung mit Daten für Steinkohle aus (SWFL, 2013), für Holzhackschnitzel (CARMEN, 2013), für Strohquaderballen (vgl. Tabelle A.13, S. 221)	145
Tabelle 4.6. Spezifische Hilfsstoffkosten, eigene Darstellung mit Daten aus (SWFL, 2013).....	146
Tabelle 4.7. Spezifische Kosten für den innerbetrieblichen Brennstofftransport, eigene Darstellung mit Daten für Steinkohle und Holzhackschnitzel aus (SWFL, 2013)	146
Tabelle 4.8. Amortisationszeit für Zusatzinvestitionen zur Anpassung bzw. Erweiterung der vorhandenen Anlagentechnik und Infrastruktur zur Mitverbrennung von Biobrennstoffen.....	150
Tabelle 4.9. Grenzpreise für einen aus betriebswirtschaftlicher Sicht vertretbaren Einsatz von Biobrennstoffen zur Mitverbrennung und daraus resultierende Preisdifferenzen zwischen Grenzpreisen und derzeitigen Marktpreisen	161
Tabelle 4.10. Durchschnittliche Umweltkosten der Klimaschädigung und Luftverschmutzung durch Energieerzeugung in Deutschland im Jahr 2010, eigene Darstellung mit Daten aus (UBA, 2012b, S. 11)	162
Tabelle A.1. Steinkohle (bituminöse Kraftwerkskohle), eigene Darstellung mit Daten aus (ECN, 2012a).....	209
Tabelle A.2. Holzbrennstoffe (Landschaftspflegematerial), eigene Darstellung mit Daten aus (ECN, 2012a)	210
Tabelle A.3. Halmgutbrennstoffe (Weizenstroh), eigene Darstellung mit Daten aus (ECN, 2012a)	211

Tabelle A.4. Stoffeigenschaften, eigene Darstellung mit Daten aus (NIST, 2013).....	213
Tabelle A.5. Polynomialkoeffizienten und Integrationskonstanten im unteren Temperaturbereich, eigene Darstellung mit Daten für Chlor- und Fluorwasserstoff aus (McBride et al, 1993), für Kohlendioxid, Kohlenmonoxid, Wasser, Stickstoff, Stickstoffmonoxid, Sauerstoff und Schwefeldioxid aus (Serauskas et al., 1999)	214
Tabelle A.6. Polynomialkoeffizienten und Integrationskonstanten im oberen Temperaturbereich, eigene Darstellung mit Daten für Chlor- und Fluorwasserstoff aus (McBride et al, 1993), für Kohlendioxid, Kohlenmonoxid, Wasser, Stickstoff, Stickstoffmonoxid, Sauerstoff und Schwefeldioxid aus (Serauskas et al., 1999)	215
Tabelle A.7. Brennstoffeigenschaften, eigene Darstellung mit Daten für Steinkohle und Holzbrennstoffe aus (SWFL, 2013) für Halmgutbrennstoffe aus (NREL, 1995, S. 107).....	217
Tabelle A.8. Eigenschaften der Verbrennungs- und Rauchgasreinigungsanlagen	218
Tabelle A.9. Eigenschaften des Verbrennungs- und Rauchgasreinigungsprozesses	219
Tabelle A.10. Eigenschaften des Nutzwärme-Kreislaufes.....	219
Tabelle A.11. Eigenschaften der Umgebung	219
Tabelle A. 12. Sonstige Stoffeigenschaften	219
Tabelle A.13. Vollkostenkalkulation zur Bereitstellung von Weizenstroh in Quaderballen, eigene Darstellung mit Daten aus (LWKN, 2013)	221
Tabelle A.14. Jährliche Gesamtkosten.....	222

Anhang A Allgemeine Brennstoffanalysen

Tabelle A.1. Steinkohle (bituminöse Kraftwerkskohle), eigene Darstellung mit Daten aus (ECN, 2012a)

Ident-Nr.	Name
47	Coal (C1)
48	Coal (C1)
49	Coal
50	Coal
51	Coal
52	Coal blend
77	Coal
78	Coal
79	Coal
267	Coal
268	Coal
269	Coal
270	Coal

	Einheit	Mittelwert	Minimalwert	Maximalwert	Standardabweichung	Probenanzahl
Immediatanalyse						
Wassergehalt (roh)	Gew.-% (roh)	7,55	3,77	11,80	3,17	12
Flüchtige Bestandteile (wf)	Gew.-% (wf)	34,81	29,70	39,50	2,93	12
Aschegehalt bei 550 °C (wf)	Gew.-% (wf)	10,68	8,56	13,17	1,90	3
Aschegehalt bei 815 °C (wf)	Gew.-% (wf)	10,98	7,35	18,83	3,04	13
Heizwert	MJ/kg (wf)	28,80	27,73	31,15	1,08	7
Brennwert	MJ/kg (wf)	29,89	28,72	32,28	1,07	8
Elementaranalyse						
Kohlenstoff (C)	Gew.-% (wf)	71,19	62,54	78,30	3,84	13
Sauerstoff (O)	Gew.-% (wf)	11,29	8,60	12,66	1,27	7
Wasserstoff (H)	Gew.-% (wf)	4,55	3,88	5,20	0,38	13
Stickstoff (N)	Gew.-% (wf)	1,71	1,11	2,46	0,45	13
Schwefel (S)	Gew.-% (wf)	0,72	0,22	2,38	0,55	13
Chemische Zusammensetzung						
<i>Halogene</i>						
Chlor (Cl)	mg/kg (wf)	1738,33	30,00	7112,00	2578,81	6
<i>Hauptelemente</i>						
Aluminium (Al)	mg/kg (wf)	13 917,22	8518,00	20 587,00	4625,06	6
Calcium (Ca)	mg/kg (wf)	3915,51	1621,58	7857,00	2024,16	6
Eisen (Fe)	mg/kg (wf)	6040,81	4575,93	9842,00	1821,61	6
Magnesium (Mg)	mg/kg (wf)	1482,84	666,00	4433,00	1325,75	6
Phosphor (P)	mg/kg (wf)	230,33	53,59	402,66	133,48	6
Kalium (K)	mg/kg (wf)	1692,70	494,00	3800,00	1017,79	6
Silicium (Si)	mg/kg (wf)	29 219,33	13 996,00	42 401,00	9315,42	6
Natrium (Na)	mg/kg (wf)	758,05	319,35	1579,00	528,05	6
Titan (Ti)	mg/kg (wf)	755,38	405,00	1464,00	382,94	6
<i>Nebenelemente</i>						
Arsen (As)	mg/kg (wf)	3,07	1,63	5,39	1,65	3
Barium (Ba)	mg/kg (wf)	136,19	74,53	249,17	80,00	3
Cadmium (Cd)	mg/kg (wf)	0,03	0,00	0,09	0,04	3
Chrom (Cr)	mg/kg (wf)	14,45	10,11	22,97	6,02	3
Cobalt (Co)	mg/kg (wf)	2,64	2,32	3,13	0,35	3
Kupfer (Cu)	mg/kg (wf)	7,49	5,93	9,73	1,62	3

Anhang A Allgemeine Brennstoffanalysen

Blei (Pb)	mg/kg (wf)	5,68	0,00	14,20	4,88	6
Mangan (Mn)	mg/kg (wf)	76,67	36,77	207,00	59,03	6
Molybdän (Mo)	mg/kg (wf)	1,31	1,25	1,40	0,06	3
Nickel (Ni)	mg/kg (wf)	8,23	6,76	9,93	1,30	3
Selen (Se)	mg/kg (wf)	4,13	0,92	5,84	2,27	3
Vanadium (V)	mg/kg (wf)	22,35	17,58	25,28	3,40	3
Zink (Zn)	mg/kg (wf)	17,38	12,00	27,00	4,85	6
<i>Andere Elemente</i>						
Antimon (Sb)	mg/kg (wf)	0,04	0,00	0,12	0,06	3
Bor (B)	mg/kg (wf)	43,17	39,52	45,46	2,61	3
Strontium (Sr)	mg/kg (wf)	71,96	28,04	156,58	59,85	3
Zinn (Sn)	mg/kg (wf)	0,34	0,00	0,70	0,29	3
Ascheschmelzverhalten						
T (sh)	°C	1240	1180	1300	42,43	4
T (def)	°C	1284	1170	1380	84,52	5
T (he)	°C	1330	1240	1410	67,82	5
T (fl)	°C	1394	1320	1450	48,83	5

Tabelle A.2. Holzbrennstoffe (Landschaftspflegematerial), eigene Darstellung mit Daten aus (ECN, 2012a)

Ident-Nr.	Name
182	Felling wood
186	Residual wood
187	Residual wood
190	Thinning wood

	Einheit	Mittelwert	Minimalwert	Maximalwert	Standardabweichung	Probenanzahl
Immediatanalyse						
Wassergehalt (roh)	Gew.-% (roh)	2,13	0,43	4,48	1,76	4
Flüchtige Bestandteile (wf)	Gew.-% (wf)	77,37	71,96	81,75	4,40	4
Aschegehalt bei 550 °C (wf)	Gew.-% (wf)	3,34	0,55	7,13	2,78	4
Aschegehalt bei 815 °C (wf)	Gew.-% (wf)	2,98	0,68	6,37	2,40	4
Heizwert	MJ/kg (wf)	20,11	19,25	20,60	0,55	4
Elementaranalyse						
Kohlenstoff (C)	Gew.-% (wf)	48,29	47,09	49,03	0,79	4
Sauerstoff (O)	Gew.-% (wf)	43,36	41,91	44,38	0,90	4
Wasserstoff (H)	Gew.-% (wf)	5,92	5,72	6,04	0,12	4
Stickstoff (N)	Gew.-% (wf)	0,34	0,11	0,66	0,24	4
Schwefel (S)	Gew.-% (wf)	0,03	0,01	0,06	0,02	4
Chemische Zusammensetzung						
<i>Halogene</i>						
Chlor (Cl)	mg/kg (wf)	152,00	34,00	278,00	105,62	4
<i>Hauptelemente</i>						
Aluminium (Al)	mg/kg (wf)	302,09	35,80	742,14	286,96	4
Calcium (Ca)	mg/kg (wf)	5246,60	985,29	10 347,58	4013,41	4
Eisen (Fe)	mg/kg (wf)	548,30	167,07	1283,58	451,11	4
Magnesium (Mg)	mg/kg (wf)	440,79	140,37	798,84	285,72	4
Phosphor (P)	mg/kg (wf)	380,56	73,06	758,84	303,56	4
Kalium (K)	mg/kg (wf)	1925,01	585,94	3304,33	1278,82	4
Silicium (Si)	mg/kg (wf)	4676,70	90,69	13 256,14	5370,12	4
Natrium (Na)	mg/kg (wf)	142,07	25,64	253,20	110,99	4
Titan (Ti)	mg/kg (wf)	20,56	2,65	55,61	21,60	4

<i>Nebenelemente</i>						
Arsen (As)	mg/kg (wf)	0,38	-0,26	1,02	0,47	4
Barium (Ba)	mg/kg (wf)	11,54	5,37	21,60	6,08	4
Cadmium (Cd)	mg/kg (wf)	0,60	0,30	1,08	0,30	4
Chrom (Cr)	mg/kg (wf)	2,23	0,54	5,77	2,09	4
Cobalt (Co)	mg/kg (wf)	0,23	0,06	0,48	0,17	4
Kupfer (Cu)	mg/kg (wf)	3,19	1,27	6,16	2,04	4
Blei (Pb)	mg/kg (wf)	2,67	1,11	5,83	1,91	4
Mangan (Mn)	mg/kg (wf)	66,22	40,87	95,02	19,43	4
Molybdän (Mo)	mg/kg (wf)	0,01	-0,16	0,18	0,12	4
Nickel (Ni)	mg/kg (wf)	1,16	0,33	2,67	0,91	4
Selen (Se)	mg/kg (wf)	-0,72	-0,93	-0,46	0,18	4
Vanadium (V)	mg/kg (wf)	0,54	0,02	1,36	0,54	4
Zink (Zn)	mg/kg (wf)	37,57	11,27	69,44	23,75	4
<i>Andere Elemente</i>						
Antimon (Sb)	mg/kg (wf)	-0,26	-0,58	0,28	0,33	4
Bor (B)	mg/kg (wf)	5,72	1,48	10,13	3,79	4
Strontium (Sr)	mg/kg (wf)	18,79	4,35	35,29	13,13	4
Zinn (Sn)	mg/kg (wf)	0,14	-0,03	0,38	0,15	4

Tabelle A.3. Halmgutbrennstoffe (Weizenstroh), eigene Darstellung mit Daten aus (ECN, 2012a)

Ident-Nr.	Name
70	Wheat straw
71	Wheat straw
161	Wheat straw
201	Tarwestro 2006
202	3 tarwestro 2003
289	tarwestro

	Einheit	Mittelwert	Minimalwert	Maximalwert	Standardabweichung	Probenanzahl
<i>Immediatanalyse</i>						
Wassergehalt (roh)	Gew.-% (roh)	8,32	8,08	8,45	0,17	5
Flüchtige Bestandteile (wf)	Gew.-% (wf)	73,42	71,60	77,70	2,52	6
Aschegehalt bei 550 °C (wf)	Gew.-% (wf)	7,93	4,71	10,32	1,65	6
Aschegehalt bei 815 °C (wf)	Gew.-% (wf)	8,19	7,75	9,81	0,81	5
Heizwert	MJ/kg (wf)	17,61	17,06	17,79	0,25	6
Brennwert	MJ/kg (wf)	18,94	18,94	18,94	0,00	1

<i>Elementaranalyse</i>						
Kohlenstoff (C)	Gew.-% (wf)	43,85	41,57	47,30	1,75	6
Sauerstoff (O)	Gew.-% (wf)	43,29	42,98	43,57	0,19	5
Wasserstoff (H)	Gew.-% (wf)	5,54	5,28	5,90	0,27	6
Stickstoff (N)	Gew.-% (wf)	0,42	0,34	0,58	0,08	6
Schwefel (S)	Gew.-% (wf)	0,10	0,07	0,13	0,02	6

<i>Chemische Zusammensetzung</i>						
<i>Halogene</i>						
Brom (Br)	mg/kg (wf)	16,32	10,00	29,00	6,55	5
Chlor (Cl)	mg/kg (wf)	2282,00	552,00	2812,00	866,46	5
Fluor (F)	mg/kg (wf)	6,75	6,60	6,90		5
<i>Hauptelemente</i>						
Aluminium (Al)	mg/kg (wf)	94,17	28,59	112,66	32,81	5
Calcium (Ca)	mg/kg (wf)	2762,34	2281,99	3890,26	642,26	5
Eisen (Fe)	mg/kg (wf)	117,23	64,07	178,32	36,27	5
Magnesium (Mg)	mg/kg (wf)	667,28	483,88	925,47	142,94	5

Anhang A Allgemeine Brennstoffanalysen

Phosphor (P)	mg/kg (wf)	812,84	392,79	1029,99	272,56	5
Kalium (K)	mg/kg (wf)	13 137,61	3268,20	16 021,81	4939,40	5
Silicium (Si)	mg/kg (wf)	25 340,97	20 271,64	33 982,41	6243,21	5
Natrium (Na)	mg/kg (wf)	90,01	48,35	197,79	58,52	5
Titan (Ti)	mg/kg (wf)	2,59	1,41	6,30	1,90	5
<i>Nebenelemente</i>						
Arsen (As)	mg/kg (wf)	0,98	0,78	1,15	0,12	5
Barium (Ba)	mg/kg (wf)	26,53	2,75	42,16	19,14	5
Cadmium (Cd)	mg/kg (wf)	0,25	0,11	0,33	0,09	5
Chrom (Cr)	mg/kg (wf)	3,40	0,54	4,67	1,66	5
Cobalt (Co)	mg/kg (wf)	2,50	0,39	6,38	2,62	5
Kupfer (Cu)	mg/kg (wf)	3,69	2,35	5,00	0,84	5
Blei (Pb)	mg/kg (wf)	-0,56	-1,66	0,04	0,75	5
Mangan (Mn)	mg/kg (wf)	23,17	15,62	28,09	6,03	5
Molybdän (Mo)	mg/kg (wf)	0,82	0,39	2,20	0,70	5
Nickel (Ni)	mg/kg (wf)	1,29	-0,09	1,92	0,82	5
Selen (Se)	mg/kg (wf)	-0,62	-0,79	-0,04	0,29	5
Vanadium (V)	mg/kg (wf)	0,40	0,27	0,77	0,19	5
Zink (Zn)	mg/kg (wf)	20,89	8,52	28,75	9,63	5
<i>Andere Elemente</i>						
Antimon (Sb)	mg/kg (wf)	-0,17	-1,07	0,63	0,54	5
Bor (B)	mg/kg (wf)	5,52	3,05	7,02	1,84	5
Strontium (Sr)	mg/kg (wf)	11,38	8,24	18,75	4,20	5
Zinn (Sn)	mg/kg (wf)	-0,28	-0,49	-0,23	0,11	5

Anhang B Allgemeine Rahmenbedingungen des physikalisch-mathematischen Modells

Tabelle A.4. Stoffeigenschaften, eigene Darstellung mit Daten aus (NIST, 2013)

Bezeichnung	Summenformel	Aggregatzustand	Molmasse M_i kg kmol ⁻¹	Molvolumen $V_{m,n}$ Nm ³ kmol ⁻¹	Normdichte ρ_n kg Nm ⁻³	spezifische Gaskonstante $R_S = R/M_i$ J kg ⁻¹ K ⁻¹
Calcium	Ca	s	40,078	-	-	207,457
Calciumcarbonat	CaCO ₃	s	100,087	-	-	83,073
Calciumchlorid	CaCl ₂	s	110,984	-	-	74,916
Calciumfluorid	CaF ₂	s	78,075	-	-	106,494
Caliumoxid	CaO	s	56,077	-	-	148,268
Calciumsulfat	CaSO ₄	s	136,141	-	-	61,073
Chlor	Cl	g	35,453	-	-	234,521
Chlorwasserstoff	HCl	g	36,461	22,2011	1,6423	228,038
Fluor, molekular	F ₂	g	37,997	-	-	218,820
Fluorwasserstoff	HF	g	20,006	21,7224	0,9210	415,592
Kohlenstoff	C	s	12,011	-	-	692,255
Kohlenstoffdioxid	CO ₂	g	44,010	22,2641	1,9767	188,924
Kohlenstoffmonoxid	CO	g	28,010	22,3973	1,2506	296,838
Luft, trocken	-	g	28,964	-	-	287,058
Natrium	Na	s	22,990	-	-	361,660
Natriumcarbonat	Na ₂ CO ₃	s	105,988	-	-	78,447
Natriumchlorid	NaCl	s	58,443	-	-	142,267
Natriumfluorid	NaF	s	41,988	-	-	198,019
Natriumhydrogen- carbonat	NaHCO ₃	s	84,007	-	-	98,974
Natriumsulfat	Na ₂ SO ₄	s	142,042	-	-	58,535
Sauerstoff, molekular	O ₂	g	31,999	22,3924	1,4290	259,837
Schwefel	S	s	32,065	-	-	259,301
Schwefeldioxid	SO ₂	g	64,064	21,8760	2,9285	129,784
Stickstoff, molekular	N ₂	g	28,013	22,4107	1,2500	296,803
Stickstoffmonoxid	NO	g	30,006	22,4093	1,3390	277,093
Wasserdampf	H ₂ O	g	18,015	22,4071	0,8040	461,523
Wasserstoff, molekular	H ₂	g	2,016	22,4236	0,0899	4124,488

Anhang B Allgemeine Rahmenbedingungen des physikalisch-mathematischen Modells

Tabelle A.5. Polynomkoeffizienten und Integrationskonstanten im unteren Temperaturbereich, eigene Darstellung mit Daten für Chlor- und Fluorwasserstoff aus (McBride et al, 1993), für Kohlendioxid, Kohlenmonoxid, Wasser, Stickstoff, Stickstoffmonoxid, Sauerstoff und Schwefeldioxid aus (Serauskas et al., 1999)

Summenformel	unterer Temperaturbereich ($T \leq T^*$)		Polynomkoeffizient					Integrationskonstante
	T_{\min} in K	T^* in K	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	b_1
CO ₂	200	1000	8,98459677 10 ⁻⁰³	-7,12356269 10 ⁻⁰⁶	2,45919022 10 ⁻⁰⁹	-1,43699548 10 ⁻¹³	-4,83719697 10 ⁺⁰⁴	8,98459677 10 ⁻⁰³
CO	200	1000	-6,10353680 10 ⁻⁰⁴	1,01681433 10 ⁻⁰⁶	9,07005884 10 ⁻¹⁰	-9,04424499 10 ⁻¹³	-1,43440860 10 ⁺⁰⁴	-6,10353680 10 ⁻⁰⁴
H ₂ O	200	1000	-2,03643410 10 ⁻⁰³	6,52040211 10 ⁻⁰⁶	-5,48797062 10 ⁻⁰⁹	1,77197817 10 ⁻¹²	-3,02937267 10 ⁺⁰⁴	-2,03643410 10 ⁻⁰³
HCl	300	1000	2,99848620 10 ⁻⁰⁵	-8,62218910 10 ⁻⁰⁷	2,09797210 10 ⁻⁰⁹	-9,86581910 10 ⁻¹³	-1,21505090 10 ⁺⁰⁴	2,99848620 10 ⁻⁰⁵
HF	300	1000	5,35715980 10 ⁻⁰⁴	-1,52296550 10 ⁻⁰⁶	1,75644910 10 ⁻⁰⁹	-5,78699400 10 ⁻¹³	-3,38189720 10 ⁺⁰⁴	5,35715980 10 ⁻⁰⁴
N ₂	200	1000	1,40824040 10 ⁻⁰³	-3,96322200 10 ⁻⁰⁶	5,64151500 10 ⁻⁰⁹	-2,44485400 10 ⁻¹²	-1,02089990 10 ⁺⁰³	1,40824040 10 ⁻⁰³
NO	200	1000	-4,63897600 10 ⁻⁰³	1,10410220 10 ⁻⁰⁵	-9,33613540 10 ⁻⁰⁹	2,80357700 10 ⁻¹²	9,84462300 10 ⁺⁰³	-4,63897600 10 ⁻⁰³
O ₂	200	1000	-2,99673416 10 ⁻⁰³	9,84730201 10 ⁻⁰⁶	-9,68129509 10 ⁻⁰⁹	3,24372837 10 ⁻¹²	-1,06394356 10 ⁺⁰³	-2,99673416 10 ⁻⁰³
SO ₂	300	1000	8,10302200 10 ⁻⁰³	-6,90671000 10 ⁻⁰⁶	3,32901500 10 ⁻⁰⁹	-8,77712100 10 ⁻¹³	-3,68788100 10 ⁺⁰⁴	8,10302200 10 ⁻⁰³

Anhang B Allgemeine Rahmenbedingungen des physikalisch-mathematischen Modells

Tabelle A.6. Polynomialkoeffizienten und Integrationskonstanten im oberen Temperaturbereich, eigene Darstellung mit Daten für Chlor- und Fluorwasserstoff aus (McBride et al, 1993), für Kohlendioxid, Kohlenmonoxid, Wasser, Stickstoff, Stickstoffmonoxid, Sauerstoff und Schwefeldioxid aus (Serauskas et al., 1999)

Summenformel	oberer Temperaturbereich ($T > T^*$)		Polynomialkoeffizient					Integrationskonstante
	T^* in K	T_{\max} in K	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	b_1
CO ₂	1000	3500	3,85746029 10 ⁺⁰⁰	4,41437026 10 ⁻⁰³	-2,21481404 10 ⁻⁰⁶	5,23490188 10 ⁻¹⁰	-4,72084164 10 ⁻¹⁴	-4,87591660 10 ⁺⁰⁴
CO	1000	3500	2,71518561 10 ⁺⁰⁰	2,06252743 10 ⁻⁰³	-9,98825771 10 ⁻⁰⁷	2,30053008 10 ⁻¹⁰	-2,03647716 10 ⁻¹⁴	-1,41518724 10 ⁺⁰⁴
H ₂ O	1000	3500	3,03399249 10 ⁺⁰⁰	2,17691804 10 ⁻⁰³	-1,64072518 10 ⁻⁰⁷	-9,70419870 10 ⁻¹¹	1,68200992 10 ⁻¹⁴	-3,00042971 10 ⁺⁰⁴
HCl	1000	5000	2,76658840 10 ⁺⁰⁰	1,43818830 10 ⁻⁰³	-4,69930000 10 ⁻⁰⁷	7,34994080 10 ⁻¹¹	-4,37311060 10 ⁻¹⁵	-1,19174680 10 ⁺⁰⁴
HF	1000	5000	2,99191100 10 ⁺⁰⁰	7,14894750 10 ⁻⁰⁴	-6,86309730 10 ⁻⁰⁸	-1,16171300 10 ⁻¹¹	1,94123750 10 ⁻¹⁵	-3,36213640 10 ⁺⁰⁴
N ₂	1000	3500	2,92664000 10 ⁺⁰⁰	1,48797680 10 ⁻⁰³	-5,68476000 10 ⁻⁰⁷	1,00970380 10 ⁻¹⁰	-6,75335100 10 ⁻¹⁵	-9,22797700 10 ⁺⁰²
NO	1000	6000	3,26060560 10 ⁺⁰⁰	1,19110430 10 ⁻⁰³	-4,29170480 10 ⁻⁰⁷	6,94576690 10 ⁻¹¹	-4,03360990 10 ⁻¹⁵	9,92097460 10 ⁺⁰³
O ₂	1000	3500	3,28253784 10 ⁺⁰⁰	1,48308754 10 ⁻⁰³	-7,57966669 10 ⁻⁰⁷	2,09470555 10 ⁻¹⁰	-2,16717794 10 ⁻¹⁴	-1,08845772 10 ⁺⁰³
SO ₂	1000	5000	5,25449800 10 ⁺⁰⁰	1,97854500 10 ⁻⁰³	-8,20422600 10 ⁻⁰⁷	1,57638300 10 ⁻¹⁰	-1,12045120 10 ⁻¹⁴	-3,75688500 10 ⁺⁰⁴

Anhang C Spezielle Rahmenbedingungen der Szenarien

Tabelle A.7. Brennstoffeigenschaften, eigene Darstellung mit Daten für Steinkohle und Holzbrennstoffe aus (SWFL, 2013) für Halmgutbrennstoffe aus (NREL, 1995, S. 107)

Physikalische Eigenschaften

		Steinkohle		Holzbrennstoffe ^a				Halmgutbrennstoffe ^b	
		KOHLE RU	KOHLE CO	HOLZ 1	HOLZ 2	HOLZ 3	HOLZ 4	STROH 1	STROH 2
Heizwert	MJ/kg	25,977	24,412	14,312	11,171	10,124	9,077	15,186	16,680
Schüttdichte	kg/m ³	897	928	242	298	322	352	144	128

^a Holzhackschnitzel aus 50 % Laubholz und 50 % Nadelholz

^b Getreidestroh gepresst zu Quaderballen

Elementaranalyse

Wasser	Gew.-%	10,000	13,000	20,000	35,000	40,000	45,000	17,410	7,040
Asche	Gew.-%	10,600	9,650	2,871	2,3325	2,1531	1,9737	3,070	6,310
C	Gew.-%	66,500	62,000	40,000	32,500	30,000	27,500	39,270	41,750
H	Gew.-%	4,000	4,200	4,800	3,900	3,600	3,300	4,840	5,070
O	Gew.-%	7,271	9,110	32,000	26,000	24,000	22,000	34,710	39,080
N	Gew.-%	1,270	1,400	0,280	0,228	0,210	0,193	0,480	0,400
S	Gew.-%	0,340	0,620	0,040	0,033	0,030	0,028	0,080	0,140
Cl	Gew.-%	0,010	0,020	0,008	0,007	0,006	0,006	0,140	0,210
F	Gew.-%	0,0090	0,0000	0,0012	0,0010	0,0009	0,0008	k. A.	k. A.

Ascheanalyse

SiO ₂	Gew.-%	58,80	63,00	40,00	40,00	40,00	40,00	55,32	46,07
Al ₂ O ₃	Gew.-%	23,80	19,00	4,60	4,60	4,60	4,60	0,84	1,69
TiO ₂	Gew.-%	1,00	0,90	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	0,22	0,09
Fe ₂ O ₃	Gew.-%	7,60	8,10	2,50	2,50	2,50	2,50	1,05	1,85
CaO	Gew.-%	2,50	2,40	28,00	28,00	28,00	28,00	12,27	9,95
MgO	Gew.-%	1,30	1,70	3,10	3,10	3,10	3,10	2,48	2,45
Na ₂ O	Gew.-%	0,22	0,60	1,00	1,00	1,00	1,00	1,51	1,18
K ₂ O	Gew.-%	1,80	2,10	11,00	11,00	11,00	11,00	12,90	25,20
SO ₃	Gew.-%	1,90	2,00	1,90	1,90	1,90	1,90	2,49	4,92
P ₂ O ₅	Gew.-%	0,54	0,15	0,80	0,80	0,80	0,80	4,30	3,32
Rest	Gew.-%	0,54	0,05	7,10	7,10	7,10	7,10	6,62	3,28

Tabelle A.8. Eigenschaften der Verbrennungs- und Rauchgasreinigungsanlagen

Brennstoffenergie

Feuerungswärmeleistung	$\dot{Q}_{zu} = \dot{E}_{Br}$	118 MW
------------------------	-------------------------------	--------

Speisewasser vor Economiser

Temperatur	t_{SPW}	200 °C
Druck	p_{SPW}	106 bar

Frischdampf

Temperatur	t_D	525 °C
Druck	p_D	92 bar

Rauchgas

Temperatur in WBK	t_{WBK}	875 °C
Temperatur hinter Luftvorwärmer	t_{RG}	160 °C

Umlaufmaterial

zugeführter Mindestmassenstrom		2000 kg/h
--------------------------------	--	-----------

Flug- und Grobasche

Temperatur Ascheaustrag EGR	t_{FGA}	300 °C
-----------------------------	-----------	--------

Geometrie des Brennraumes

Querschnittfläche	A_{WBK}	26,3 m ²
Höhe über der letzten Verbrennungsluftzuführung	h_{WBK}	18,5 m

Wirkungsgrade

elektrischer (Netto-)Wirkungsgrad	η_{el}	26,4 %
thermischer (Netto-)Wirkungsgrad	η_{th}	66,3 %

verfahrenstechnische Kennzahlen

mittlerer Fraktionsabscheide Elektrofilter	$\bar{\eta}_{EGR}$	95,0 %
mittlerer Fraktionsabscheide Gewebefilter	$\bar{\eta}_{GF}$	99,9 %

Tabelle A.9. Eigenschaften des Verbrennungs- und Rauchgasreinigungsprozesses

Luftverhältnis	λ	1,25
Massenanteil Kohlenmonoxid	α	0,021 %
Massenanteil unverbrannter Kohlenstoff	β	2,2 %
Massenanteil Stickstoffmonoxid	γ	1,6 %
Umsatzgrad Natriumcarbonat	$\varepsilon_{\text{Na}_2\text{CO}_3}$	91 %
Bezugssauerstoffgehalt	$\varphi_{\text{O}_2}^{\text{Bezug}}$	6 Vol.-%

Tabelle A.10. Eigenschaften des Nutzwärme-Kreislaufes*Bezugszustand der Umgebung*

Standardtemperatur	T_0	298,15 K
Standarddruck	p_0	100 kPa

Vorlauf

Temperatur	t_{Vorlauf}	98 °C
Druck	p_{Vorlauf}	12 bar

Rücklauf

Temperatur	$t_{\text{Rücklauf}}$	62 °C
Druck	$p_{\text{Rücklauf}}$	12 bar

Tabelle A.11. Eigenschaften der Umgebung

Sauerstoffgehalt der Verbrennungsluft	$\varphi_{\text{O}_2}^{\text{L}}$	21 Vol.-%
Stickstoffgehalt der Verbrennungsluft	$\varphi_{\text{N}_2}^{\text{L}}$	79 Vol.-%
Umgebungstemperatur	t_u	15 °C
Umgebungs-/Luftdruck	$p_u = p_L$	101 325 Pa
relative Luftfeuchte	φ_L	75 %

Tabelle A. 12. Sonstige Stoffeigenschaften

mittlere spez. Wärmekapazität der Flug- und Grobasche	$\bar{c}_{p,\text{FGA}}$	1,257 kJ kg ⁻¹ K ⁻¹
Heizwert Kohlendioxid	$H_{u,\text{CO}}$	10 102 kJ kg ⁻¹
Heizwert Kohlenstoff	$H_{u,\text{C}}$	34 910 kJ kg ⁻¹

Anhang D Wirtschaftlichkeitsbetrachtung

Tabelle A.13. Vollkostenkalkulation zur Bereitstellung von Weizenstroh in Quaderballen, eigene Darstellung mit Daten aus (LWKN, 2013)

Annahmen

Strohertrag:	4,2 t/ha
Raumgewicht:	220 kg/m³
Lohnansatz:	20 €/Akh
Gewinnzuschlag:	50 %
Wassergehalt:	8 %
unterer Heizwert:	14,25 MJ/kg

Nährstoff	Nährstoffbedarf		Nährstoffkosten** €/kg	Rohstoffkosten	
	kg/t	kg/ha		€/ha	€/t
Stickstoff	5,0	21,0	0,99	20,79	4,95
Phosphor	3,0	12,6	0,71	8,95	2,13
Kalium*	14,0	58,8	0,75	22,05	5,25
Magnesium	2,0	8,4	0,76	6,38	1,52
Schwefel	1,8	7,6	0,25	1,89	0,45
Humus-C	100,0	420,0	0,04	16,80	4,00
			Nährstoffwert ab Feld	76,86	18,30
			50% Gewinnzuschlag	38,43	9,15
			Summe	115,29	27,45

* Kalium wird zur Hälfte ausgewaschen und wird daher in dieser Berechnung nur zur Hälfte angerechnet.

** Berechnungsgrundlage für Nährstoffkosten vom 23.04.2012

Prozess	Beschreibung	Arbeitsaufwand AKh/ha	Lagerkosten €/ha	Maschinenkosten €/ha	Arbeitslohn €/ha	Bereitstellungskosten			
						€/ha	€/t	€/GJ _{Br}	
Stroh pressen	Schlepper + Quaderballenpresse	0,45	-	43,07	9,00	52,07	12,40	0,87	
Strohballen verladen	HD Ballenwagen + Transportschlepper	0,33	-	10,22	6,60	16,82	4,00	0,28	
Transport über 5 km	Schlepper + Anhänger	0,10	-	0,84	2,00	2,84	0,68	0,05	
Strohballen abladen	MR Ballenzange für Quader	0,47	-	14,70	9,40	24,10	5,74	0,40	
Lagerkosten über 6 Monate	Maschinenhalle 42x22	-	48,37	-	-	48,37	11,52	0,81	
						Bereitstellungskosten frei Lager	259,49	61,78	4,34
Strohballen verladen	HD Ballenwagen + Transportschlepper	0,33	-	10,22	6,60	16,82	4,00	0,28	
Transport über 10 km	Schlepper + Anhänger	0,20	-	1,68	4,00	5,68	1,35	0,09	
						Bereitstellungskosten frei Kraftwerk	281,99	67,14	4,71

Tabelle A.14. Jährliche Gesamtkosten

Szenario			spezifische Kosten [€/Mengeinheit]	Steinkohle Referenz	Holzbrennstoffe				Halmgutbrennstoffe	
					1.1	1.2	1.3	1.4	2.1	2.2
<i>Technische Rahmenbedingungen</i>										
FWL	Q _{th}	MW _{th}		118.000	118.000	118.000	118.000	118.000	118.000	118.000
thermische Leistung, netto	Q _{th}	MW _{th}		70.780	70.404	70.157	70.165	70.173	70.755	70.848
elektrische Leistung, netto	P _{el}	MW _{el}		28.169	28.019	27.921	27.924	27.927	28.159	28.196
thermischer Wirkungsgrad, netto	η _{th}	–		60,0%	59,7%	59,5%	59,5%	59,5%	60,0%	60,0%
elektrischer Wirkungsgrad, netto	η _{el}	–		23,9%	23,7%	23,7%	23,7%	23,7%	23,9%	23,9%
Betriebsstunden, Vollast	t	h/a		5.329	5.357	5.376	5.375	5.375	5.330	5.323
Mitverbrennungsanteil	A _{bio}	–		0,0%	49,9%	43,9%	35,7%	29,0%	35,5%	18,8%
<i>Produktionsmengen</i>										
Nutzwärme, netto	W _{th}	MWh _{th} /a		377.159	377.159	377.159	377.159	377.159	377.159	377.159
elektrischer Strom, netto	W _{el}	MWh _{el} /a		150.099	150.099	150.099	150.099	150.099	150.099	150.099
<i>Allokationsfaktoren</i>										
Nutzwärme	A _{th}	–		35,7%	35,7%	35,7%	35,7%	35,7%	35,7%	35,7%
elektrischer Strom	A _{el}	–		64,3%	64,3%	64,3%	64,3%	64,3%	64,3%	64,3%
<i>Kapitalkosten</i>										
Investitionen	I ₀	€	100,00		5.888.200	5.180.200	4.212.600	3.422.000	4.189.000	2.218.400
Nutzungsdauer	n	Jahre			15	15	15	15	15	15
interner Zinsfuß	i	–			7,5%	7,5%	7,5%	7,5%	7,5%	7,5%
Annuitätenfaktor	a _n	–			0,1133	0,1133	0,1133	0,1133	0,1133	0,1133
Summe Kapitalkosten		€/a			667.058	586.851	477.234	387.669	474.560	251.316
<i>Personal</i>										
Schichtpersonal	MA			12	12	12	12	12	12	12
Jahresarbeitszeit	h/MA		37,00	1.630	1.630	1.630	1.630	1.630	1.630	1.630
Summe Personalkosten		€/a		723.720	723.720	723.720	723.720	723.720	723.720	723.720
<i>Instandhaltung</i>										
Dampferzeuger	€/a			600.000	1.200.000	1.200.000	1.200.000	1.200.000	1.200.000	1.200.000
Dampfturbine	€/a			160.000	160.000	160.000	160.000	160.000	160.000	160.000
Summe Wartungs- und Instandhaltungskosten		€/a		760.000	1.360.000	1.360.000	1.360.000	1.360.000	1.360.000	1.360.000
<i>Versicherung</i>										
Dampferzeuger	€/a			70.000	70.000	70.000	70.000	70.000	70.000	70.000
zusätzliche Anlagentechnik	€/a				29.441	25.901	21.063	17.110	20.945	11.092
Summe Versicherungskosten		€/a		70.000	99.441	95.901	91.063	87.110	90.945	81.092
<i>Steinkohle</i>										
Kohle RU	kg/h		72,20	10.902	5.462	6.116	7.010	7.740	7.032	8.852
	t/a			58.092	29.260	32.879	37.680	41.602	37.482	47.125
	€/a			4.194.270	2.112.545	2.373.861	2.720.526	3.003.691	2.706.224	3.402.446
Kohle CO	kg/h		72,20	5.800	2.906	3.254	3.730	4.118	3.741	4.710
	t/a			30.908	15.568	17.493	20.048	22.135	19.943	25.073
	€/a			2.231.578	1.123.988	1.263.022	1.447.466	1.598.126	1.439.857	1.810.284
Summe Steinkohlekosten		€/a		6.425.847	3.236.533	3.636.883	4.167.992	4.601.817	4.146.082	5.212.730
<i>Biobrennstoffe</i>										
HOLZ 1	kg/h		98,81		14.811					
	t/a				79.344					
	€/a				7.840.029					
HOLZ 2	kg/h		63,94			16.694				
	t/a					89.745				
	€/a					5.738.325				
HOLZ 3	kg/h		63,94				14.980			
	t/a						80.522			
	€/a						5.148.588			
HOLZ 4	kg/h		63,94					13.573		
	t/a							72.949		
	€/a							4.664.369		
STROH 1	kg/h		67,14						9.930	
	t/a								52.933	
	€/a								3.553.892	
STROH 2	kg/h		67,14							4.788
	t/a									25.489
	€/a									1.711.314
Summe Biobrennstoffkosten		€/a		0	7.840.029	5.738.325	5.148.588	4.664.369	3.553.892	1.711.314
<i>Hilfsstoffe</i>										
Kalkstein	kg/h			423	0	0	0	0	0	292
	t/a		37,50	2.253	0	0	0	0	0	1.554
	€/a			84.475	0	0	0	0	0	58.256
Quarzsand	kg/h			0	367	288	209	144	257	0
	t/a		42,81	0	1.965	1.550	1.122	774	1.372	0
	€/a			0	84.129	66.355	48.018	33.128	58.752	0
Natriumbicarbonat	kg/h			0	0	0	0	0	73	6
	t/a		276,44	0	0	0	0	0	391	30
	€/a			0	0	0	0	0	108.204	8.410
Summe Hilfsstoffkosten		€/a		84.475	84.129	66.355	48.018	33.128	166.956	66.666
<i>Emissionszertifikate</i>										
CO ₂ -Emissionen	E _{CO₂,fossil}	t CO ₂ /a	3,88	39.061	19.476	21.809	24.997	27.601	25.111	31.698
				208.142	104.337	117.243	134.365	148.350	133.854	168.742
Summe Emissionszertifikatekosten		€/a		807.592	404.828	454.903	521.335	575.598	519.354	654.721
<i>Ascheentsorgung</i>										
Flug- und Grobasche	kg/h		25,00	2.343	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.235
	t/a			12.484	10.714	10.752	10.751	10.749	10.661	11.898
	€/a			312.069	267.817	268.758	268.727	268.699	266.485	297.405
Gewebefilterasche	kg/h		118,55	0	0	0	0	0	58	5
	t/a			0	0	0	0	0	311	24
	€/a			0	0	0	0	0	36.896	2.870
Summe Entsorgungskosten		€/a		312.069	267.817	268.758	268.727	268.699	303.381	300.275
<i>Innerbetrieblicher Brennstofftransport</i>										
Steinkohle	€/a		2,68	238.522	120.137	134.998	154.712	170.815	153.899	193.492
Holzbiobrennstoffe	€/a		6,14		487.175	551.037	494.406	447.908		
Halmgutbrennstoffe	€/a		9,21						487.509	234.751
Summe innerbetr. Brennstofftransportkosten		€/a		238.522	607.312	686.035	649.118	618.723	641.408	428.243
Gesamtkosten	K_{gen}	€/a		9.422.225	15.290.868	13.617.732	13.455.796	13.320.834	11.980.297	10.790.078

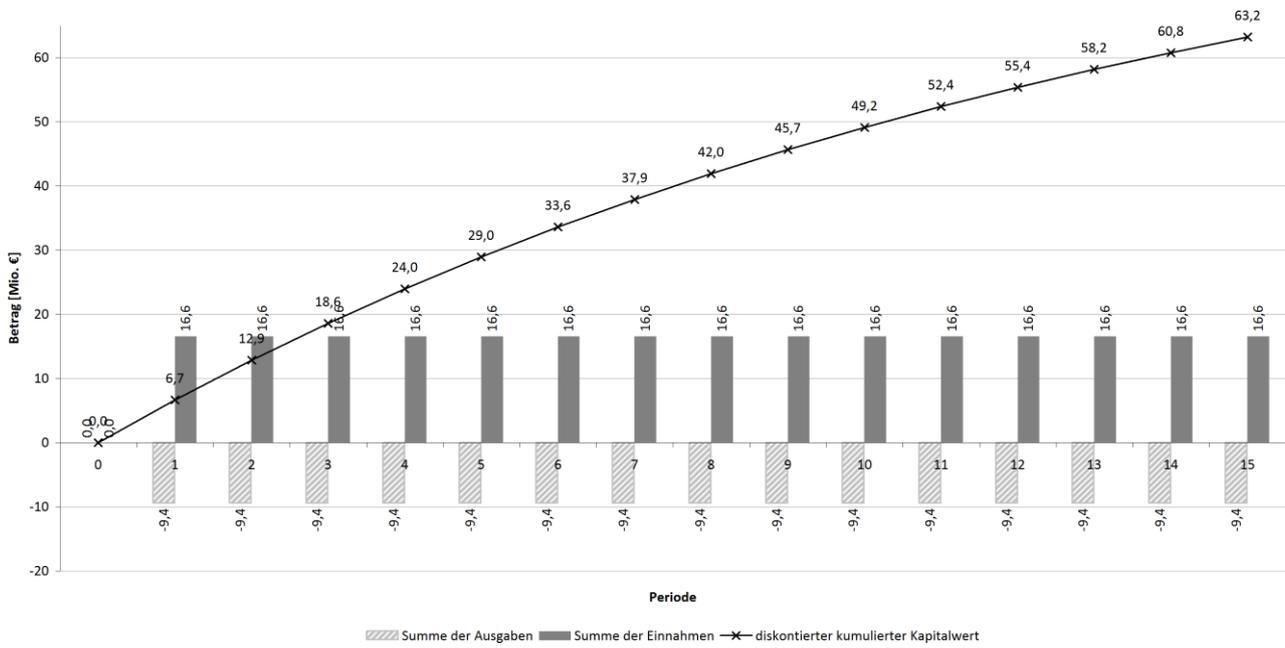


Abb. A.1. Zahlungsreihe im Referenzszenario mit 0 % Mitverbrennungsanteil

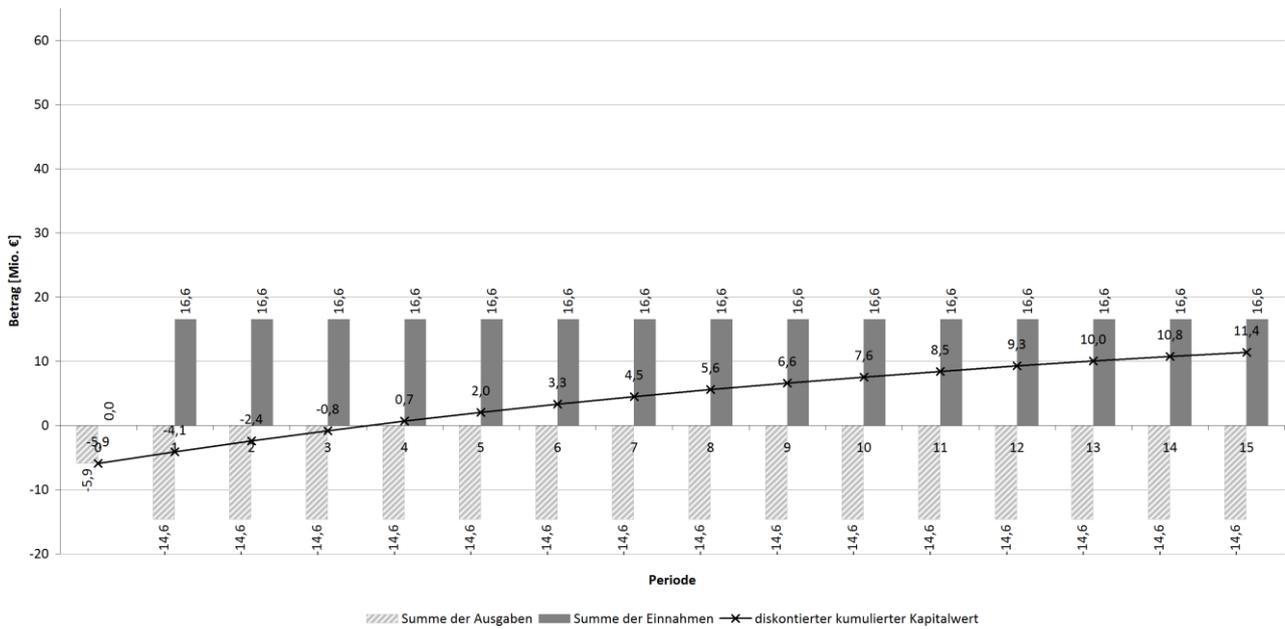


Abb. A.2. Zahlungsreihe in Mitverbrennungsszenario 1.1 mit Biobrennstoff HOLZ 1 und 49,9 % Mitverbrennungsanteil

Anhang D Wirtschaftlichkeitsbetrachtung

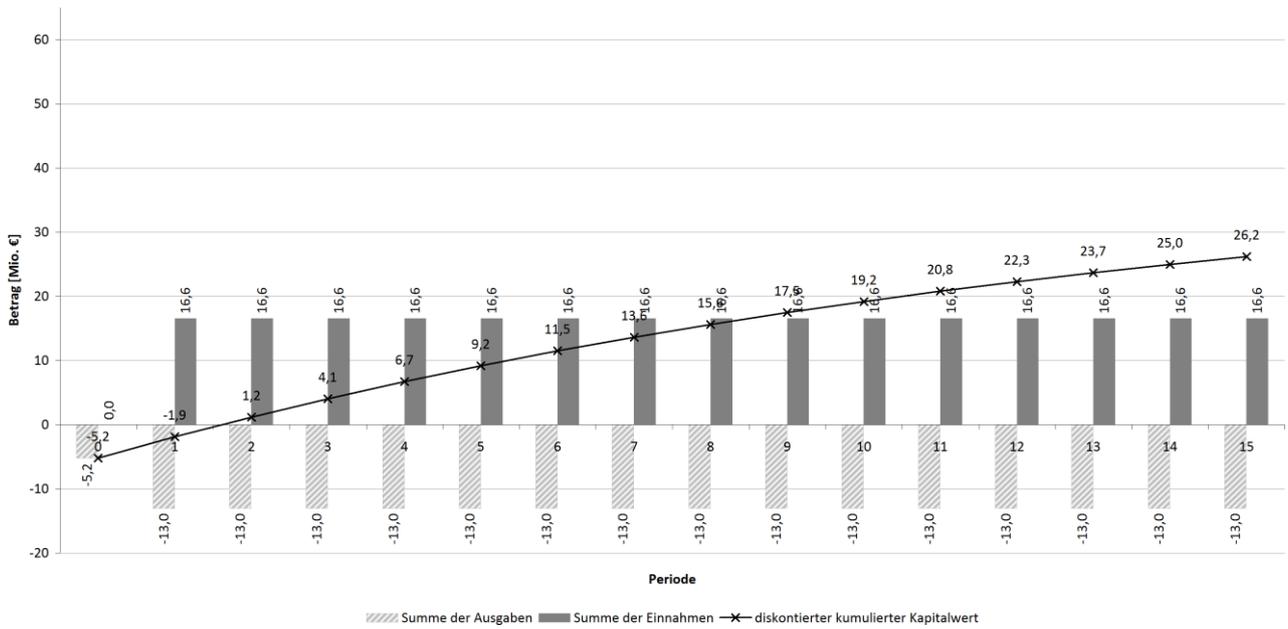


Abb. A.3. Zahlungsreihe in Mitverbrennungsszenario 1.2 mit Biobrennstoff HOLZ 2 und 43,9 % Mitverbrennungsanteil

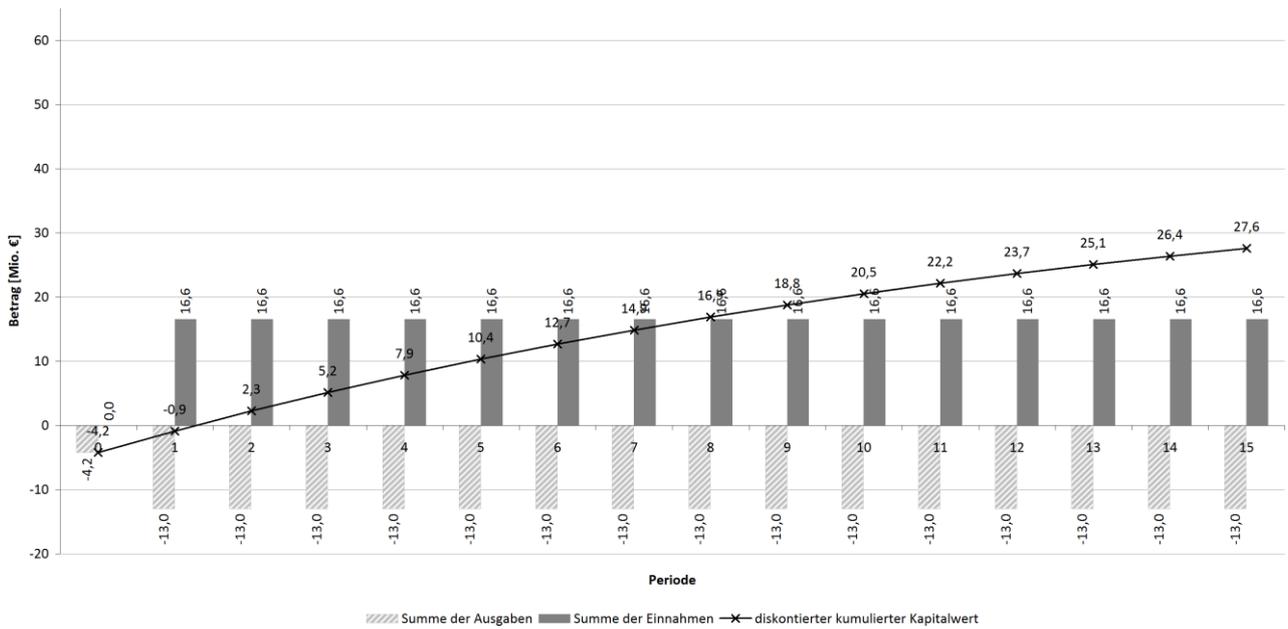


Abb. A.4. Zahlungsreihe in Mitverbrennungsszenario 1.3 mit Biobrennstoff HOLZ 3 und 35,7 % Mitverbrennungsanteil

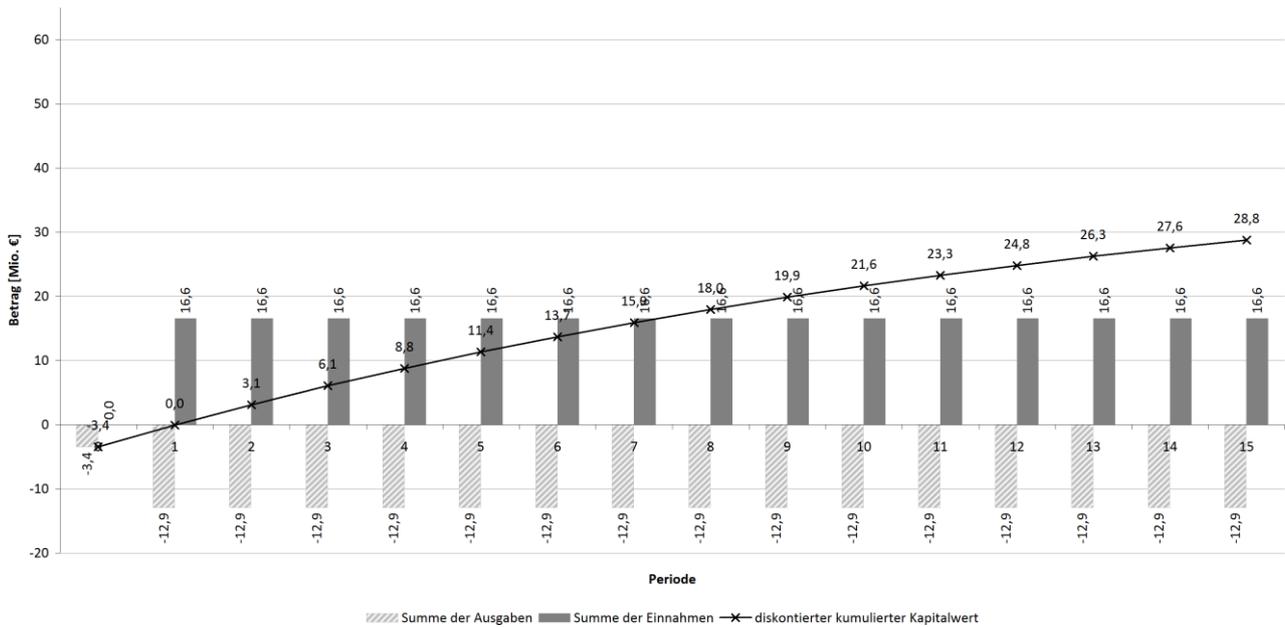


Abb. A.5. Zahlungsreihe in Mitverbrennungsszenario 1.4 mit Biobrennstoff HOLZ 4 und 29,0 % Mitverbrennungsanteil

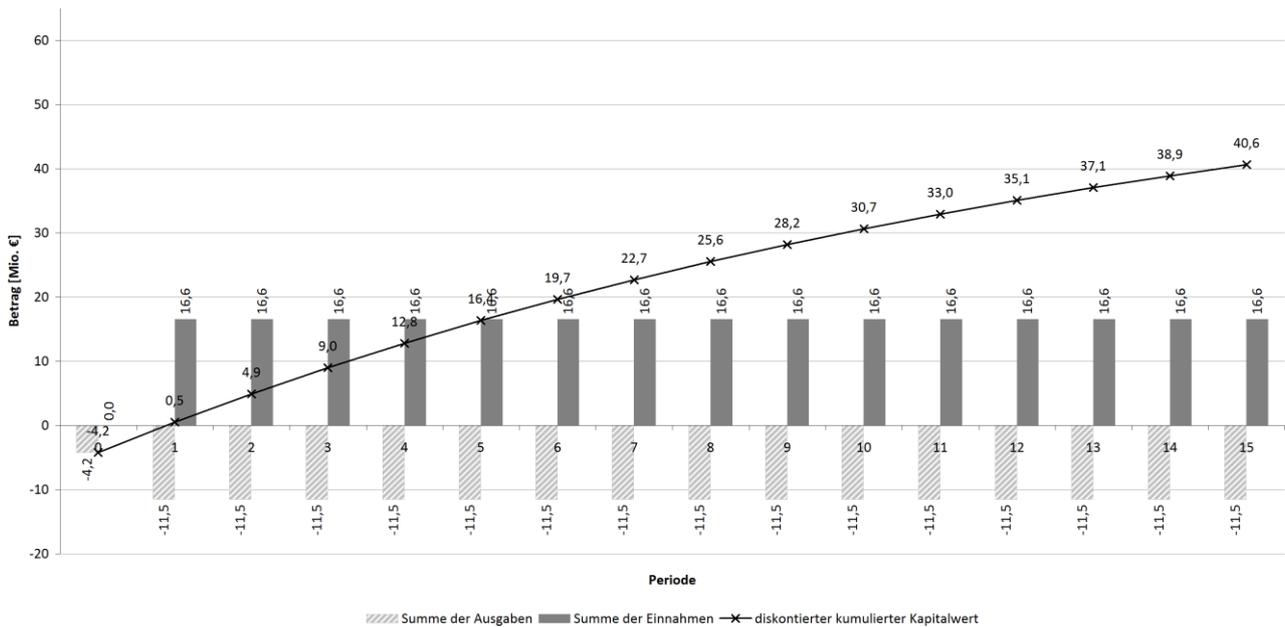


Abb. A.6. Zahlungsreihe in Mitverbrennungsszenario 2.1 mit Biobrennstoff STROH 1 und 35,5 % Mitverbrennungsanteil

Anhang D Wirtschaftlichkeitsbetrachtung

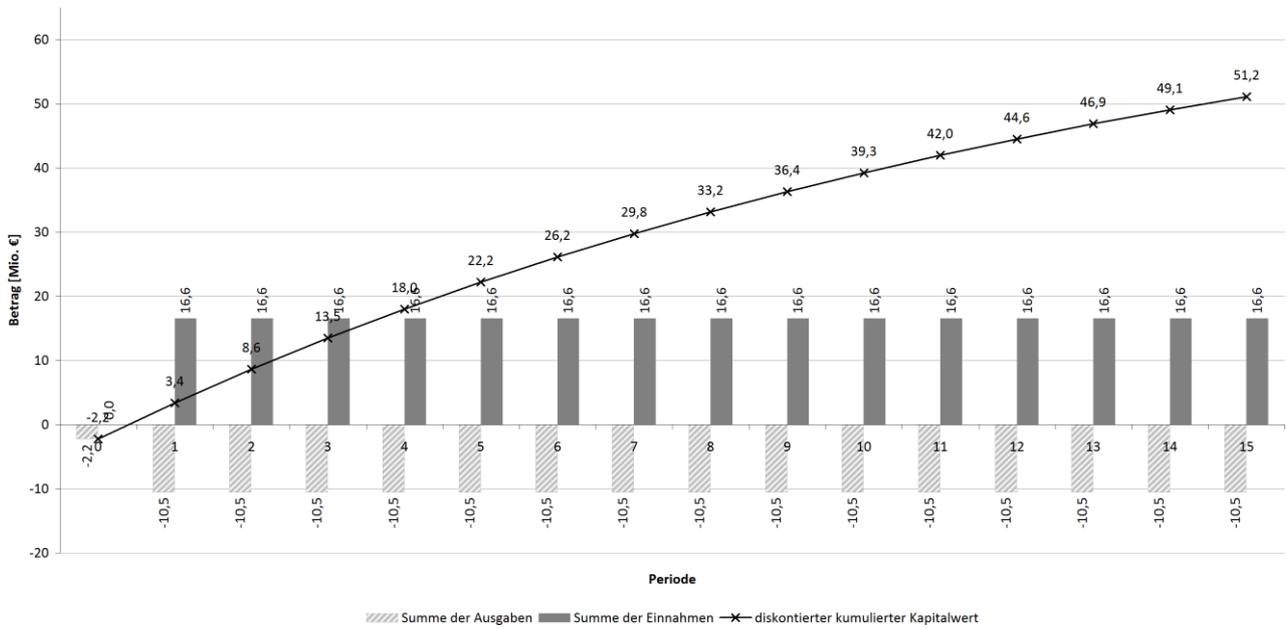


Abb. A.7. Zahlungsreihe in Mitverbrennungsszenario 2.2 mit Biobrennstoff STROH 2 und 18,8 % Mitverbrennungsanteil