

Auswirkungen des nationalen Brennstoffemissionshandels auf die Abfallwirtschaft

von

Dr. Martin Pohl
ENVERUM Ingenieurgesellschaft für Energie- und Umweltverfahrenstechnik mbH

Dr. Gabriele Becker, Niklas Heller
INFA Institut für Abfall, Abwasser und Infrastruktur-Management GmbH

Dr. Bärbel Birnstengel
Prognos AG

Ferdinand Zotz
Ramboll Deutschland GmbH

Studie beauftragt vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV), erstellt für Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz (BMWK)

März 2022

Titel der Studie	Auswirkungen des nationalen Brennstoffemissionshandels auf die Abfallwirtschaft
Autoren	Dr. Pohl, Martin (Projektleitung) Dr. Becker, Gabriele Heller, Niklas Dr. Birnstengel, Bärbel Zotz, Ferdinand
Durchführende Institutionen	<p>ENVERUM Ingenieurgesellschaft für Energie- und Umweltverfahrenstechnik mbH Hohe Str. 17 01069 Dresden</p> <p>INFA Institut für Abfall, Abwasser und Infrastruktur-Management GmbH Beckumer Straße 36 59229 Ahlen</p> <p>Prognos AG Goethestr. 85 10623 Berlin</p> <p>Ramboll Deutschland GmbH Jürgen-Töpfer-Straße 48 22763 Hamburg</p>
Bearbeitungszeitraum	Oktober 2021 – März 2022
Seitenzahl des Berichts	56

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Aufgabenstellung	6
2	Vorgehensweise	7
2.1	Betrachtungsrahmen.....	7
2.2	Ermittlung von Emissionsfaktoren für typisierte Abfallarten	10
3	Auswirkungen des BEHG auf Kosten und Gebühren	13
3.1	Aktuelle Behandlungskosten.....	13
3.2	Auswirkungen des BEHG auf die Kosten für typisierte Abfallarten	14
3.3	Auswirkungen des BEHG auf die Gebühren	16
3.3.1	Ergebnisse zu Szenario 1	19
3.3.2	Ergebnisse zu Szenario 2	20
3.3.3	Ergebnisse zu Szenario 3	21
3.3.4	Einfluss der Vorbehandlung von Hausmüll in einer MBA.....	22
3.3.5	Gesamtübersicht und Bezug zur heutigen Gebührenhöhe ...	22
4	Auswirkungen des BEHG auf die Abfallverbringung.....	24
4.1	Aktueller Stand bei Importen und Exporten	24
4.2	Einschätzung zu den Auswirkungen des BEHG	27
5	Möglichkeiten zur regulatorischen Ausgestaltung	32
5.1	Wo werden Emissionen erfasst (point of regulation) und wer muss über die Emissionen berichten?	32
5.1.1	Diskussion Verantwortlicher	32
5.1.2	Diskussion Einbeziehung und Ausschluss von (bestimmten) Anlagen und (bestimmten) Abfällen	36
5.2	Wie muss der Verantwortliche die Emissionen erfassen und berichten?	41
5.2.1	Möglichkeiten zur Ermittlung von CO ₂ -Emissionen aus Abfällen	42
5.2.2	Möglichkeiten zur Ermittlung der fossilen/biogenen CO ₂ -Anteile	43

5.2.3	Geeignete Methoden zur Überwachung und Berichterstattung im BEHG	46
6	Zusammenfassung.....	49
7	Anhang.....	53
7.1	Weitergehende Informationen zum Betrachtungsrahmen (Kap. 2.1).....	53
7.2	Weitergehende Informationen zur Ermittlung der Emissionsfaktoren (Kap. 2.2).....	54
7.3	Weitergehende Informationen zu den Behandlungskosten (Kap. 3.1).....	55
7.4	Weitergehende Informationen zur regulatorischen Ausgestaltung (Kap. 5.2).....	56

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
AF	Abfall
AMS	Automatische Messeinrichtung
ASN	Abfallschlüsselnummer
AVV	Abfallverzeichnisverordnung
BEHG	Brennstoffemissionshandelsgesetz
C	Kohlenstoff
CO₂	Kohlenstoffdioxid
DEHSt	Deutsche Emissionshandelsstelle
E	Einwohner
EBS	Ersatzbrennstoff
EF	Emissionsfaktor
EU-ETS	Europäischer Emissionshandel
HM	Hausmüll
LVP	Leichtverpackungen
MBA	Mechanisch biologische Abfallbehandlungsanlage
MVA	Müllverbrennungsanlage
MVO	Monitoring Verordnung
nEHS	Nationales Emissionshandelssystem
O	Sauerstoff
örE	öffentlich-rechtlicher Entsorgungsträger
RM	Restmüll
SBS	Sekundärbrennstoff
SM	Sperrmüll
SRM	Standard Referenz Methode
TAB	Thermische Abfallbehandlungsanlage
TASi	Technische Anleitung (TA) Siedlungsabfall

1 Einleitung und Aufgabenstellung

Auf Grundlage des Brennstoffemissionshandelsgesetzes (BEHG) wurde in Deutschland ab 2021 ein nationales Emissionshandelssystem (nEHS) eingeführt. Die Berichtspflicht für Brennstoffemissionen aus Abfällen wird nach dem BEHG am 01.01.2023 wirksam. Zu den Auswirkungen des nEHS auf die Bereiche der kommunalen und privatwirtschaftlichen Abfallverbrennung hat das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU)¹ eine Studie in Auftrag gegeben.

Im Rahmen der Studie sind die möglichen Auswirkungen bei der Einbeziehung der Abfallwirtschaft in das nEHS zu untersuchen. Abfälle zur Mitverbrennung in Kraft- oder Zementwerken sind davon meist nicht betroffen, da diese bereits heute dem EU-ETS (europäischer Emissionshandel) unterliegen. Die Studie untersucht die Auswirkungen auf die Kosten und Gebühren sowie insbesondere auf die Abfallverbringungen ins Ausland. Darüber hinaus dienen die gewonnenen Informationen als Grundlage, um im Rahmen der Evaluierung des BEHG im Jahr 2022 sachgerechte Durchführungsregelungen festlegen zu können. Dies bezieht sich insbesondere auf die Festlegung eines praxisorientierten Verfahrens zur Bestimmung der CO₂-Menge sowie Festlegungen zur Emissionsberichterstattung, zu eventuellen Ausnahmeregelungen und zur Bestimmung von Verantwortlichkeiten.

Die Studie beinhaltet die zusammengefassten Ergebnisse der nach der Leistungsbeschreibung zu bearbeitenden Arbeitspakete. Die Zwischen-Ergebnisse wurden im Rahmen eines Stakeholder-Workshops am 14. Januar 2022 mit den betroffenen Verbänden und Unternehmen der Abfallwirtschaft diskutiert. Die Erkenntnisse aus dem Workshop wurden in der Studie berücksichtigt.

Die Ergebnisse werden im Folgenden unter den Gesichtspunkten

- Auswirkungen auf Kosten und Gebühren
- Auswirkungen auf die Abfallverbringung
- Möglichkeiten zur regulatorischen Ausgestaltung

zusammengefasst dargestellt.

Vorangestellt werden der für die Studie gewählte Betrachtungsrahmen beschrieben und die Vorgehensweise hinsichtlich der für die Betrachtungen ermittelten Emissionsfaktoren für Abfälle erläutert.

¹ Das BMU wurde per Organisationserlass zum 8.12.2021 in Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) umbenannt. Des Weiteren wurde dem Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz (BMWK) aus dem Geschäftsbereich des BMUV die Zuständigkeit für Klimaschutz einschließlich deren europäische und internationale Bezüge mit Ausnahme der internationalen Klimapolitik übertragen.

2 Vorgehensweise

2.1 Betrachtungsrahmen

Bundesweit wurden im Jahr 2019 insgesamt 46,8 Mio. t Abfälle thermisch verwertet bzw. beseitigt (siehe Abbildung 2.1). Hierbei nicht berücksichtigt sind Abfälle, die ausschließlich in betriebseigenen Anlagen behandelt wurden. Die statistisch ausgewiesene Importmenge an thermisch behandelten Abfällen weicht mit angegebenen 2,41 Mio. t von den Angaben von 2,32 Mio. t zu den notifizierungspflichtigen Importen, die über das Umweltbundesamt gemeldet werden, ab.

Im Rahmen der Studie wurde der Fokus insbesondere auf die Thermischen Abfallbehandlungsanlagen - **TAB** (hierunter sind die MVA und EBS-Kraftwerke begrifflich zusammengefasst) gelegt. In diesen werden 56% der gesamt thermisch behandelten Abfälle behandelt.

	Summe behandelt Mio. t/2019	Aus dem Ausland angeliefert %	
TAB (MVA / EBS-KW)*	~ 26,27	4,7 %**	} Im Fokus der Studie (maßgeblicher Entsorgungsweg für häusliche und gewerbliche Abfälle)
Mitverbrennung***	8,03	3,5 %	
Biomassekraftwerke	7,72	8,9 %	} Nicht im Fokus der Studie • dennoch ggf. durch BEHG erfasst und von Auswirkungen betroffen (z.B. Klärschlamm mit Emissionsfaktor Null ¹⁾)
Sonderabfallverbrennung	1,33	10,0 %	
Monoklärschlamm- verbrennung	2,16	1,8 %	
Sonstige thermische Behandlung	1,26	1,8 %	
Summe thermisch behandelt	46,77	5,2 %	

* Die Zuordnung eines Kraftwerkes zur Kategorie „EBS-KW“ bzw. „Industriekraftwerk“ weicht in wenigen Einzelfällen von der Zuordnung für diese Studie ab (Δ 0,4 Mio. t)

** inkl. Sonderfall Emlichheim

*** primär Zement- und Kohlekraftwerke sowie sonstige Anlagen für andere Produktionszwecke

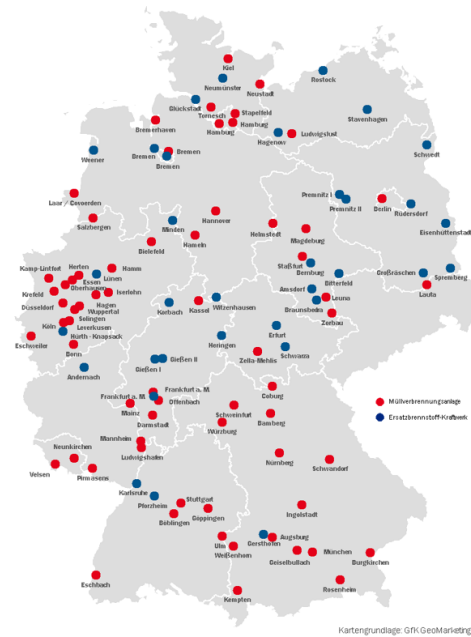
**** berücksichtigte Verfahren R1, D10 sowie R1 in Kombination mit anderen R-Verfahren

¹⁾ § 7 Abs. 4 BEHG

Abbildung 2.1: Thermisch behandelte Abfälle nach Art der Behandlungsanlage und im Fokus der Studie stehende Anlagen

Die Anlagen zur Mitverbrennung (Kohlekraftwerke, Zementherstellung sowie Anlagen für andere Produktionszwecke) behandelten in 2019 ca. 8,03 Mio. t an Abfällen. Diese unterliegen schon heute dem EU-ETS. Entsprechend wären theoretisch 38,74 Mio. t Abfälle einer Berichtspflicht nach BEHG zuzuordnen. Zu berücksichtigen ist dabei allerdings der jeweilige für die CO₂-Bepreisung anzusetzende Emissionsfaktor des thermisch zu behandelnden Abfalls, bei dem nur der fossile Anteil des emittierten CO₂ zu berücksichtigen ist. Im Fall von Klärschlamm wird dieser nach § 7 Abs. 4 BEHG mit dem Emissionsfaktor Null belegt.

Die Ermittlung der Emissionsfaktoren für die verschiedenen Abfallströme ist nicht trivial, da valide Literaturdaten insbesondere für die eingesetzten Abfallströme in Biomasse-, Sonderabfall- und sonstigen thermischen Behandlungsanlagen nicht bzw. nur in geringem Umfang zur Verfügung stehen. Bei Altholz könnte man eine Unterscheidung nach Altholzklassen (A1: naturbelassenes Holz bis A4: mit Holzschutzmittel behandeltes Holz) mit entsprechend unterschiedlichen Emissionsfaktoren vornehmen, im Bereich der Sonderabfälle und beim Input der sonstigen thermischen Behandlungsanlagen müssten aufgrund der Heterogenität spezifische Betrachtungen vorgenommen werden. Im hier gesetzten Rahmen wurde daher der Fokus auf die TAB gelegt.



Thermische Abfallbehandlungskapazitäten

- Bundesweit sind 100* TAB (Bezugsjahr 2020) in Betrieb mit einer Kapazität von insgesamt 26,98 Mio. t/a
- Aktuell gibt es sowohl einige Planungen zu Ersatzneubauten, Kapazitätserweiterungen sowie Neubauplanungen

Region	MVA			EBS-KW			Summe		
	Anzahl	Kapazität [Tsd.t]	Anteil [%]	Anzahl	Kapazität [Tsd.t]	Anteil [%]	Anzahl	Kapazität [Tsd.t]	Anteil [%]
Nord	13	3.906	19%	5	810	13%	18	4.716	17%
West	16	6.624	32%	3	515	8%	19	7.139	26%
Ost	8	2.773	13%	16	3.083	49%	24	5.856	22%
Südwest	9	2.331	11%	7	1.543	24%	16	3.874	14%
Süd	20	5.027	24%	3	370	6%	23	5.397	20%
Summe	66	20.661	100%	34	6.321	100%	100	26.982	100%

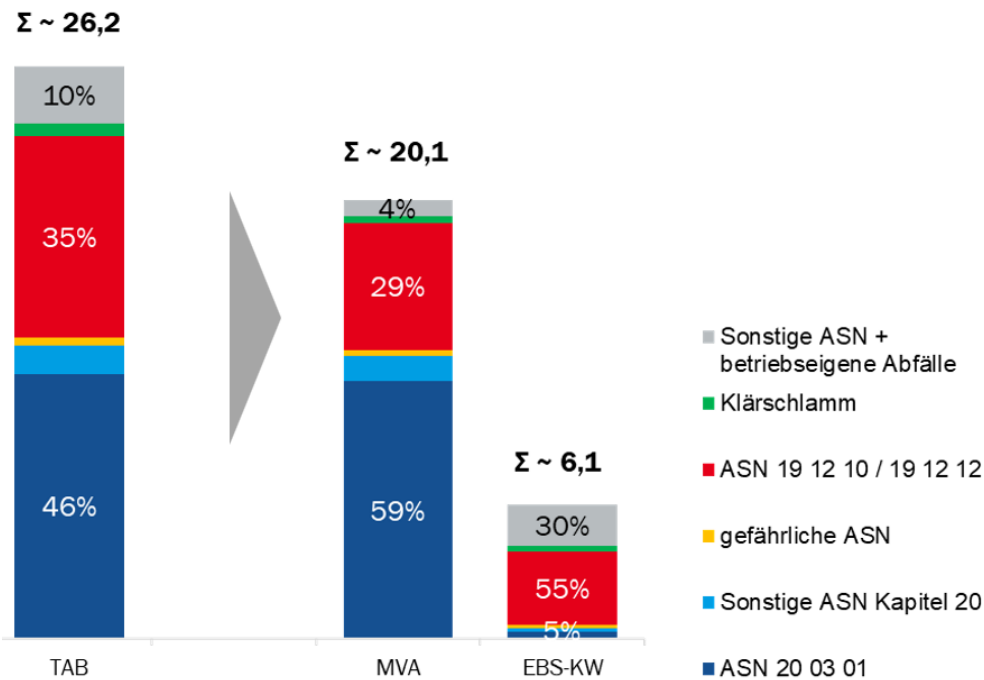
* Der Standort Premnitz wurde aufgrund der Rostfeuerung und Wirbelschicht als 2 Anlagen gewertet.

Abbildung 2.2: TAB in Deutschland und Kapazität auf Grundlage der geografischen Lage 2020

Im Jahr 2020 waren in Deutschland 100 TAB-Anlagen mit einer Kapazität von insgesamt ca. 26,98 Mio. t in Betrieb (siehe Abbildung 2.2).

Neben den Informationen zur thermisch behandelten Menge in den Anlagen und den Kapazitäten liegen auch Informationen² zur eingesetzten Abfallart auf Grundlage der Abfallschlüsselnummern vor – diese sind in Abbildung 2.3 dargestellt. Gemischte Siedlungsabfälle mit der Abfallschlüsselnummer 20 03 01 der Anlage zur Abfallverzeichnisverordnung (AVV) werden mehrheitlich in MVA thermisch behandelt, in den EBS-Kraftwerken überwiegen aufbereitete Abfälle mit den Abfallschlüsselnummern 19 12 10 (Brennstoffe aus Abfällen) und 19 12 12 (Sonstige Abfälle (einschließlich Materialmischungen) aus der mechanischen Behandlung).

² Statistisches Bundesamt, FS 19, Reihe 1; ITAD Jahresberichte; Analysen und Hochrechnungen Prognos



20 03 01: gemischte Siedlungsabfälle
 19 12 10: brennbare Abfälle (Brennstoffe aus Abfällen)
 19 12 12: sonstige Abfälle (einschließlich Materialmischungen) aus der mechanischen Behandlung von Abfällen mit Ausnahme derjenigen, die unter 19 12 11 fallen

Abbildung 2.3: Thermisch behandelte Abfälle in TAB nach Abfallschlüsselnummer

Abhängig von der Art der Aufbereitung ist davon auszugehen, dass die 19-er Abfallschlüsselnummern aus Kapitel 19 höhere Heizwerte als Restabfälle und auch höhere Emissionsfaktoren im Vergleich zu den 20-er Abfallschlüsselnummern aufweisen (siehe Abschnitt 2.2). Dies spiegelt sich auch in der Anlagen-Auslegung der jeweiligen Abfallbehandlungsanlagen wider (siehe 7.1 im Anhang). An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die Anlagen neben den bei den späteren Betrachtungen angesetzten Auslegungsheizwerten (MVA: 11 MJ/kg, EBS-Kraftwerk 13 MJ/kg) aufgrund der Heterogenität der Abfälle auf einen größeren Heizwertbereich ausgelegt sind (Arbeits- und Garantiebereich bei MVA von 7 bis 14 MJ/kg, bei EBS-Kraftwerken von 9 bis 18 MJ/kg).

2.2 Ermittlung von Emissionsfaktoren für typisierte Abfallarten

Der Emissionsfaktor eines Brennstoffes ist ein Parameter zur Angabe, wieviel Kohlenstoffdioxidemissionen bzw. Kohlenstoffdioxid-Äquivalente ($\text{CO}_2/\text{CO}_{2_eq}$) je Energiemenge eines Brennstoffs (Energiebezug) bzw. je Masse eines Brennstoffes (Massebezug) bei der vollständigen Umsetzung mit Sauerstoff (O_2) emittiert werden kann ($\text{C} + \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2$). Um den Emissionsfaktor zu ermitteln, wird der Kohlenstoffgehalt des Brennstoffes [c in Ma.-%] benötigt und gegebenenfalls der Heizwert [MJ/kg] um den Energiebezug herzustellen. Um die CO_2 -Äquivalente zu berücksichtigen, müssten im Weiteren bei der Verbrennung entstehende Treibhausgas wie Methan oder Lachgas mit betrachtet werden. Darüber hinaus wird bei Abfällen bzw. biomassehaltigen Brennstoffen der biogene bzw. der fossile Kohlenstoffgehalt bezogen auf den Gesamtkohlenstoff des Abfalls benötigt, um die relevanten Emissionen berücksichtigen zu können. Der spezifische biogene bzw. fossile Kohlenstoffgehalt darf dabei nicht mit dem Gehalt an Biomasse (angegeben als prozentualer Massenanteil oder Energieanteil) verwechselt werden. Im Rahmen der Studie wird davon ausgegangen, dass sich der Emissionsfaktor und entsprechend die Bepreisung im BEHG nur auf den fossilen Kohlenstoffgehalt und damit entsprechend auf die fossilen Kohlenstoffdioxidemissionen (CO_{2_fossil}) je Energiemenge eines Brennstoffs (Energiebezug) bzw. je Masse eines Brennstoffes (Massebezug) bei der vollständigen Umsetzung mit Sauerstoff (O_2) bezieht.

Anstelle der Nutzung von pauschalisierten „Standard-Emissionsfaktoren“ für die Abfallgemische (für die hier durchzuführenden Betrachtungen zu ungenau und teilweise in der Literatur nicht nachvollziehbar dargestellt, wie weiter oben beschrieben) bzw. verschiedenen Abfallschlüsselnummern (keine differenzierten Daten vorhanden) wurden im Rahmen der Studie die für die CO_2 -Bepreisung erforderlichen CO_2 -Emissionsfaktoren und weiteren Größen auf der Grundlage der jeweiligen Abfallfraktionszusammensetzung über einen Modellansatz rechnerisch ermittelt. Dieser Ansatz wird aus derzeitiger Sicht als deutlich belastbarer eingestuft und ermöglicht eine differenzierte Betrachtung.

Den einzelnen Abfallfraktionen kann auf Grundlage von Literaturdaten³ eine mittlere elementare Zusammensetzung (Kohlenstoff, Wasserstoff, Sauerstoff, Stickstoff, Schwefel, Chlor, Wasser, Asche) zugeordnet und daraus ein Heizwert (Näherungsformel auf Grundlage der elementaren Zusammensetzung) der Abfallfraktion ermittelt werden. Des Weiteren kann der spezifische fossile Kohlenstoffanteil⁴ für die

³ eigene Datenbasis der ENVERUM GmbH aus gesammelten Literaturdaten – für Abschätzungen, wie im Rahmen dieser Studie hinreichend genau

⁴ Grundsätzlich kann der Kohlenstoffanteil einem biogenen, fossilen oder mineralogische Anteil zugeordnet werden. Der mineralogische Anteil unterscheidet sich dahingehend, dass dieser meist nicht zur Heizwerterhöhung beiträgt und je nach Prozessbedingungen Einfluss auf den Aschegehalt haben kann, z.B. Zersetzung von CaCO_3 zu CaO und CO_2 .

Einzelfraktion ebenfalls aus Literaturdaten hinterlegt werden und entsprechend der Emissionsfaktor berechnet werden (siehe Abb. 6.3 im Anhang).

Mit den Informationen zu den einzelnen Abfallfraktionen können verschiedene „Modell“-Abfallgemische modelliert und daraus die für die Studie relevanten Größen Kohlenstoffgehalt und CO₂-Emissionsfaktor sowie Heizwert bestimmt werden.

Für den Hausmüll und den Sperrmüll wurde die Abfallfraktions-Zusammensetzung gemäß der aktuellen bundesweiten Hausmüllanalyse⁵ zugrunde gelegt. Die Hausmüllzusammensetzung wurde dazu vereinfacht in 9 Abfallfraktionen aufgeteilt sowie den verschiedenen Abfallfraktionen fossile CO₂-Anteile zugeordnet. Zu berücksichtigen ist, dass bei den zugrunde gelegten Elementaranalysen, Abfallfraktionen (meist Elementaranalysen aus Sortier-Fraktionen) hinterlegt wurden und nicht die *Reinstoffe*, daher ist z.B. bei den Kunststoffen der fossile Anteil nicht mit 100 %, sondern mit 97 % eingegangen.

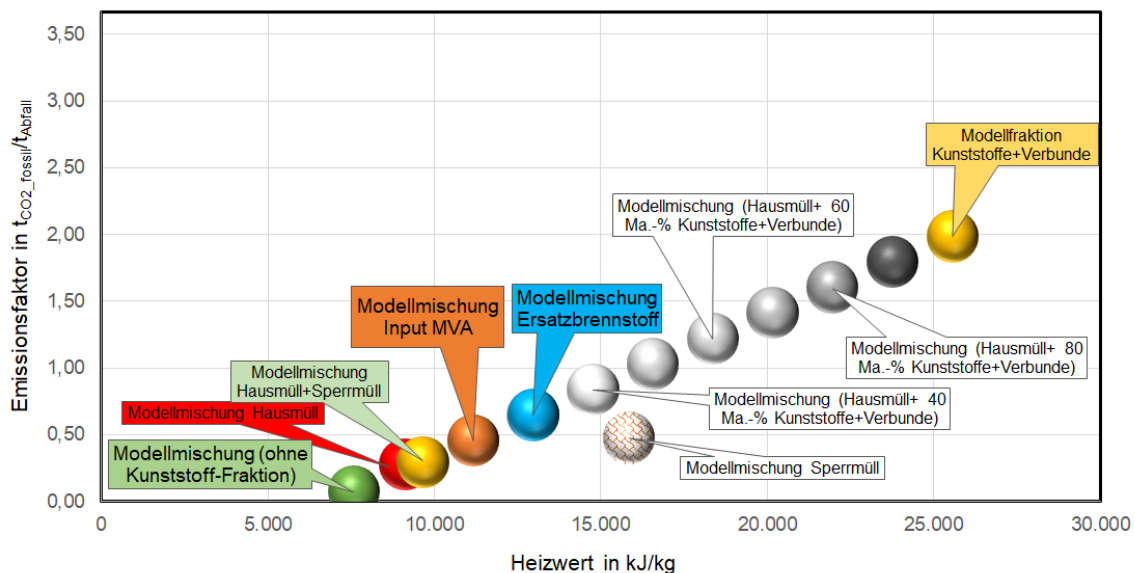


Abbildung 2.4: Berechnete Emissionsfaktoren für die modellierten Abfallarten

Für die durchzuführenden Betrachtungen wurden die fossilen Kohlenstoffgehalte [Ma.-%] und die CO₂-Emissionsfaktoren [$t_{CO_2_gesamt}/t_{AF}$] für verschiedene Abfallgemische berechnet und der Heizwert dabei zur Justierung der Zusammensetzung verwendet:

- „Modell“-Hausmüll
- „Modell“-Sperrmüll
- „Modellgemisch“ Hausmüll + Sperrmüll
- „Modellgemisch“ typische MVA (11 MJ/kg)
- „Modellgemisch“ Ersatzbrennstoff (13 MJ/kg¹)

⁵ INFA et al. (2020): Vergleichende Analyse von Siedlungsrestabfällen aus repräsentativen Regionen in Deutschland zur Bestimmung des Anteils an Problemstoffen und verwertbaren Materialien (UBA-Texte 113/2020)

- Variation der Fraktion Hausmüll und der Kunststoff + Verbunde-Fraktion von 0-100 Ma.-%

In der Abbildung 2.4 sind die Ergebnisse der Berechnungen dargestellt, welche für die weiteren Betrachtungen berücksichtigt werden.

Die Modellgemische für den „typischen“ MVA-Input und den Ersatzbrennstoff ergeben in der jeweils modellierten Zusammensetzung Heizwerte von ca. 11 MJ/kg und 13 MJ/kg, was typischen Auslegungs-Heizwerten für MVA und EBS-Kraftwerke entspricht (siehe auch Anhang 6.2).

Am Beispiel der Modellmischung Input MVA (siehe Abbildung 2.5) lässt sich ablesen, dass die darin enthaltenden 20 Ma.-% der Fraktion Kunststoffe + Verbunde einen Anteil am Gesamt-Kohlenstoff von ca. 40 Ma.-% sowie einen Anteil von ca. 87 Ma.-% der fossilen Kohlenstoffanteile ausmachen. Das bedeutet, dass in dem hier gewählten Beispiel 87 % der Kosten für die CO₂-Bepreisung auf 20 Ma.-% des Abfallinputs (Kunststoffe und Verbunde) bei einer Berücksichtigung der TAB im BEHG zurückzuführen sind.

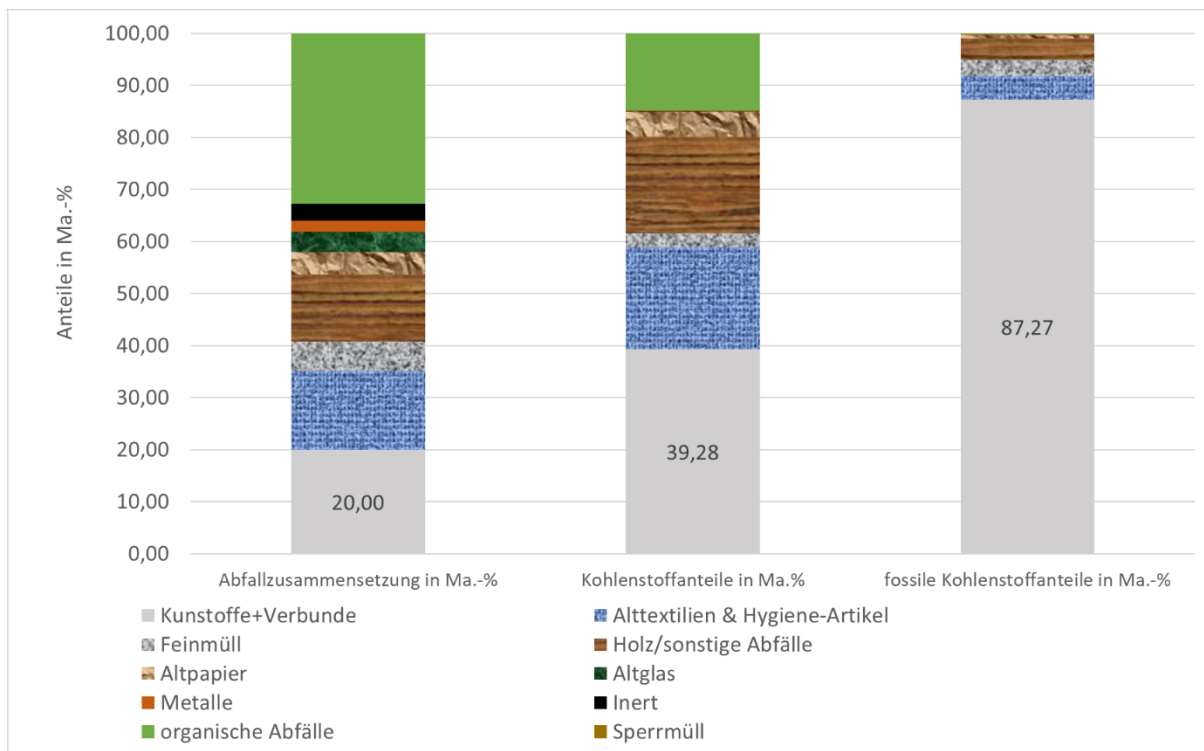


Abbildung 2.5: Zusammenhang zwischen Abfallfraktion und fossilem Kohlenstoffgehalt am Beispiel der Modellmischung Input MVA

3 Auswirkungen des BEHG auf Kosten und Gebühren

3.1 Aktuelle Behandlungskosten

Die Behandlungspreise für Siedlungsabfälle sowie Industrie- und Gewerbeabfälle weisen bundesweit regionale Differenzierungen auf. Die von EUWID erhobenen Preisangaben sind im Anhang (siehe Abschnitt 7.3) dargestellt. Dies sind Durchschnittswerte für die Behandlung in Deutschland und spiegeln die im Einzelfall deutlichen Schwankungsbreiten in Abhängigkeit von Vertragslaufzeiten, Mengen, Qualitäten sowie spezifischen Kundenbeziehungen (Alt-/ Neukunden) nur begrenzt wider. Dennoch geben die Daten nach Aussage von Marktteilnehmern einen guten Überblick.

Bildet man aus den Spannbreiten der EUWID-Angaben und den unterschiedlichen Regionen vereinfacht einen Mittelwert, ergeben sich Preise von:

- 105 €/t durchschnittliche Behandlungspreise für kommunale Restabfälle in MVA,
- 124 €/t durchschnittliche Behandlungspreise für Gewerbeabfälle in MVA (Verträge) und
- 136 €/t durchschnittliche Behandlungspreise für Gewerbeabfälle in MVA (Spotmarkt).

Im Jahr 2021 sind die Preise aufgrund der begrenzten Kapazitäten weiter gestiegen, es wurden insbesondere im Gewerbeabfallbereich „Abwehrangebote“ mit Preisen über 200 €/t beobachtet. Zum Jahreswechsel 2021/2022 hat sich die Lage nach Aussage von Marktteilnehmern wieder leicht entspannt und die Preise gaben vereinzelt nach.

Die Preise für EBS-Kraftwerke (Rostfeuerung) liegen nach eigenen Marktrecherchen aktuell in einer ähnlichen Größenordnung wie die MVA-Gewerbeabfallpreise. Die Preise für EBS-Wirbelschichtanlagen sind niedriger, da die notwendigen Aufbereitungskosten (insbesondere die Aufbereitung hinsichtlich der einzuhaltenden Korngröße) höher sind.

Vergleichbare Übersichten für die Preise der thermischen Abfallbehandlung in anderen europäischen Mitgliedsstaaten stehen nur für UK zur Verfügung. Danach liegt der Behandlungspreis in Anlagen, die vor dem Jahr 2000 errichtet wurden, zwischen 60 und 125 €/t, während er für Neuanlagen bei 60 – 180 €/t angegeben wird (Quelle: WRAP Gate Fees reports). Die hohe Bandbreite erklärt sich über unterschiedliche Vertragsmengen, Abfallarten, Vertragslaufzeiten bzw. spezifische Kundenbeziehungen. Für andere Nachbarstaaten wie Dänemark, Schweden, Niederlande und Polen wurden auf der Grundlage von Interviews Nettopreise zwischen 45 und 80 €/t ermittelt. Hinzuzurechnen sind entsprechende nationale Verbrennungssteuern (Schweden), Importsteuern (Niederlande) bzw. CO₂-Steuern (Dänemark, Niederlande). Zu berücksichtigen ist, dass eine weitergehende Differenzierung nach kommunalen und aufbereiteten Abfällen i. d. R. nicht gemacht wurde. Darüber hinaus ist zu beachten, dass

es sich im Falle von kommunalen Restabfällen um längerfristige Verträge handeln kann. Eine direkte Vergleichbarkeit zu den von EUWID ermittelten Durchschnittspreisen in Deutschland ist nur bedingt möglich.

3.2 Auswirkungen des BEHG auf die Kosten für typisierte Abfallarten

Mit den in Abschnitt 2.2 ermittelten Emissionsfaktoren ergibt sich für die eingesetzten Abfallstoffe in der MVA bzw. dem EBS-Kraftwerk die in Tabelle 3.1 dargestellte CO₂-Netto-Bepreisung je t Abfall-Input⁶. Dabei wurden gemäß der Aufgabenstellung (siehe Anhang) ergänzend auch die Kosten bei einem perspektivisch denkbaren CO₂-Preisniveau von 75 oder 100 €/t CO₂ ermittelt.

Jahr	CO ₂ -Kosten [€/t CO ₂]	Kosten für „Modell-“ MVA-Input EF = 0,45 t _{CO₂_fossil} /t _{AF} [€/t Abfall]	Kosten für „Modell-“ EBS EF = 0,65 t _{CO₂_fossil} /t _{AF} [€/t Abfall]
2023	35	15,93	22,63
2024	45	20,48	29,10
2025 / 2026	55	25,04	35,56
2026	65*	29,59	42,03
Annahme**	75**	34,14	48,50
Annahme**	100**	45,52	64,66

* Max.-Wert, ** gem. Aufgabenstellung

Tabelle 3.1: Kosten (netto) für typisierte Abfallarten – Input MVA und EBS-KW

Für die Modellmischung des typisierten MVA-Inputs (Heizwert ca. 11 MJ/kg) ergeben sich demnach zusätzliche Kosten für die CO₂-Bepreisung in Höhe von 15,93 €/t Abfall (2023) bis 29,59 €/t Abfall (2026). Bei einem angenommenen Preisniveau von 100 €/t CO₂ lägen die Mehrkosten bei 45,52 €/t Abfall. Für den Modell-Ersatzbrennstoff (Anreicherung der Kunststoff-Fraktion, Heizwert ca. 13 MJ/kg) wäre das Preisniveau aufgrund der höheren CO₂-Emissionen um 42 % höher: 22,63 €/t Abfall (2023) bis 42,03 €/t Abfall (2026) bzw. 64,66 €/t Abfall bei 100 €/t CO₂.

Für den Modell-Hausmüll würden (bei differenzierterer Zuordnung und der Zusammensetzung gemäß bundesweiter Hausmüllanalyse) die Kosten um 9,75 €/t Abfall (2023) bis 18,10 €/t Abfall (2026) (bzw. 27,85 €/t Abfall bei 100 €/t CO₂) steigen (siehe

⁶ CO₂-Angaben beziehen sich jeweils auf CO_{2_fossil}
Bei den Gebührenbetrachtungen wurde MwSt. berücksichtigt

nachfolgende Tabelle). Bei einem durchschnittlich zusammengesetzten Sperrmüll lägen die Mehrkosten bei anfangs 16,69 €/t Abfall und ansteigend bis 30,99 €/t Abfall (bzw. 47,67 €/t Abfall bei 100 €/t CO₂).

Jahr	CO ₂ -Preis [€/t CO ₂]	Kosten für „Mo- dell-“ Hausmüll ohne Kunst- stoff/Verbunde	Kosten für „Mo- dell-“ Hausmüll	Kosten für „Mo- dell-“ Sperrmüll	Kosten für „Modell-“ Kunst- stoffe/Ver- bunde
		EF = 0,07 t _{CO2_fossil} /t _{AF}	EF = 0,28 t _{CO2_fossil} /t _{AF}	EF = 0,48 t _{CO2_fossil} /t _{AF}	EF = 1,99 t _{CO2_fossil} /t _{AF}
		[€/t Abfall]	[€/t Abfall]	[€/t Abfall]	[€/t Abfall]
2023	35	2,54	9,75	16,69	69,52
2024	45	3,26	12,53	21,45	89,39
2025 / 2026	55	3,98	15,32	26,22	109,25
2026	65*	4,71	18,10	30,99	129,11
Annahme**	75**	5,43	20,88	35,75	148,98
Annahme**	100**	7,24	27,85	47,67	198,63

* Max.-Wert, ** gem. Aufgabenstellung

Tabelle 3.2: Kosten für typisierte Abfallarten – Haus-/Sperrmüll und Kunststoffe/Verbunde

Die Unterschiede in den Kosten werden noch deutlicher, betrachtet man die in Tabelle 3.2 ebenfalls angegebene Modellfraktion Kunststoffe/Verbunde. Bei einer theoretischen vollständigen Entnahme dieser Fraktion aus dem Hausmüll (resultierender Heizwert ca. 7,6 MJ/kg) würden die CO₂-Zusatzkosten beim Hausmüll 2026 bei max. 4,71 €/t Abfall liegen, für die ausgeschleuste Fraktion der Kunststoffe/Verbunde (Heizwert ca. 25,6 MJ/kg) würden sich bei energetischer Verwertung im gleichen Jahr dagegen zusätzliche Kosten von bis zu 129,11 €/t Abfall ergeben.

Deutlich höhere Mehrkosten ergeben sich somit v. a. für die Abfallarten mit hohem Kunststoffanteil (aufgrund des hohen fossilen Kohlenstoffgehalts), wie dies für gewöhnlich im Bereich der gewerblichen Abfälle und Aufbereitungs- bzw. Sortierreste der Fall ist.

Für die Kosten wurden nur die Netto-Kosten, welche sich auf Grundlage der abfallseitigen CO₂-Emissionen ergeben, berücksichtigt. Weitere Kosten entstehen u. a. durch das Monitoring der Treibhausgasemissionen (Berichtswesen, Kontogebühren), die zusätzlich zu installierende Messtechnik (eventuelle notwendige Erweiterung der Messungen, Austausch/Erweiterung der Messtechnik bezüglich der Fehlertoleranzen – Vorgaben DEHSt u. ä.) bzw. die Abfall-Beprobung ggf. unter Berücksichtigung weiterer zusätzlicher Personalkosten. Diese Kosten wurden im Rahmen der Studie nicht quantifiziert.

3.3 Auswirkungen des BEHG auf die Gebühren

Die Auswirkungen auf die Abfallgebühren wurden vereinfacht für die maßgeblich gebührenrelevanten Abfallarten Haus- und Sperrmüll aus Haushalten auf Basis der zuvor quantifizierten Kostensteigerungen ermittelt.

Wie aus Abbildung 3.1 hervorgeht, werden darüber hinaus auch weitere gebührenrelevante Stoffströme, so sie fossile C-Anteile enthalten und energetisch verwertet werden, wie z. B. Sortier-/Siebreste aus der Bioabfallbehandlung⁷ oder Abfälle aus dem öffentlichen Raum (Papierkörbe, Littering), von einer Kostensteigerung betroffen sein. Zudem sind die weiteren Zusatzaufwände (z. B. für das Monitoring etc., siehe 3.1) nicht enthalten, so dass die Angaben zu den Gebührenerhöhungen als Mindestwerte zu verstehen sind.

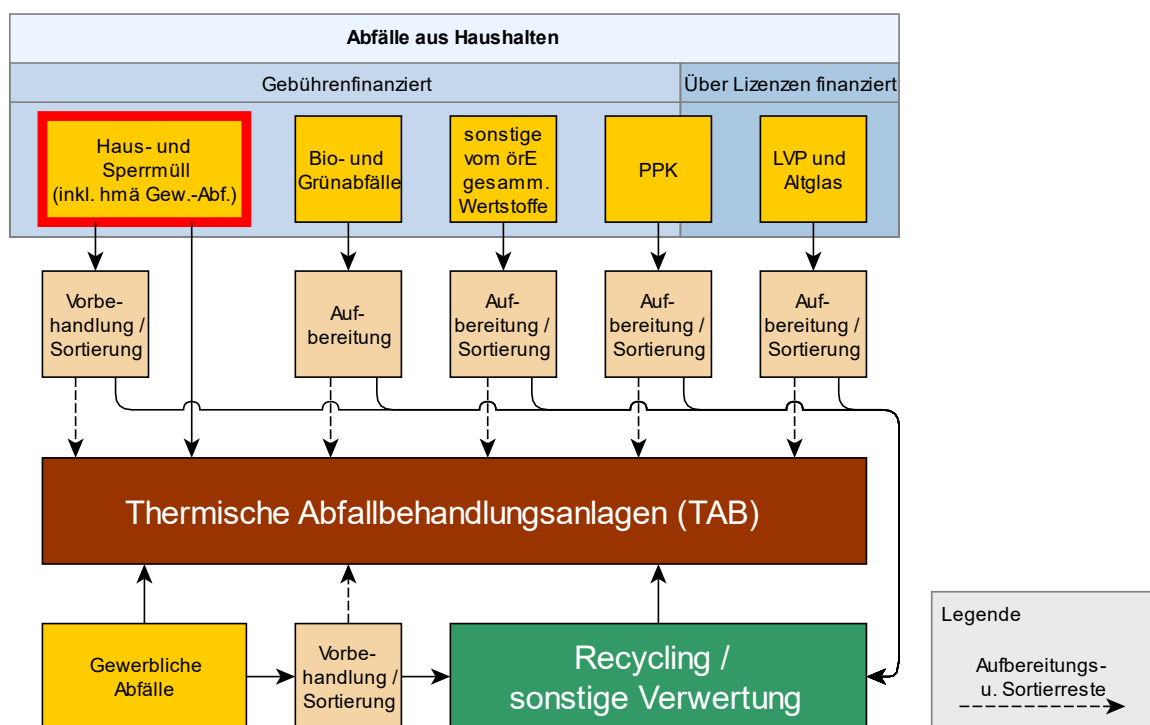


Abbildung 3.1: In TAB entsorgte und vom BEHG betroffene Abfälle

Kostensteigerungen durch die energetische Verwertung von Fraktionen von haushaltsstammigen, aber nicht gebührenfinanzierten Stoffströmen (wie z. B. LVP-Sortierresten) sowie von gewerblichen Stoffströmen haben keine direkten Auswirkungen auf die Abfallgebühren. Die finanzielle Mehrbelastung wird aber durch die Weitergabe der

⁷ Eine aktuelle Untersuchung weist bei einem Siebrestanteil von etwa 10 bis 22 % einen darin befindlichen Fremdstoffanteil von Kunststoffen und Verbunden von 0,5 bis 2,7 % aus. Vgl. Richter, Turk, Kern, Raussen: „Optimierte Verwertung von Siebresten aus Biogutvergärungs- und Kompostierungsanlagen (Sieb-OPTI)“ in Müll & Abfall 12.21

Kosten (im Fall von LVP z. B. durch höhere Lizenzentgelte für die Verpackungen und damit die Kaufpreise der verpackten Produkte) ebenfalls den Bürger betreffen.

Unabhängig von der Höhe des ermittelten Gebührenanstiegs ist eine „verursachergerechte“ Zuordnung zum jeweiligen Abfallerzeuger (dem Bürger) in vielen Fällen (insbesondere der Mehrfamilienhausbebauung) nicht gegeben.

Im Folgenden werden die Auswirkungen der Bepreisung von CO₂-Emissionen aus der energetischen Verwertung von Haus- und Sperrmüll aus Haushalten zunächst auf Basis der Durchschnittsmengen und einer mittleren Zusammensetzung bewertet. Laut bundesweiter Hausmüllanalyse⁸ lag das Aufkommen von Hausmüll aus privaten Haushalten (ohne Geschäftsmüll) bei 128,2 kg/(E*a) bzw. unter Berücksichtigung der mit dem kommunalen Hausmüll erfassten hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle (Geschäftsmüll) bei 156 kg/(E*a). Nach vorläufigen Angaben des statistischen Bundesamtes ist das Hausmüllaufkommen im "Corona-Jahr" 2020 auf 160 kg/(E*a) angestiegen⁹. Aufgrund der nur geringen Abweichung wird im Folgenden daher das Aufkommen und die Zusammensetzung aus der bundesweiten Hausmüllanalyse herangezogen. Auch für das Aufkommen und die Zusammensetzung von Sperrmüll wird ebenfalls die bundesweite Hausmüllanalyse herangezogen. Demnach lag das Sperrmüllaufkommen 2017 bei 33,9 kg/(E*a), was in etwa dem aktuellen Sperrmüllaufkommen entspricht (34 kg in 2020¹⁰).

Es wird angenommen, dass die Mehrkosten aus der CO₂-Bepreisung gegenüber dem öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger (öRE), der die Gebühren für die abfallwirtschaftlichen Leistungen bei den Bürgern erhebt, mit Mehrwertsteuer beaufschlagt werden (wird u. a. von den Verantwortlichkeiten abhängen, siehe Abschnitt 5).

Die jeweils ermittelten Gebührenerhöhungen werden einwohnerspezifisch ausgewiesen.

Zur Beurteilung der Auswirkungen auf die Abfallgebühren werden drei Szenarien betrachtet (siehe Abbildung 3.2):

Szenario 1: Die durch das BEHG entstehenden Mehrkosten werden mit einem einheitlichen Emissionsfaktor (ohne Differenzierung der Abfallarten) massebezogen umgelegt.

Szenario 2: Die durch das BEHG entstehenden Mehrkosten werden mit verschiedenen, abfallartenbezogenen Emissionsfaktoren (Differenzierung der Abfallarten Hausmüll und Sperrmüll) massebezogen umgelegt.

⁸ INFA et al. (2020): Vergleichende Analyse von Siedlungsrestabfällen aus repräsentativen Regionen in Deutschland zur Bestimmung des Anteils an Problemstoffen und verwertbaren Materialien (UBA-Texte 113/2020)

⁹ URL: https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2021/12/PD21_584_321.html, Abruf 14.02.2022

¹⁰ URL: https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2021/12/PD21_584_321.html, Abruf 14.02.2022

Szenario 3: Die durch das BEHG entstehenden Mehrkosten werden mit spezifischen, anlieferungsbezogenen Emissionsfaktoren (anhand Zusammensetzung ermittelt bzw. gemessen) massebezogen umgelegt.

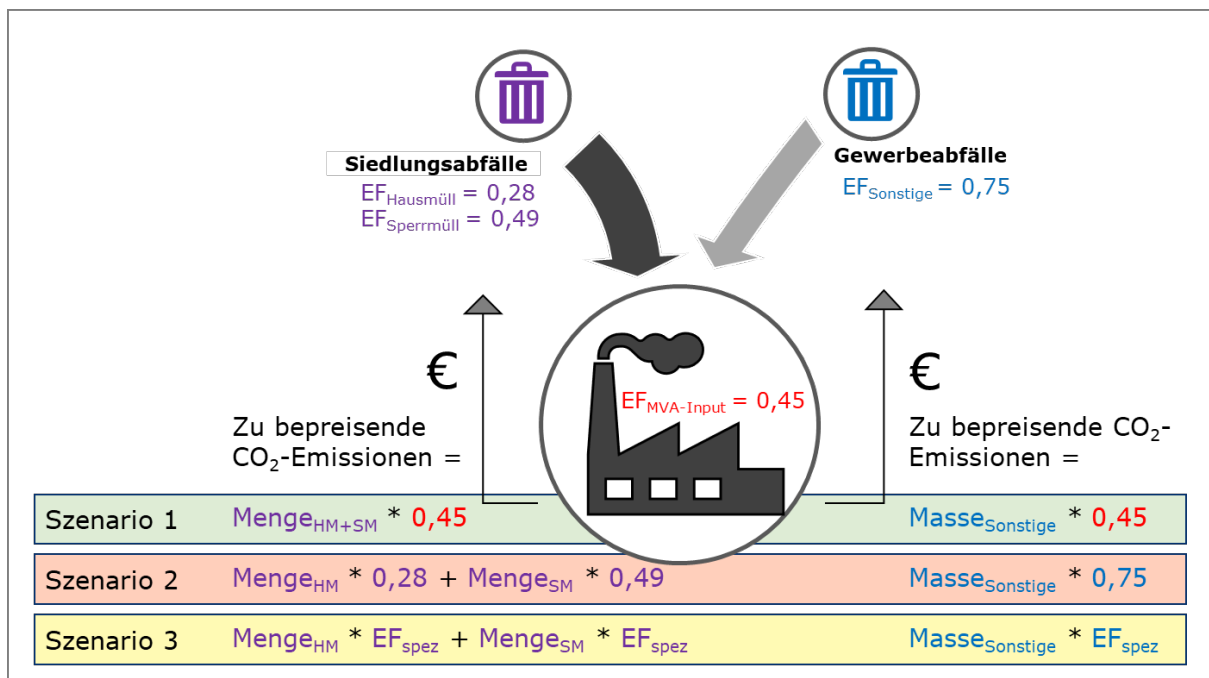


Abbildung 3.2: Auswirkungen auf die Gebühren

Ausgehend von dem mittleren Aufkommen mit mittlerer Zusammensetzung entsprechend der bundesweiten Hausmüllanalyse werden zusätzlich folgende Fallbeispiele für das Hausmüllaufkommen betrachtet:

- Auf Basis von Erfahrungswerten aus großstädtischen Sortieranalysen werden die Auswirkungen auf die Gebühren für eine Stadt mit einem **hohen Hausmüllaufkommen** modelliert.
 - Aufkommen: 200 kg/(E*a)
 - Spezifischer Emissionsfaktor: 0,27 tCO_{2_gesamt}/tAF
- Durch die Reduzierung des organischen Hausmüllanteils werden die Auswirkungen bei einer **hohen Abschöpfung von Bioabfällen** aus dem Hausmüll modelliert.
 - Aufkommen: 90 kg/(E*a)
 - Spezifischer Emissionsfaktor: 0,40 tCO_{2_gesamt}/tAF
- Im Falle einer **flächendeckend vorhandenen Wertstofftonne**, bei der neben den Verpackungen auch stoffgleiche Nichtverpackungen getrennt erfasst

werden, reduziert sich das Hausmüllaufkommen um etwa $6,9 \text{ kg}/(\text{E}^*\text{a})$ ¹¹, davon $3,2 \text{ kg}/(\text{E}^*\text{a})$ Kunststoffe und Verbunde.¹²

- Aufkommen: $121 \text{ kg}/(\text{E}^*\text{a})$
- Spezifischer Emissionsfaktor: $0,24 \text{ tCO}_2\text{_{gesamt}}/\text{tAF}$

Ferner wird in Abschnitt 3.3.4 der Einfluss der Vorbehandlung von Hausmüll in einer MBA beschrieben.

3.3.1 Ergebnisse zu Szenario 1

Entsprechend des mittleren einwohnerspezifischen Aufkommens von Haus- und Sperrmüll von insgesamt $162,1 \text{ kg}/(\text{E}^*\text{a})$ ergibt sich bei einem CO_2 -Preis von 65 €/t CO_2 (Max.-Wert in 2026) eine Gebührenerhöhung von **$5,70 \text{ €/}(E^*a)$** inkl. MwSt. Bei einem perspektivischen CO_2 -Preis von 100 €/t CO_2 erhöht sich dieser Wert auf **$8,77 \text{ €/}(E^*a)$** .

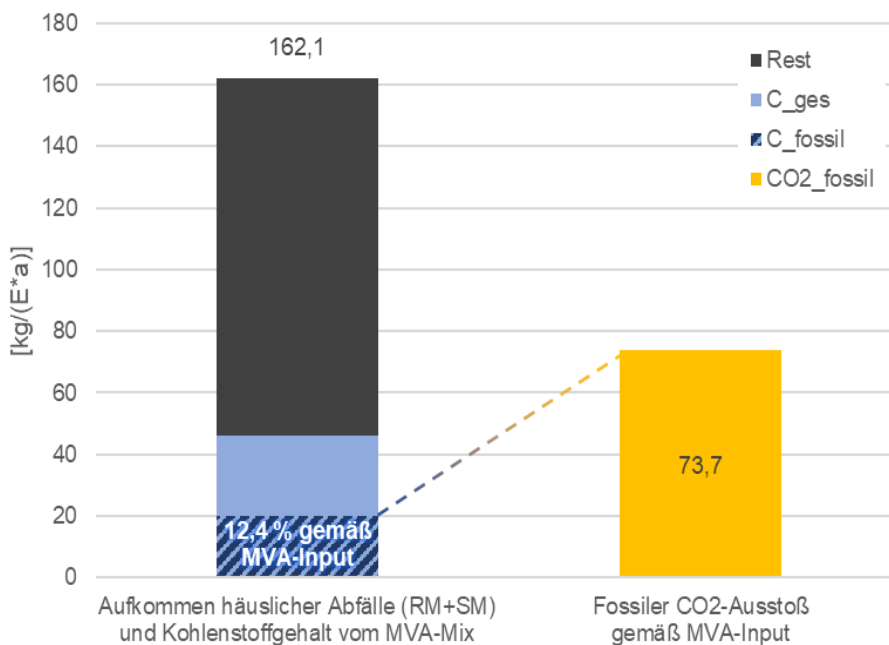


Abbildung 3.3: Relevanter Kohlenstoffgehalt und CO_2 -Ausstoß in Szenario 1

Bei den o. g. Fallbeispielen, mit einem vom Durchschnitt abweichenden Hausmüllaufkommen, reduziert oder erhöht sich die zu bepreisende fossile CO_2 -Menge ausschließlich entsprechend der Mengenveränderung, unabhängig von der Zusammensetzung der Abfälle. Bei einem CO_2 -Preis von 65 €/t CO_2 erhöhen sich die Gebühren für Haus- und Sperrmüll folgendermaßen (inkl. MwSt.):

¹¹ nach UBA-Studie „Planspiel zur Fortentwicklung der Verpackungsverordnung - Teilvorhaben 1: Bestimmung der Idealzusammensetzung der Wertstofftonne“ und INFA-Erfahrungswerten

¹² Bei der anschließenden Sortierung des Wertstofftonneninhalts fallen kunststoffhaltige Stoffströme (z. B. Sortierreste) an, die i. d. R. energetisch verwertet und damit ebenfalls vom BEHG und einem Kostenanstieg betroffen sein werden.

- hohes Abfallaufkommen: 8,23 €/(E*a)
- hohe Abschöpfung von Bioabfall: 4,36 €/(E*a)
- flächendeckende Wertstofftonne: 5,46 €/(E*a).

3.3.2 Ergebnisse zu Szenario 2

Entsprechend des mittleren einwohnerspezifischen Abfallaufkommens und den abfall-spezifischen Emissionsfaktoren für Haus- und Sperrmüll ergibt sich bei einem CO₂-Preis von 65 €/t CO₂ (Max.-Wert in 2026) eine Gebührenerhöhung von **4,01 €/(E*a)** inkl. MwSt.:

- 128,2 kg/(E*a) Hausmüll: 2,76 €/(E*a) (inkl. MwSt.)
- 33,9 kg/(E*a) Sperrmüll: 1,25 €/(E*a) (inkl. MwSt.).

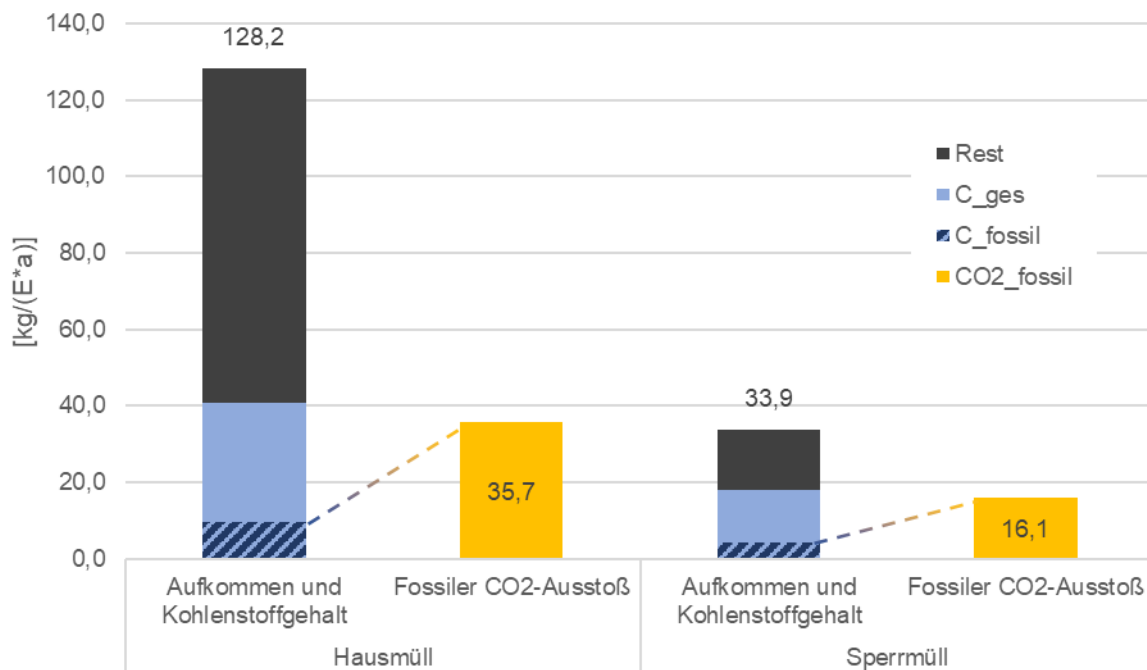


Abbildung 3.4: Relevanter Kohlenstoffgehalt und CO₂-Ausstoß in Szenario 2

Wie in Szenario 1 reduziert oder erhöht ein abweichendes Abfallaufkommen die Kosten durch die CO₂-Bepreisung entsprechend der Mengenveränderung. Bei einem CO₂-Preis von 65 €/t CO₂ erhöhen sich die Gebühren für Haus- und Sperrmüll folgendermaßen (inkl. MwSt.):

- Hohes Abfallaufkommen: 5,55 €/(E*a)
- Hohe Abschöpfung von Bioabfall: 3,18 €/(E*a)
- Flächendeckende Wertstofftonne: 3,86 €/(E*a).

3.3.3 Ergebnisse zu Szenario 3

In Szenario 3 erfolgt die Bepreisung der Abfälle in Abhängigkeit der Masse und der spezifischen Zusammensetzung des Abfalls (und dem daraus resultierenden Emissionsfaktor). Bei einem mittleren Abfallaufkommen mit einer Zusammensetzung, die dem „Modell“-Hausmüll und dem „Modell“-Sperrmüll entspricht, ergeben sich in Szenario 3 mit **4,01 €/(E*a)** inkl. MwSt. (bei einem CO₂-Preis von 65 €/t CO₂) die gleichen Gebührenerhöhungen wie in Szenario 2.

Bei einer Hausmüllzusammensetzung und einem Hausmüllaufkommen, das dem einer Großstadt entspricht, kann trotz eines etwas geringeren spezifischen Emissionsfaktors von einer stärkeren Gebührenerhöhung für Haus- und Sperrmüll von etwa **5,48 €/(E*a)** inkl. MwSt. (bei einem CO₂-Preis von 65 €/t CO₂) ausgegangen werden.

Eine weitgehende Abschöpfung von Bioabfällen aus dem Hausmüll führt neben einer Mengenreduzierung auch zu einer veränderten Abfallzusammensetzung mit einem höheren Emissionsfaktor. Da die Fracht an fossilem Kohlenstoff im Hausmüll in diesem Fall weitgehend konstant bleibt (vgl. Abbildung 3.5), führt eine solche Abschöpfung von Bioabfall aus dem Hausmüll demnach zu einer vergleichbaren Gebührenerhöhung für Haus- und Sperrmüll wie in Szenario 2 von ca. **4 €/(E*a)** inkl. MwSt. bei einem CO₂-Preis von 65 €/t CO₂.

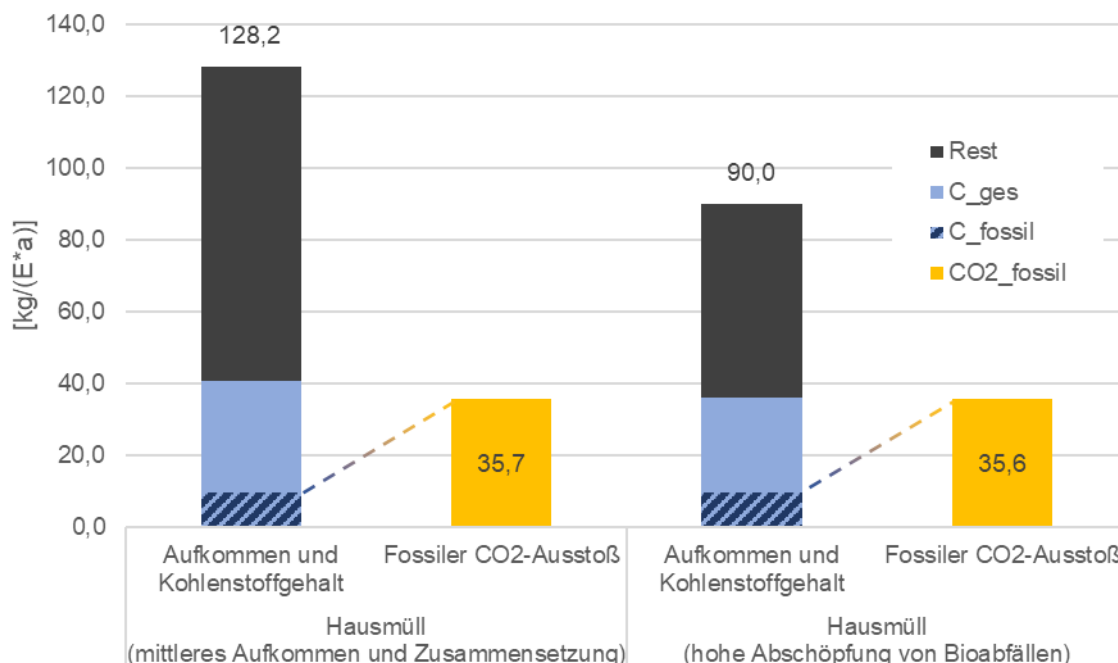


Abbildung 3.5: Relevanter Kohlenstoffgehalt und CO₂-Ausstoß in Szenario 3

Eine flächendeckende Wertstofftonne führt durch die Entfrachtung von Kunststoffen aus dem Hausmüll zu einer Reduzierung der Gebührenerhöhung für Haus- und Sperrmüll auf **3,49 €/(E*a)** inkl. MwSt. (bei einem CO₂-Preis von 65 €/t CO₂).

3.3.4 Einfluss der Vorbehandlung von Hausmüll in einer MBA

In einer MBA (mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage) findet eine stoffspezifische Aufbereitung der Abfälle statt, bei der u. a. eine heizwertreiche Fraktion zur energetischen Verwertung z. B. in einem EBS-KW abgetrennt wird. In einer „klassischen“ MBA mit biologischer Behandlung der organikreichen Feinfraktion zur anschließenden Deponierung macht der EBS-Anteil im Mittel etwa die Hälfte des Anlagenoutputs aus (bezogen auf alle angelieferten Abfallarten)¹³. Der EF von EBS, welcher maßgeblich aus Hausmüll erzeugt wurde, liegt über dem von unbehandeltem Hausmüll. Geht man davon aus, dass der größte Teil des fossilen Kohlenstoffs als EBS abgetrennt und in TAB energetisch verwertet wird, bleibt die dort entstehende CO₂-Fracht nahezu gleich und – bei spezifischer Kostenermittlung gem. Szenario 3 – damit auch die dadurch entstehenden Kosten. Es ist aber davon auszugehen, dass geringe Anteile an fossilem Kohlenstoff in das Rottegut oder sonstige Sortierfraktionen eingebracht werden, wodurch die bei der EBS-Verwertung entstehenden Emissionskosten geringfügig sinken können.

Wird aktuell ein Teilstrom des MBA-Outputs als Sekundärbrennstoff in Zementwerken/ Kohlekraftwerken verwertet, ergeben sich für diesen Anteil keine Veränderungen gegenüber heute, da diese bereits durch den europäischen Emissionshandel erfasst sind (CO₂-Bepreisung für den eingesetzten Sekundärbrennstoff findet bereits statt).

3.3.5 Gesamtübersicht und Bezug zur heutigen Gebührenhöhe

In der folgenden Abbildung sind die Ergebnisse der oben dargestellten Modellierungen zusammenfassend dargestellt. Es zeigt sich, dass das Niveau der Gebührenerhöhungen in Szenario 1 am höchsten ist, da der für alle Abfallarten herangezogene, einheitliche Emissionsfaktor höher liegt als spezifische Faktoren für Hausmüll. Die Differenzierungen der Fallbeispiele gehen allein über ein unterschiedliches Abfallaufkommen in die Gebührenerhöhung ein, sodass insbesondere die erhöhte Abschöpfung des massereichen Bioabfalls aus dem Hausmüll für Entlastungen sorgt, obwohl damit keine Reduzierung der fossilen CO₂-Menge verbunden ist. Der Entzug der Kunststoffe (und damit von fossilem CO₂) durch die Wertstofftonne macht sich aufgrund der geringeren Masse nur geringfügig mindernd bemerkbar.

Auch in Szenario 2 ist nur das Abfallaufkommen je Abfallart für den Umfang der Gebührenerhöhung relevant, sodass die Spreizung in den Fallbeispielen ähnlich ist wie in Szenario 1. Da hier aber abfallartenspezifische Emissionsfaktoren angesetzt werden, die geringer sind als der einheitliche Faktor in Szenario 1, liegt das Niveau der Gebührenerhöhung insgesamt niedriger.

¹³ UBA-Studie „Weiterentwicklung der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) mit den Zielen der Optimierung der Ressourceneffizienz und Minimierung von Treibhausgasemissionen“ (noch unveröffentlicht)

Fließt neben dem Abfallaufkommen auch die Zusammensetzung in die Bemessung der CO₂-Abgabe mit ein (Szenario 3), so führt die erhöhte Abschöpfung von Bioabfall trotz des geringeren Abfallaufkommens nicht zu einer geringeren Gebührenerhöhung, da die fossile Kohlenstofffracht im Hausmüll gleichbleibend ist. Eine Abschöpfung von Kunststoffen aus dem Hausmüll in die Wertstofftonne senkt den Emissionsfaktor hingegen signifikant, sodass diese Entfrachtung hier auch zu einer geringeren Gebührenerhöhung führt.

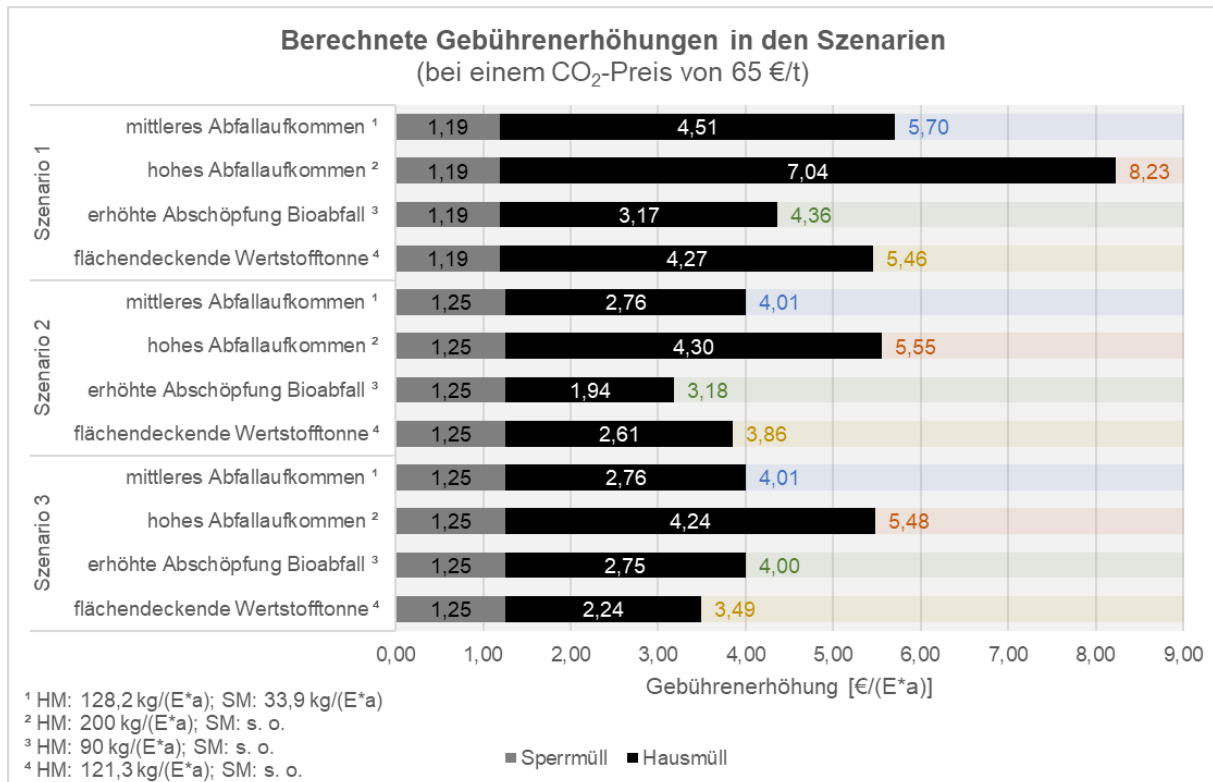


Abbildung 3.6: Gesamtübersicht der berechneten Gebührenerhöhungen

Die durchschnittlichen Gebühren der privaten Haushalte für die Abfallentsorgung liegen derzeit überwiegend in einem Bereich von etwa 70 – 120 €/E*a¹⁴.

Die relative Gebührenerhöhung durch die CO₂-Bepreisung (ohne Berücksichtigung der eingangs erwähnten sonstigen entstehenden Kosten) läge in den Szenarien bei einem mittleren Abfallaufkommen und einem CO₂-Preis von 65 €/t CO₂ rechnerisch bei **mind. 5 – 8 %** (Szenario 1) bzw. **mind. 3 – 6 %** (Szenario 2 und 3). Im Einzelfall können sich geringere und auch deutlich höhere Gebührenerhöhungen ergeben. So würde z. B. ein CO₂-Preis von 100 €/t CO₂ bei einem mittleren Abfallaufkommen und einer angenommenen Gebührenhöhe von 70 €/E*a rechnerisch zu einer Gebührenerhöhung von bis zu **13 %** führen.

¹⁴ INFA-Erfahrungswerte

4 Auswirkungen des BEHG auf die Abfallverbringung

4.1 Aktueller Stand bei Importen und Exporten

Für die hier im Fokus stehenden TAB sind insbesondere die Im- und Exporte von brennbaren Abfällen der Abfallschlüssel 20 03 01 (gemischte Siedlungsabfälle) sowie 19 12 10 (Brennstoffe aus Abfällen) und 19 12 12 (Sonstige Abfälle (einschließlich Materialmischungen) aus der mechanischen Behandlung) relevant.

Die Importe für diese drei Abfallschlüssel sind nach einer Hochphase zwischen 2014 und 2018 in den vergangenen beiden Jahren deutlich zurückgegangen. Dies ist insbesondere die Folge von rückläufigen Importen aus UK aufgrund der Inbetriebnahme eigener nationaler thermischer Kapazitäten sowie die insgesamt hohe Auslastung der deutschen Anlagen mit inländischen Abfallmengen.

Bei der Bewertung der Importmengen ist jedoch der Sonderfall der EVI Emlichheim zu berücksichtigen. Diese Anlage liegt direkt an der deutsch-niederländischen Grenze. Sie behandelt im Wesentlichen Abfälle aus den angrenzenden niederländischen Regionen, so dass diese Mengen in einer Größenordnung von ca. 250 bis 350 Tsd. t/a als Importe gezählt werden.

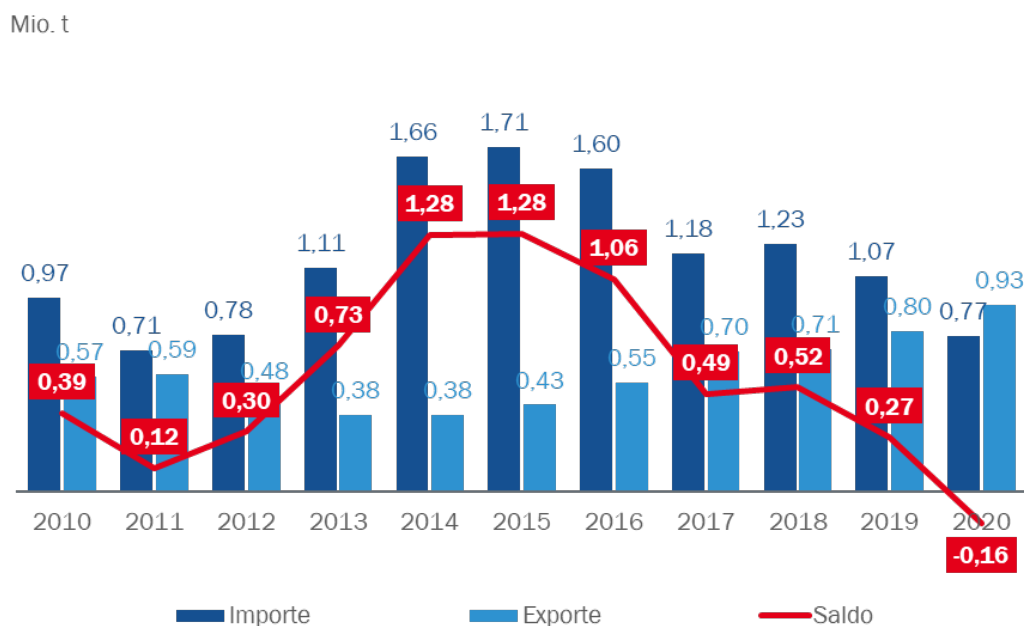


Abbildung 4.1: Import und Export von relevanten Abfällen zur thermischen Behandlung (ASN 20 03 01, 19 12 10 und 19 12 12)
Quelle: Umweltbundesamt

Eine weitere spezifischere Zuordnung zu den TAB-Anlagen ist über die UBA-Statistik nicht möglich. Es kann daher aufgrund der konkurrierenden Mitverbrennung in Zementwerken nur grob überschlägig davon ausgegangen werden, dass Importe an den

in TAB behandelten Mengen nur einen geringen Teil ausmachen. Dieser lag im Jahr 2017 bei rund 6 % (Quelle: ITAD Jahresbericht 2019) und ist in den Folgejahren weiter gesunken.

Den Importen bei den drei relevanten Abfallschlüsselnummern stehen in den vergangenen Jahren steigende Exporte gegenüber, so dass Deutschland im Jahr 2020 erstmals Nettoexporteur war.

Hauptherkunftsländer der Importe sind insbesondere UK und die Niederlande. Mit dem deutlichen Rückgang der Importe aus UK verbleiben die Niederlande als Hauptimportland, wobei der bereits erwähnte Sonderfall der EVI Emlichheim zu berücksichtigen ist.

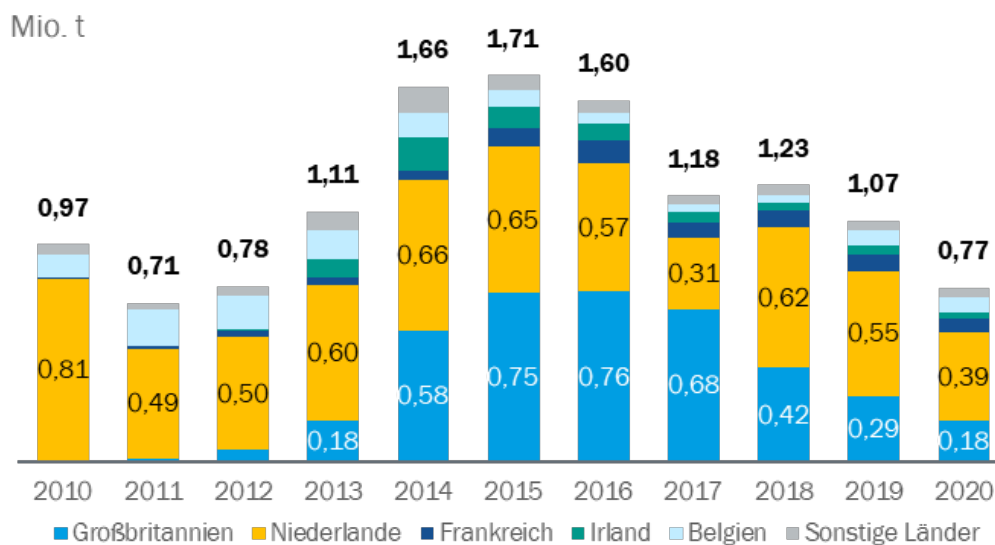


Abbildung 4.2: Import von relevanten Abfällen zur thermischen Behandlung (ASN 20 03 01, 19 12 10 und 19 12 12) nach Hauptherkunftsländern
Quelle: Umweltbundesamt

In Bezug auf die Zusammensetzung dominierten in den vergangenen Jahren eher die aufbereiteten Brennstoffe (ASN 19 12 10) aus UK. Ihr Rückgang korrespondiert mit dem Rückgang der Importe aus UK insgesamt. Mit den konstanten Importen aus den Niederlanden steigt aufgrund des Sonderfalls Emlichheim der Anteil der gemischten Siedlungsabfälle an den Importen, der 2020 bei 34 % lag.

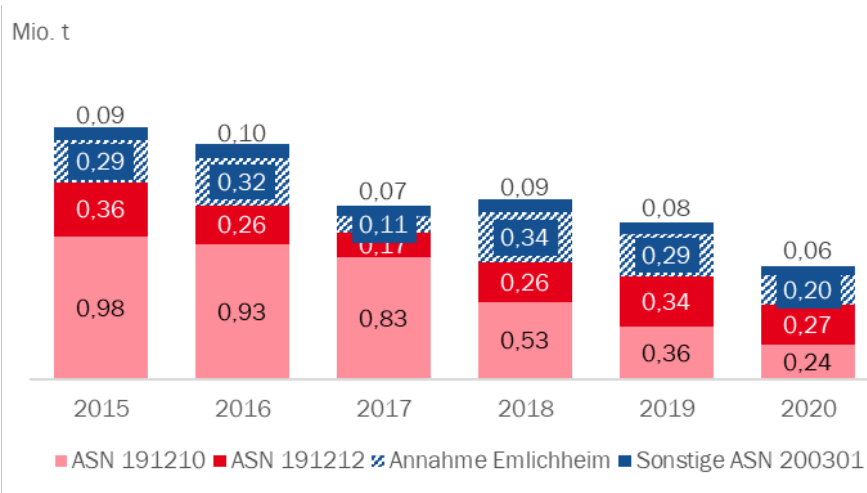


Abbildung 4.3: Import von relevanten Abfällen zur thermischen Behandlung (ASN 20 03 01, 19 12 10 und 19 12 12) nach Abfallschlüsselnummern
Quelle: Umweltbundesamt

Im Fall der **Exporte** dominieren die Schweiz als Empfängerland. Hierbei handelt es sich primär um gemischte Siedlungsabfälle, die auf langjährigen Vertragsbeziehungen mit der Schweiz basierten, die im Zuge der Umsetzung der TAsi 2005 und damals fehlender Kapazitäten in Baden-Württemberg geschlossen wurden. Die Verträge sind bereits teilweise ausgelaufen.

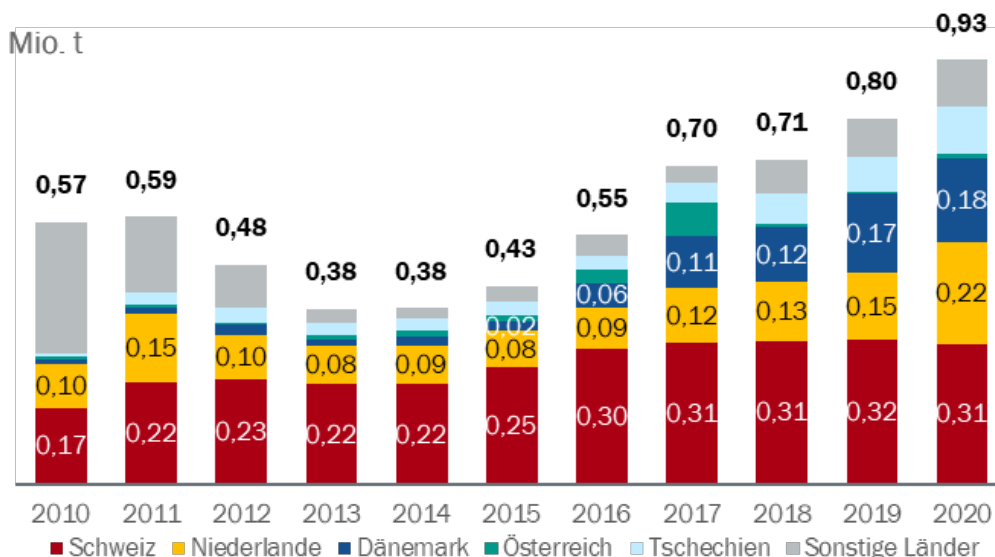


Abbildung 4.4: Export von relevanten Abfällen zur thermischen Behandlung (ASN 20 03 01, 19 12 10 und 19 12 12) nach Hauptverbleibsländern
Quelle: Umweltbundesamt

Aufgrund der spezifischen Exportsituation in die Schweiz werden auch gemischte Siedlungsabfälle exportiert. Dennoch dominieren in den vergangenen Jahren eher

brennbare Abfälle der Abfallschlüsselnummern 19 12 10 und 19 12 12, die anteilig auch in Zementwerken mitverbrannt werden.

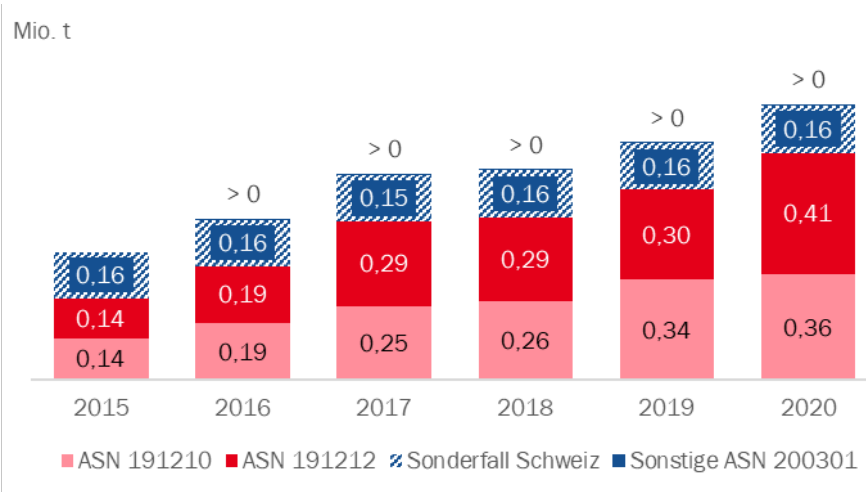


Abbildung 4.5: Export von relevanten Abfällen zur thermischen Behandlung (ASN 20 03 01, 19 12 10 und 19 12 12) nach Abfallschlüsselnummern
Quelle: Umweltbundesamt

4.2 Einschätzung zu den Auswirkungen des BEHG

Die Einbeziehung der Abfallverbrennung in das BEHG und die damit verbundenen höheren Kosten werfen die Frage nach „Ausweichstrategien“ aus wirtschaftlichen Erwägungen auf. Marktteilnehmer äußerten Bedenken in Bezug auf einen Anstieg der Exporte allgemein und illegaler Exporte von brennbaren Abfällen in benachbarte EU-Mitgliedsstaaten sowohl zur thermischen Behandlung als auch zur Deponierung im Besonderen. Letztere Bedenken tauchten bei Marktteilnehmern insbesondere durch die nach dem Importverbot von China für Kunststoffabfälle bekannt gewordenen illegalen Exporten nach Polen¹⁵ bzw. in die Türkei¹⁶ auf. Aber auch innerhalb Deutschlands gibt es illegale Müllkippen, auf denen insbesondere Baumischabfälle entsorgt wurden.¹⁷

Grundsätzlich ist ein steigender Export von thermisch zu behandelnden Abfällen mit der Einbeziehung der Abfallverbrennung in das BEHG im Sinne von Preis getriebenen „Ausweichstrategien“ und Markturbulenzen zu erwarten. Es bleibt jedoch die Frage, welchen Gesamtumfang entsprechende illegale Exporte haben und wie nachhaltig sie im Einzelnen sein werden. Auf der Grundlage der verfügbaren Informationen und aus heutiger Sicht sind illegale Exporte als direkte Folge der Einbeziehung der Abfallverbrennung in das BEHG in Umfang und Nachhaltigkeit in Summe – bezogen auf die

¹⁵ siehe u.a. <https://www.ndr.de/fernsehen/sendungen/panorama3/Deutscher-Muell-auf-illegalen-Deponien-in-Polen,muell932.html>

¹⁶ siehe u.a. <https://taz.de/Abfallexporte-in-die-Tuerkei!/5831277/>, [Report: Game Of Waste \(greenpeace.de\)](https://www.greenpeace.de/reports/game-of-waste)

¹⁷ siehe u.a. <https://www.ndr.de/fernsehen/sendungen/panorama3/Illegale-Muellhalden-Behoerden-haeufig-machtlos,muell924.html>

rund 26 Mio. t in TAB thermisch behandelte Abfälle – als begrenzt bzw. begrenztbar zu bewerten. Regionalspezifisch können diese Effekte im Markt jedoch größere Auswirkungen bewirken. Je nach konkreter regulatorischer Ausgestaltung werden sich illegale Exporte auf spezifische Abfallarten mit einem hohen fossilen Anteil (insbesondere Kunststoff-Fraktionen) fokussieren.

Diese Einschätzung basiert auf Analysen zu den Fragestellungen, ob entsprechende Exporte nachhaltig durchgeführt werden

- **können**, d. h. ob entsprechende Kapazitäten zur Aufnahme entsprechender Mengen vorhanden sind bzw. aufgebaut werden,
- **dürfen**, d. h. ob entsprechende Notifizierungen für die Verbringung der brennbaren Abfälle erteilt werden bzw. auch
- **wollen**, d. h. ob gegensteuernde Maßnahmen seitens der Marktteilnehmer erfolgen.

Im Ergebnis der Analysen kann Folgendes festgestellt werden:

1. Die verfügbaren Kapazitäten zur thermischen Behandlung in angrenzenden Mitgliedsstaaten sind teilweise begrenzt

Die Kapazitätssituation in den angrenzenden Mitgliedsstaaten, die für potenzielle Exporte an brennbaren Abfällen aus Deutschland in Frage kommen, sind differenziert zu bewerten.

Ausreichende Kapazitäten sind bisher in Benelux und den skandinavischen Ländern verfügbar, die aufgrund ihrer bisherigen Importstrategien und der sich weiter reduzierenden Verfügbarkeit aus UK brennbare Abfälle auch aus Deutschland importieren bzw. zukünftig importieren könnten. Allerdings zeichnet sich auch ein Trend zur Reduzierung der verfügbaren Kapazitäten bzw. eine Begrenzung von Importen ab. So plant Dänemark als bisher relevantes Importland von brennbaren Abfällen mit mehr als 1 Mio. t jährlich im Zuge seiner Zero-Waste-Strategie eine Halbierung der thermischen Behandlungskapazitäten, die dann primär für nationale Abfälle zur Verfügung stehen. Sollte die Schließung der nicht benötigten thermischen Kapazitäten aufgrund der Einbindung der Anlagen in die regionale Wärmeversorgung nicht oder nicht in vollem Umfang erfolgen, wird sich die Nachfrage auch auf den insbesondere norddeutschen Raum ausweiten und der Preis eine relevante Triebkraft darstellen.

Die Niederlande haben seit 2020 eine Importsteuer für Abfälle zur Verbrennung in Höhe von 32 €/t Abfall eingeführt, die bei der Kalkulation entsprechend zu berücksichtigen ist. Belgien fokussiert in seiner Abfallstrategie ebenfalls eher auf die nationale Entsorgungsautarkie.

Die Möglichkeiten für die kurz- bis mittelfristige Verbringung von Abfällen zur thermischen Behandlung in andere angrenzende Mitgliedsstaaten, wie beispielsweise Polen, Tschechien oder Frankreich sind begrenzt. Der geplante Zubau an Kapazitäten insbesondere in Polen und Tschechien aber auch anderen insbesondere

osteuropäischen Staaten wird in diesen Ländern dringend benötigt, um ausreichend alternative Behandlungskapazitäten für die Erreichung des maximal 10 % Zieles für die Deponierung von Siedlungsabfällen zu erreichen.

Da parallel auch die Getrennterfassungs- und damit verbundenen Aufbereitungs- und Recyclingaktivitäten steigen, werden zusätzliche thermische Behandlungskapazitäten für die Sortier- und Aufbereitungsreste benötigt. Dies wird in steigendem Maße in der Mitverbrennung in der Zementindustrie erfolgen, die weiterhin an einer steigenden Substitution von Primärenergieträgern interessiert ist. Der tatsächliche Einsatz wird von der Qualität der brennbaren Abfälle abhängen. Hier sind Potenziale für Exporte gegeben, die jedoch eine entsprechend hochwertige Aufbereitung erfordern.

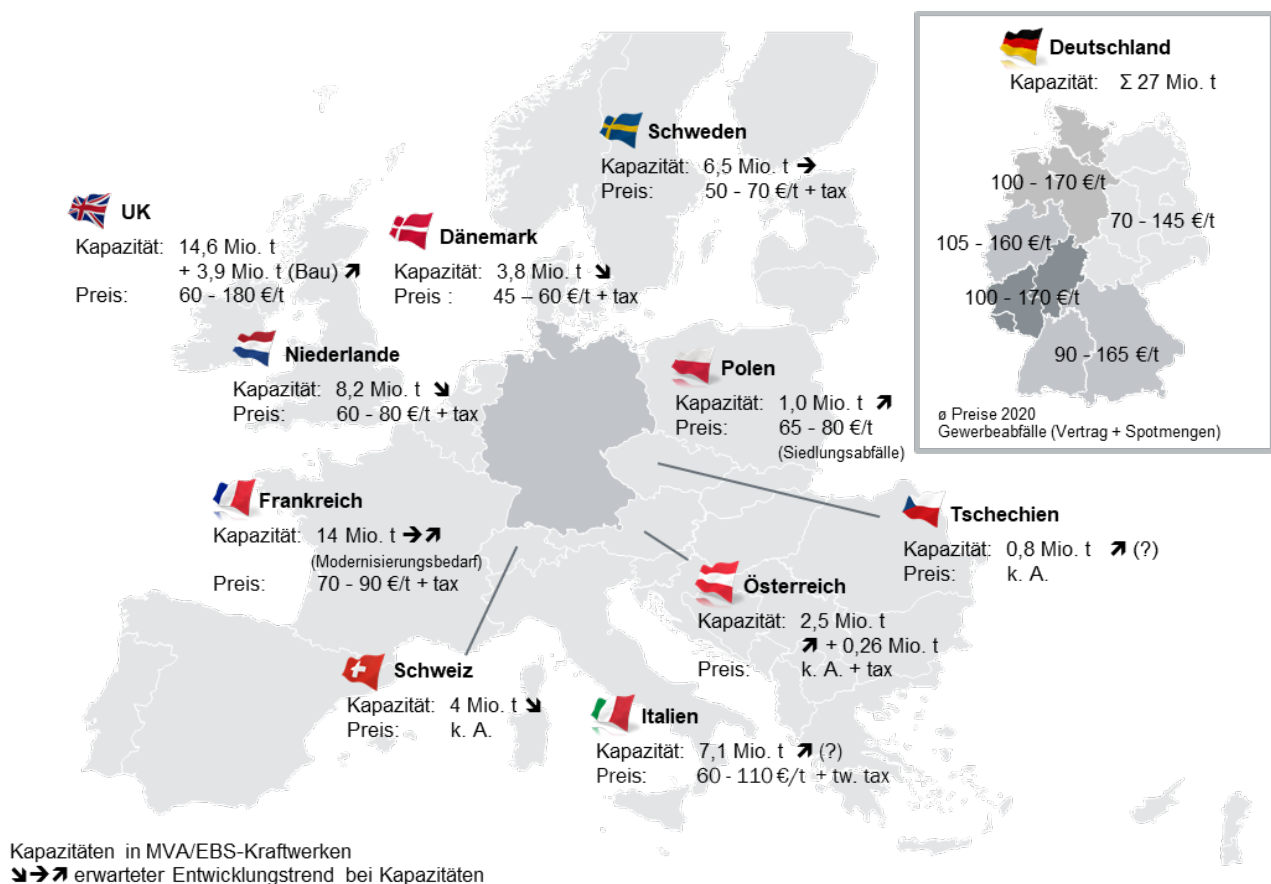


Abbildung 4.6: Kapazitäten und durchschnittliche Behandlungspreise in Nachbarländern
Quellen: Euwid, Eigenrecherchen des Projektteams

Inwieweit zukünftige Anlagenplanungen in anderen Ländern stärker die sich ergebenden potenziellen Chancen für Importe aus Deutschland im Falle einer Besteuerung berücksichtigen, ist derzeit nicht final abschätzbar. Ein langfristig relevanter Einfluss wird jedoch unter Berücksichtigung der nachfolgenden Aspekte derzeit nicht gesehen, sofern die entsprechenden Regelungen auch umgesetzt werden.

2. Exporte unterliegen den rechtlichen Regelungen des Abfallverbringungssetzes und der EU-Abfallverbringungsverordnung

Grenzüberschreitende Verbringungen von Abfällen unterliegen den rechtlichen Regelungen der EU-Abfallverbringungsverordnung 1013/2006 (VVA) sowie des ergänzenden bundesrechtlichen Abfallverbringungsgesetzes (AbfVerbrG).

Das AbfVerbrG hat im § 2 den Grundsatz der Autarkie für alle Abfälle zur Beseitigung verankert, nach dem die Beseitigung im Inland immer den Vorrang vor einer Beseitigung im Ausland hat. Damit sind Exporte zur Deponierung (einschließlich brennbarer Abfälle der VVA) rechtlich begrenzt. Dies gilt entsprechend für gemischte Siedlungsabfälle (Abfallschlüssel 20 03 01).

Die VVA ist derzeit im Überarbeitungsprozess. Ziel der überarbeiteten EU-Abfallverbringungsverordnung ist entsprechend dem Vorschlag der EU-Kommission von November 2021 die Gewährleistung einer nachhaltigen Bewirtschaftung der Abfälle in den jeweiligen Empfängerländern sowie die Bekämpfung illegaler Abfallverbringungen. Erleichtert werden sollen hingegen Verbringungen von Abfällen zum Recycling und zur Wiederverwendung. Mit der neuen EU-Abfallverbringungsverordnung werden neue und strengere Bedingungen für die Verbringung von Abfällen sowohl zur Verbrennung als auch zur Deponierung eingeführt. Dies bezieht sich nicht nur auf die gefährlichen Abfälle, sondern auch auf gemischte Siedlungs- sowie unsortierte Kunststoffabfälle. Mit dem Ziel der vollständigen Digitalisierung aller Begleitunterlagen soll zudem die Rückverfolgbarkeit der Verbringung von grün gelisteten Abfällen leichter werden, um eine unsachgerechte Bewirtschaftung identifizieren zu können. Bei „wertstoffhaltigen Fraktionen“ werden beispielsweise maximale Obergrenzen für Fremdstoffanteile (Verunreinigungen) definiert, die im Falle von Kunststoffen bei max. 2 % - 6 % liegen sollen¹⁸.

Bei Verbringungen in OECD-Länder sollen EU-Unternehmen eine umweltgerechte Bewirtschaftung der exportierten Abfälle sicherstellen, d. h., die finalen Behandlungsanlagen sollen einer unabhängigen Prüfung unterliegen.

Flankiert werden die Ziele der überarbeiteten EU-Abfallverbringungsverordnung durch zusätzliche Maßnahmen seitens der nationalen Vollzugsbehörden, die zum Teil als Reaktion auf nicht sachgerechte Verbringungen in der Vergangenheit erfolgen. So hat Polen beispielsweise auf die nach dem Importverbot Chinas gestiegenen Importe von Kunststoffgemischen zur Deponierung mit einer Registrierungspflicht für alle Abfallimporte nach Polen über das SENT-System reagiert.

In Abhängigkeit von der tatsächlichen Umsetzung der rechtlichen Regelungen könnten Lücken für Scheinverwertungen genutzt werden, da aufbereitete Abfälle (z. B. Abfallschlüssel 19 12 12) nicht explizit in die überarbeiteten Regelungen der

¹⁸ Correspondents' Guidelines No 12 on the classification of plastic waste, <https://ec.europa.eu/environment/system/files/2021-12/Correspondents%27%20guidelines%20No%2012%20final%20Nov%202021%20corr1.pdf>

EU-Abfallverbringungsverordnung zur Verbringung von Abfällen sowohl zur Verbrennung als auch zur Deponierung aufgenommen wurden.

Die durch strenge Regulierungen und hohe Kosten beförderte Möglichkeit der illegalen Abfallverbringung ist eine nicht auszuschließende Begleiterscheinung, wie in einer aktuellen Studie aus dem Jahr 2021 „Mapping the risk of serious and organised crime infiltrating legitimate businesses“¹⁹ dargelegt wurde. Dieser Aspekt ist nicht zu unterschätzen, Maßnahmen zur Stärkung des Vollzugs werden jedoch diskutiert und teilweise in den Mitgliedsstaaten auch bereits umgesetzt. Ausweichstrategien in Richtung illegaler Verbringung werden entsprechende Reaktionen des Vollzugs folgen.

3. Über ihre Aufgabe als Schadstoffsенke ermöglichen die Thermischen Abfallbehandlungsanlagen die Substitution von fossilen Brennstoffen und erfüllen wichtige Aufgaben bei der Energieversorgung.

Die thermische Abfallbehandlung stellt eine notwendige Senke für die Ausschleusung für viele Abfallarten dar, die nicht wieder in den Produktionskreislauf zurückgeführt werden können. Dies erfolgt als hochwertige thermische Verwertung und ermöglicht die Substitution von fossilen Brennstoffen und die Bereitstellung von Energie in Form von Strom, Dampf und Fernwärme. Hierzu bestehen zahlreiche Lieferverpflichtungen, die eine kontinuierliche Versorgung mit Abfällen erfordert. Im Falle von relevanten Exporten im Zuge des BEHG, die zu Engpässen bei den thermischen Abfallbehandlungsanlagen führen, sind Marktreaktionen z. B. in Form von flexibleren Beschaffungsstrategien und Preisstrategien zu erwarten, die eine deutlich differenziertere und flexiblere Umlage der CO₂-Abgaben an die Kunden (Input-, Outputseitig) erwarten lassen. Ziel wird es sein, „allgemeine“ Exporte in größerem Ausmaß zu vermeiden. Der Anteil der Abfallfraktionen, die über einen hohen fossilen Anteil verfügen (primär kunststoffhaltige Abfälle), ist bezogen auf die Gesamtmenge eher begrenzt.

4. Transportkosten und -kapazitäten werden zunehmend zu einem begrenzenden Faktor

Mit knapper werdenden Transportkapazitäten und steigenden Transportkosten reduzieren sich Möglichkeiten und wirtschaftliche Relevanz von Exporten in größerem Umfang.

¹⁹ <https://op.europa.eu/de/publication-detail/-/publication/ab3534a2-87a0-11eb-ac4c-01aa75ed71a1/language-en>

5 Möglichkeiten zur regulatorischen Ausgestaltung

Bei Einbeziehung der Abfallbrennstoffe in den nationalen Emissionshandel sind bis zum Beginn der Berichtspflicht im Jahr 2023 sachgerechte Durchführungsregelungen festzulegen. Vor diesem Hintergrund sollen die Möglichkeiten zur Ausgestaltung der Durchführungsregelungen untersucht und bewertet werden, um anschließend Handlungsempfehlungen daraus abzuleiten. In die Überlegungen ist auch eine möglicherweise erforderliche Anpassung des BEHG einzubeziehen.

Vor diesem Hintergrund werden im Folgenden **Optionen** und Auswirkungen zu folgenden Fragen zur Diskussion gestellt:

1. **Wo** werden Emissionen erfasst? **Wer** muss über die Emissionen berichten?
2. **Wie** muss der Verantwortliche die Emissionen erfassen und berichten?

5.1 Wo werden Emissionen erfasst (point of regulation) und wer muss über die Emissionen berichten?

5.1.1 Diskussion Verantwortlicher

Ausgangspunkt für die Diskussion der Erfassung von Emissionen und der Verantwortlichkeit bei der Emissionsberichterstattung bei der Verbrennung von Abfällen ist das Konzept des BEHG, im Unterschied zum EU-ETS, beim Brennstoff anzusetzen und daher im Grundsatz diejenigen als **Verantwortliche** in die Pflicht zu nehmen, die Brennstoffe „in Verkehr bringen“, „Verantwortliche“ sind dabei definiert als

„die (...) Person oder Personengesellschaft, die für die Tatbestände nach § 2 Absatz 2 als Steuerschuldner definiert ist, auch wenn sich ein Verfahren der Steuerbefreiung anschließt (...)“

§ 2 BEHG nimmt Bezug auf die Entstehungstatbestände aus dem Energiesteuergesetz (EnergieStG) § 23 Abs. 1 Energie StG lautet in diesem Zusammenhang

Für andere als in § 4 genannte Energieerzeugnisse (...) entsteht die Steuer, dass sie

1. *erstmal im Steuergesetz als Kraft- oder Heizstoff oder als Zusatz oder Verlängerungsmittel von Kraft- oder Heizstoffen abgegeben werden,*
2. *im Steuergesetz als Kraft- oder Heizstoff verwendet werden, wenn eine Steuer nicht nach Nummer 1 entstanden ist (...).*

Wichtig mit Blick auf eine sachgerechte Zuordnung von Verantwortlichkeiten im Bereich der Abfallwirtschaft ist es, sich die Vielzahl an unterschiedlichen Akteuren und Strukturen im Prozess der Erzeugung, Sammlung und (ggf.: Vor-) Behandlung von Abfällen vor Augen zu führen, hierbei sind die Prozesse für Abfälle aus Haushalten

einerseits und Gewerbe andererseits vor dem Hintergrund gesetzlicher und organisatorischer Rahmenbedingungen verschieden. Die folgende – nicht abschließende – Abbildung 5.1 skizziert Akteure und Rollen in diesen Prozessen:

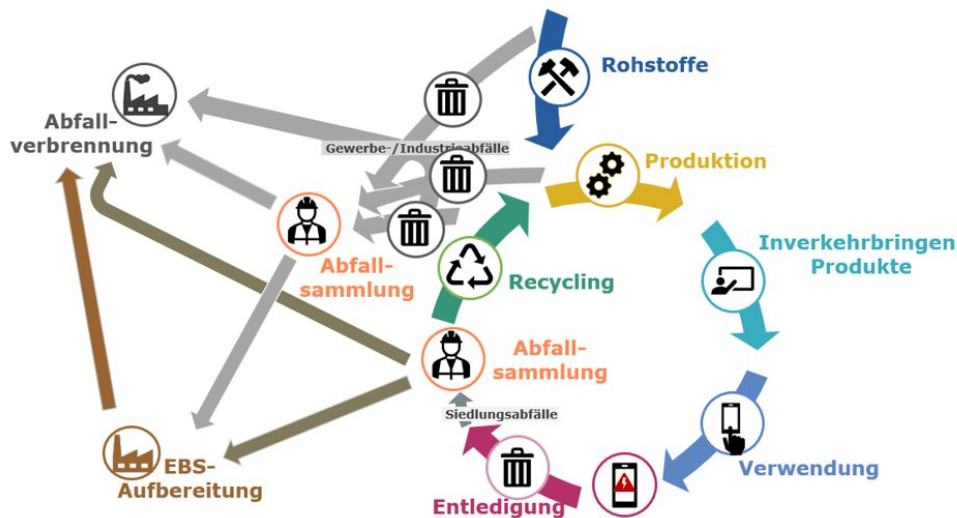


Abbildung 5.1: Akteure und Rollenverteilung

Die in Abbildung 5.1 dargestellte Prozesskette weist eine Reihe von **Akteuren** auf. Im Folgenden werden Argumente zur Bewertung mit Blick auf eine **grundsätzliche Eignung** der Akteure als Verantwortliche bzw. Berichtspflichtige im System des BEHG, insbesondere unter dem Aspekt der Vollzugstauglichkeit einer Rechtsverordnung, dargestellt:

1. Inverkehrbringer von Produkten
 - ist allein angesichts des unklaren Entsorgungsschicksals im Moment der Vermarktung für die Rolle als Verantwortlicher ausgeschlossen
2. Bürger / private Haushalte als Erzeuger/Besitzer von Abfällen
 - Einflussnahme beschränkt sich auf die Abfalltrennung und beinhaltet nicht die Entscheidung bzw. die Informationen über die weiteren Entsorgungswege
3. Gewerbliche Erzeuger/Besitzer von Abfällen
 - bei Entledigung und Überlassung an Entsorger ähnliche Konstellation wie 2), bei Direktanlieferung von Abfällen oder Neuerzeugung eines für die Verbrennung vorgesehenen Abfalls/Ersatzbrennstoffs anders (letzteres überschneidet sich mit 4)
4. Öffentlich-rechtlicher Entsorgungsträger (örE)
 - übernimmt die überlassungspflichtigen Abfälle vom Erzeuger und organisiert die Entsorgung: Sammlung und Transport entweder mit eigenem Betrieb oder durch beauftragten Entsorger, Behandlung in einer eigenen Anlage (bei Restabfall eher selten (bei MBA oder eigener MVA/-Beteiligung) oder in Anlagen Dritter, ermittelt über Ausschreibung; bei Abfällen außerhalb des Zuständigkeitsbereichs (z. B. LVP, gewerbliche Abfälle) kein Einfluss und keine Informationen über Entsorgungswege und -massen

5. Anlieferer an Verbrennungsanlage

- i. d. R. Entsorgungsunternehmen, die häufig z. B. von öRE oder Gewerbebetrieben mit der Sammlung bzw. dem Transport zur Entsorgungsanlage beauftragt werden
- Entsorgungsweg zu diesem Zeitpunkt eindeutig, Informationen zu Abfallarten (ASN) und Massen i. d. R. verfügbar
- bei Direktanlieferungen an den Anlagen wären Bürger bzw. Gewerbebetriebe Betroffene

6. Betreiber der Verbrennungsanlage

- Entsorgungsweg zu diesem Zeitpunkt eindeutig; Informationen zu Abfallarten (ASN) und Massen i. d. R. verfügbar
- Anzahl ggü. 5 ggf. überschaubarer (noch abhängig von der Anzahl der einzubeziehenden Anlagen)
- Ansätze für Monitoring und Überwachung hier ggf. besser gegeben (abhängig von Verfahren, siehe 5.2).

Nach derzeitiger Bewertung sind mögliche points of regulation bei der Erfassung der Emissionen und damit taugliche **Verantwortliche** die Akteure **Anlieferer** und **Anlagenbetreiber**, insbesondere weil eine (weitere) Einflussnahme auf den Entsorgungsweg durch die Verantwortlichen (erst) an dieser Stelle der Kette ausgeschlossen ist. Die anderen aufgeführten Akteure werden aus den genannten Gründen als Verantwortliche im Sinne des BEHG als nicht geeignet bewertet.

Die folgende Tabelle stellt vertiefende spezifische Argumente gegenüber, die sich zur Definition der Akteure **Anlieferer** und **Anlagenbetreiber** als Verantwortliche ergeben.

Anlieferer an Verbrennungsanlage

Zuordnung zu Tatbeständen des § 23 EnergieStG: „**Abgeben**“ (§ 23 Abs. 1 Nr. 1 EnergieStG)

Spezifische Aspekte und Argumente:

- Die Adressierung des Anlieferers würde die Etablierung eines anspruchsvollen neuen Systems ohne direktes Vorbild notwendig machen ohne Möglichkeit, auf eingeführte Definitionen und Konzepte Bezug zu nehmen. Dies gilt (siehe oben) insbesondere auch für den Begriff „Anlieferer“, für den keine eindeutige gesetzliche Definition besteht, auf die Bezug genommen werden könnte. Dies könnte zu Diskussionen, Vollzugsschwierigkeiten und Umgehungsstrategien je nach gewählter Definition führen.
- Grundsätzlich ist zu erwarten, dass bei Direktanlieferungen an den Anlagen private Akteure bzw. Gewerbebetriebe konzeptuell Teil des Begriffs „Verantwortliche“ sein müssten - dadurch besteht Gefahr einer unüberschaubaren Vielzahl von Verantwortlichen.

- Erfordert keine gesetzliche Anpassung des BEHG (da Prioritätenfolge des § 23 EnergieStG verbleibt), andererseits ist aber ein Nutzbarmachen von Erfahrungen aus Anwendung des EU-ETS bei Abfallverbrennung in anderen EU-Mitgliedstaaten nicht möglich.
- Geklärt werden muss eine Vermeidung von ETS-Doppelerfassungen beim Einsatz von Sekundärbrennstoffen in ETS-Anlagen.
- Da Informationen zu den abgegebenen Abfällen ermittelt werden können, können Ansätze für Monitoring und Überwachung für die daraus entstehenden Emissionen erarbeitet werden (siehe 5.2).
- Es ist nicht ausgeschlossen, dass in absehbarer Zeit die Einbeziehung von Abfallverbrennungsanlagen in den EU-ETS beschlossen wird (wie vom Berichterstatter des EP für die Revision der ETS-Richtlinie im Januar 2022 vorgeschlagen) - nimmt man diesen Fall an, stellt sich die Frage, ob der Aufwand eines neu geschaffenen komplexen Systems im Vergleich zum Ansetzen bei der Anlage gerechtfertigt wäre.

Betreiber der Verbrennungsanlage

Zuordnung zu Tatbeständen des § 23 EnergieStG: „**Verwenden**“ (§ 23 Abs. 1 Nr. 2 EnergieStG)

Spezifische Aspekte und Argumente:

- Die Anzahl Verpflichteter ist u. U. überschaubarer (abhängig von der Anzahl der einzubeziehenden Anlagen, siehe weiter unten)
- Etabliertes Konzept und Definition von „Anlage“ und „Betreiber“
- Erfordert vermutlich gesetzliche Anpassung des BEHG (da Prioritätenfolge des § 23 EnergieStG umgekehrt wird), andererseits aber Nutzbarmachen von Erfahrungen aus Anwendung des EU-ETS bei Abfallverbrennung in anderen EU-Mitgliedstaaten möglich
- Da Emissionen in Anlagen entstehen, können Ansätze für Monitoring und Überwachung dieser analog zu EU-ETS erarbeitet werden (siehe 5.2)
- Im Fall einer Erweiterung des EU-ETS (wie vom Berichterstatter des EP für die Revision der ETS-Richtlinie im Januar 2022 vorgeschlagen) ist für die betroffenen Akteure (Anlieferer *und* Anlagen) kein Umstellungsaufwand erforderlich

Tabelle 5.1: Gegenüberstellung von vertiefenden spezifischen Argumenten zur Geeignetheit als Verantwortlicher für die Akteure „Anlieferer“ und „Betreiber der Anlage“

Zwischenergebnis:

- Keiner der beiden Optionen **Anlieferer** und **Anlagenbetreiber** als Verantwortliche im BEHG können a priori ausgeschlossen werden, in beiden Fällen ergeben sich allerdings jeweils spezifische Folgen, Risiken und Schwierigkeiten.

- Während einige Folgen durch die Wahl von Ausschlussstatbeständen und die Definition geeigneter Monitoring- und Überwachungsvorgaben verringert werden, die für die gewählte Option relevant sind, lassen sich namentlich die folgenden Aspekte jeweils nicht beseitigen:
- Im Fall der Wahl der Option „Anlieferer“ ist ein neues rechtliches Konzept/ Definition zu entwickeln mit den damit verbundenen Unsicherheiten und eventuellen Abgrenzungsschwierigkeiten.
 - Im Fall der Option „Anlagenbetreiber“ besteht die Notwendigkeit einer Anpassung des BEHG sowie eine gewisse Abweichung zum sonstigen Ansatz des BEHG, indem für die Entstehung der Berichtspflicht auf die Verwendung des Brennstoffs anstelle des Inverkehrbringens des Brennstoffs abgestellt wird.

5.1.2 Diskussion Einbeziehung und Ausschluss von (bestimmten) Anlagen und (bestimmten) Abfällen

Zur Frage, **welche Anlagen und welche Abfälle der Berichtspflicht** unterliegen werden, sind verschiedene Ansätze zu untersuchen:

- a) alle energetisch verwerteten Abfälle oder Anlagen, die entsprechende Abfälle einsetzen
- b) Beschränkung auf bestimmte Abfallarten (z. B. bei sehr geringem Anteil an fossilem Kohlenstoff)
- c) Beschränkung auf bestimmte Anlagen auf Grundlage des Abfalldurchsatzes bzw. der Anlagenleistung
- d) Kombination aus b) und c)

Bei der Diskussion muss wiederum insbesondere der Aspekt der Vollzugstauglichkeit der Regulierung berücksichtigt werden. Daher wurden mögliche Optionen ermittelt, die an bestehende, rechtlich etablierte Konzepte anschließen. Des Weiteren sollte ein Ausschluss bestimmter Anlagen bzw. Abfallarten den inhaltlichen Bewertungskriterien folgen:

- Erfassungsanteil der eingesetzten Abfälle sollte so hoch wie möglich sein,
- Anzahl Verantwortlicher sollte so gering wie möglich sein sowie
- Verlagerungseffekte zwischen den Anlagen sollten vermieden werden (kein Anreiz für CO₂-preisfreien Einsatz von Abfällen in nicht einbezogenen Anlagen)

Grundsätzlich erfasste Anlagentypen

Auf Grundlage der oben skizzierten Vorüberlegungen ist es naheliegend, für die Optionen mit Blick auf die zu erfassenden Anlagentypen etablierte Konzepte des Immissionsschutzrechts als Ausgangspunkt für die zu erfassenden Anlagentypen zu nehmen, um diese dann ggf. durch spezifische Ausnahmen vom Anwendungsbereich wieder

einzuschränken. Insofern erscheinen folgende drei (hier so bezeichnete) Optionen grundsätzlich möglich:

- 1) Verwendung des **Anlagenkonzepts** im Sinne des BImSchG – erfasst werden unabhängig von der Genehmigungsbedürftigkeit alle Anlagen im Sinne des § 3 Abs. 5 BImSchG, die Abfälle einsetzen
- 2) Verwendung des **Abfallverbrennungs- und Abfallmitverbrennungsanlagenkonzepts** entsprechend § 1 Abs. 1 Nr. 1 der 17. BImSchV – erfasst werden alle nach § 4 BImSchG genehmigungsbedürftigen Abfallverbrennungs- und Abfallmitverbrennungsanlagen (unabhängig vom entsprechenden Eintrag im Anhang zur 4. BImSchV), in denen Abfälle eingesetzt werden
- 3) Verwendung des Konzepts von **Anlagen zur thermischen Behandlung von Abfällen** entsprechend Nr. 8.1.1 des Anhangs zur 4. BImSchV – erfasst werden alle nach § 4 BImSchG genehmigungsbedürftigen Anlagen, die für eine in Nr. 8.1.1 genannte Tätigkeit genehmigt sind

Es ist davon auszugehen, dass nicht alle Anlagen, die in den Anwendungsbereich der 17. BImSchV fallen, auch eine Genehmigung nach Punkt 8.1.1 des Anhangs zur 4. BImSchV haben und sich Option 2) und 3) daher insofern unterscheiden, dass das (hier so genannte) Abfallverbrennungs- und Abfallmitverbrennungs-Anlagenkonzept mehr Anlagen umfasst. Mit Blick auf die Fragen

- wieviele Anlagen das betrifft,
- nach welchen Einträgen des Anhangs zur 4. BImSchV diese genehmigt sind und
- inwieweit gerade diese zusätzlichen Anlagen schon heute bezüglich der dort verbrannten Abfälle dem EU-ETS unterliegen,

konnten auf Grundlage der im Rahmen dieses Vorhabens verfügbaren Quellen keine robusten Informationen ermittelt werden.

Die folgende Tabelle 5.2 diskutiert diese Optionen vor dem Hintergrund der oben eingeführten inhaltlichen Bewertungskriterien (Erfassungsquote, Verantwortliche, Verlagerungseffekte) zunächst grob anhand der angegebenen Annahmen.

		<i>so hoher Erfassungsanteil der eingesetzten Abfälle wie möglich</i>	<i>so geringe Anzahl Verantwortlicher wie möglich</i>	<i>Vermeidung von Verlagerungsstrategien</i>
(1)	Anlagenkonzept	vollständige Erfassung	massive Anzahl Verpflichteter; disproportionaler Erfassung	ausgeschlossen
(2)	Abfallverbrennungs- und Abfallmitverbrennungsanlagenkonzept	niedrigere Anzahl als (1), Anzahl* vermutlich signifikant höher als (3)	hohe Anzahl Verpflichteter	vermutlich überschaubar

		<i>so hoher Erfassungsanteil der eingesetzten Abfälle wie möglich</i>	<i>so geringe Anzahl Verantwortlicher wie möglich</i>	<i>Vermeidung von Verlagerungsstrategien</i>
(3)	Konzept von Anlagen zur thermischen Behandlung von Abfällen	deutlich geringere Anzahl als (1), vermutlich signifikant geringere Anzahl als (2)	überschaubare Anzahl Verpflichteter	vermutliche Gefahr der Verlagerung in Anlagen nach Typ (2)

Tabelle 5.2: Optionen für grundsätzlich erfasste Anlagentypen– Input MVA und EBS-KW (* exakte Zahlen nicht öffentlich verfügbar – bei Landesbehörden vorhanden)

- Als Ausgangspunkt einer Regulierung wird Option (1) angesichts der Vielzahl von Verpflichteten für nicht vollzugsfähig gehalten und diese Option nicht.
- Die anderen Optionen können – bei den oben dargestellten Vorbehalten – nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden. Insofern bestünden bei Option 2 gegenüber Option 3 naturgemäß mehr Verantwortliche und umgekehrt bei Option 3 das Risiko von Verlagerungsstrategien eben in jene Anlagentypen, die zwar von Option 2 umfasst werden, nicht aber von Option 3.

Insgesamt besteht in diesem Bereich der Befund, dass für die Formulierung in einer Rechtsverordnung der rechtliche Genehmigungsstand hilfreich wäre und diesbezügliche Informationen öffentlich (auch in jüngeren wissenschaftlichen Veröffentlichungen²⁰ nicht diskutiert wurde und auch aus anderen Quellen wie dem Schadstofffreisetzungregister thru.de nicht ersichtlich ist) nicht verfügbar sind.

Bestimmte spezifisch ausgeschlossene Anlagentypen und Abfallarten

Im Bereich

- bestimmter Anlagentypen und
- bestimmter Abfalltypen,

die vom Anwendungsbereich einer entsprechenden Rechtsverordnung gezielt ausgeschlossen werden könnten, erscheinen folgende Optionen denkbar:

- Ausgeschlossen werden könnten Anlagen, die nach Eintrag 8.1.1.5 des Anhangs zur 4. BImSchV genehmigt wurden
 - Ausgenommen vom Anwendungsbereich würden Anlagen zur „*Verbrennung von weniger als 3 Tonnen nicht gefährlichen Abfällen je Stunde, soweit ausschließlich Altholz der Altholzkategorie A I und A II nach der Altholzverordnung verbrannt wird und die Feuerungswärmeleistung 1 Megawatt oder mehr beträgt*“
- Ausgeschlossen werden könnten Anlagen im Sinne von § 1 Abs. 2 Nr. 1 der 17. BImSchV,

²⁰ [Flamme et al \(2018\): Energieerzeugung aus Abfällen](#); [Dehoust \(2019\): Kapazitäten der energetischen Verwertung von Abfällen in Deutschland](#)

- Mithin „Abfallverbrennungs- oder -mitverbrennungsanlagen oder einzelne Abfallverbrennungs- oder -mitverbrennungslinien, die, abgesehen vom Einsatz der in den Nummern 1.2.1, 1.2.2 und 1.2.3 des Anhangs 1 der Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen aufgeführten Stoffe, ausschließlich bestimmt sind für den Einsatz von Biobrennstoffen gemäß § 2 Absatz 4 Nummer 2** der Verordnung über Großfeuerungs-, Gasturbinen- und Verbrennungsmotoranlagen, d. h.
 1. die Produkte land- oder forstwirtschaftlichen Ursprungs aus pflanzlichem Material oder Teilen davon, soweit sie zur Nutzung ihres Energieinhalts verwendet werden, und
 2. nachstehende Abfälle, wenn die erzeugte Wärme genutzt wird:
 - a) pflanzliche Abfälle aus der Land- und Forstwirtschaft,
 - b) pflanzliche Abfälle aus der Nahrungsmittelindustrie,
 - c) natürliche, nicht gefährliche Hölzer aus der Landschaftspflege, wenn sie aufgrund ihrer stofflichen Beschaffenheit mit den Hölzern aus der Forstwirtschaft vergleichbar sind,
 - d) faserige pflanzliche Abfälle und Ablaugen aus der Herstellung von natürlichem Zellstoff und aus der Herstellung von Papier aus Zellstoff, sofern sie am Herstellungsort mitverbrannt werden,
 - e) Korkabfälle,
 - f) Holzabfälle, hiervon ausgenommen sind Holzabfälle, die infolge einer Behandlung mit Holzschutzmitteln oder infolge einer Beschichtung halogenorganische Verbindungen oder Schwermetalle enthalten können, insbesondere Holzabfälle aus Bau- und Abbruchabfällen.

Bei beiden Optionen sind mehrheitlich Abfälle aufgeführt, die grundsätzlich der Nomenklatur nach einen sehr hohen biogenen Kohlenstoff-Anteil aufweisen und daher entsprechend der inhaltlichen Bewertungskriterien (Erfassungsquote, Verantwortliche, Verlagerungseffekte) geeignet sind. Inwieweit der hohe biogene Anteil auch einem im Sinne des BEHG geringen Emissionsfaktor gegenübersteht, ist beispielhaft beim Altholz der Kategorie II zu hinterfragen, da dieses zulässigerweise Anhaftungen in Form von Lack, Leim und Beschichtungen aufweisen darf. Ähnlich sieht das im Bereich der Papierherstellung aus, bei welchem zu einem größeren Anteil Zusatzstoffe in Form von Calciumcarbonat zugeführt werden, welches dann bei der Verbrennung der Reststoffe aus der Papierherstellung als mineralogisch gebundenes CO₂ freigesetzt werden kann und entsprechend zu nicht biogenen CO₂-Emissionen führt.

Insgesamt lässt sich zusammenfassen, dass für die konkrete Formulierung des Ausschlusses vom Anwendungsbereich für (bestimmte) Anlagen und (bestimmte) Abfälle eine möglichst gute Einschätzung der Anlagenanzahl, der in diesen Anlagen

verbrannten Abfallmengen (inklusive der Kenntnis der möglichen CO₂-Emissionen) und der rechtliche Genehmigungsstand der jeweiligen Anlage hilfreich wäre.

5.2 Wie muss der Verantwortliche die Emissionen erfassen und berichten?

Für den Bereich des EU-ETS erfolgt die CO₂-Emissionsberichterstattung in EU-ETS-Anlagen (wie z. B. Zement- oder Kraftwerken, die aufbereitete Abfälle mitverbrennen) entsprechend der EU-Monitoring Verordnung 2018/2066 (MVO) und der bestehenden Vollzugspraxis im Rahmen des EU-Emissionshandels.

Seitens der Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt) wird dazu ein Leitfaden²¹ zur Verfügung gestellt, welcher u. a. die Anforderungen der MVO konkretisiert. Die MVO verweist an zahlreichen Stellen auf „anerkannte Standards“ (CEN-, ISO-, DIN-Normen usw.). Diese Normen müssen bei Durchführung der nach der MVO erforderlichen Mess-, Probenahme- und Analyseverfahren entsprechend der Hierarchievorgabe der MVO (vgl. Art. 32 und 42 MVO) beachtet und angewendet werden. Die DEHSt gibt vor, dass für bestimmte Stoffe (z. B. Abfälle), für die keine spezifisch zugeschnittenen Normen zur Verfügung stehen, vorhandene Normen mit einem vergleichbaren Anwendungsbereich sinngemäß angewendet werden.

Hinsichtlich der im Rahmen der Studie relevanten Abfälle werden von der DEHSt zwei Handreichungen²² zur Probenahme und zur Auswertung von Analysedaten zur Verfügung gestellt, welche die Überwachungsmethoden im Bereich von Abfällen, beim Einsatz von Sekundärbrennstoffen, im EU-ETS konkretisieren. Sekundärbrennstoffe unterscheiden sich deutlich von nicht oder nur wenig vorbehandelten Abfällen. So differenziert die Gütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe und Recyclingholz e. V. (BGS e. V.) in der *RAL GZ 724* zwischen Abfällen und Ersatzbrennstoffen. Ersatzbrennstoffe werden im Weiteren in sogenannte heizwertreiche Fraktionen mit geringerer Aufbereitungstiefe und hochwertige Sekundärbrennstoffe unterschieden. Letztere werden durch eine gezielte Aufbereitung erzeugt und durchlaufen zum Erhalt des Gütezeichens ein geschlossenes System zur Qualitätssicherung.

Sekundärbrennstoffe sind u. a. im Hinblick auf die Stückgröße und die Homogenität in der Zusammensetzung nicht mit wenig oder nicht vorbehandelten Abfällen vergleichbar. Die Festlegungen in den Überwachungsplänen beim Einsatz von Sekundärbrennstoffen, insbesondere hinsichtlich der Probenahme, sind nicht auf Abfälle zu übertragen. Entsprechend sind Methoden zur Überwachung und Berichterstattung über Emissionen für Abfälle zu erarbeiten.

Im Rahmen des BEHG besteht keine direkte Bindung an die Vorgaben der MVO, allerdings erscheint es sinnvoll, sich an dieser zu orientieren. Nachfolgend werden die

²¹ Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt): Leitfaden zur Erstellung von Überwachungsplänen und Emissionsberichten für stationäre Anlagen 4. Handelsperiode (2021–2030) des europäischen Emissionshandels. Stand Oktober 2021

²² Handreichung 1: Hinweise zur Probenahme bei festen Sekundärbrennstoffen (Oktober 2018) und Handreichung 2: Auswerteverfahren von Analysedaten zur CO₂-Emissionsberichterstattung und statistische Bewertung der Repräsentativität der Probenahme von Sekundärbrennstoffen (Oktober 2018)

aus heutiger Sicht möglichen Methoden zur Bestimmung der für das BEHG relevanten Emissionen beschrieben.

5.2.1 Möglichkeiten zur Ermittlung von CO₂-Emissionen aus Abfällen

Zur Ermittlung der Emissionen sind zunächst geeignete Orte zur Erfassung dieser zu ermitteln. Wie im vorherigen Abschnitt beschrieben, liegt es am nächsten, die Verantwortlichkeit zur Erfassung der Emissionen den Akteuren Anlieferer und Anlagenbetreiber, insbesondere weil eine (weitere) Einflussnahme auf den Entsorgungsweg durch die Verantwortlichen (erst) an dieser Stelle der Kette ausgeschlossen ist, zuzuordnen und entsprechend die Erfassung der Emissionen an der Anlage sicherzustellen.

In Abbildung 5.2 sind die möglichen Orte zur Bestimmung der CO₂-Emissionen dargestellt. Die Emissionen können dabei am Eingangstor, im Bunker oder über eine Beprobung im Abgas ermittelt werden.

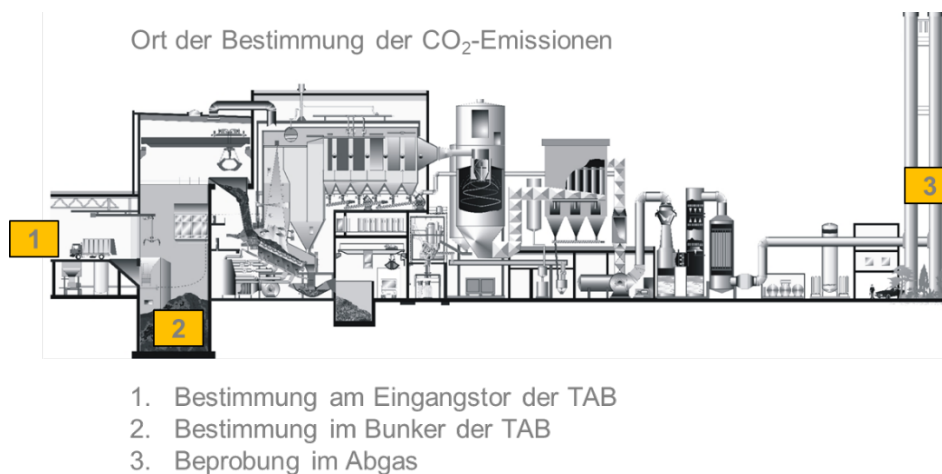


Abbildung 5.2: Optionen für den Ort der Emissionserfassung

Am Eingangstor der Anlage wird die Masse der angelieferten Abfallmengen bestimmt, des Weiteren ist der Anlieferer bekannt sowie die nach Abfallverzeichnis-Verordnung²³ zugeordnete Abfallschlüsselnummer. Die CO₂-Emissionen könnten an dieser Stelle über Standard-Faktoren und die bekannten Abfallmengen ermittelt werden. Eine quasi kontinuierliche Beprobung und Analyse der angelieferten Abfälle ist an dieser Stelle aufgrund der sehr aufwendig durchzuführenden repräsentativen Probennahme (hohe Anzahl an Anlieferungen mit unterschiedlichsten Abfallarten sowie der Heterogenität und stark unterschiedlicher Stückigkeit der Abfälle, Gesundheitsgefahren für das Personal u. ä.) aus heutiger Sicht bei Abfallbehandlungsanlagen für wenig oder nicht vorbehandelte Abfälle nicht praktikabel.

Im **Bunker der Anlage** kann über die Kranwaage, die der Verbrennung zugeführte Abfallmasse kontinuierlich ermittelt werden. Die über die Kranwaage ermittelte Masse muss, u. a. aufgrund von größeren Messunsicherheiten, im Bunker stattfindenden

²³ Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis (Abfallverzeichnis-Verordnung - AVV)

biologischen Abbauprozessen und Verdunstungsprozessen der Abfälle, nicht mit der Eingangswaage übereinstimmen. Des Weiteren werden die angelieferten Abfälle im Bunker so gut wie möglich *homogenisiert*, so dass keine Zuordnung zum Lieferanten oder zur Abfallschlüsselnummer mehr möglich ist. Wie auch schon im Bereich des Abfalleingangs erscheint eine quasi kontinuierliche Beprobung und Analyse der sich im Bunker befindlichen Abfälle nicht praktikabel.

Die Beprobung des Abgases am Kamin kann über eine kontinuierliche Emissionsmessung des Abgas-Volumenstromes und des CO₂-Gehaltes im Abgas ermittelt werden. Dabei existieren Erfahrungen beim Einsatz von KEMS (kontinuierliches Emissionsmesssystem) für die Überwachung von CO₂-Emissionen aus stationären Anlagen im europäischen Emissionshandel (EU-ETS), diese wurden 2019 von der DEHSt veröffentlicht²⁴. Die DEHSt zieht folgendes Fazit aus der durchgeführten Bewertung: *Bisher sind nur in wenigen Fällen bestehende Messsysteme zur Bestimmung der Abgasgeschwindigkeit und die vorhandenen Messplätze geeignet, um die hohen Anforderungen an die Genauigkeit der Emissionsdatenerfassung im EU-ETS zu erfüllen.* Bei richtiger Installation und konsequenter Durchführung aller notwendigen Qualitätssicherungsstufen bietet die kontinuierliche Messung für viele Anwendungsbereiche jedoch eine genaue und effiziente Methode zur Bestimmung der CO₂-Emissionen. Entsprechend eignet sich die CO₂-Emissionserfassung im Abgas für thermische Abfallbehandlungsanlagen. Zu berücksichtigen sind allerdings

- die Vorgaben der Mess-Unsicherheiten,
- dass bislang die CO₂-Messung am Kamin nicht von allen Anlagen praktiziert und entsprechend kalibriert wird, da diese bislang nicht verpflichtend durchgeführt werden muss sowie,
- dass im Weiteren der biogene bzw. fossile Kohlenstoffanteil zusätzlich bestimmt werden muss, um die relevanten Emissionen zu ermitteln.

5.2.2 Möglichkeiten zur Ermittlung der fossilen/biogenen CO₂-Anteile

Hinsichtlich der Bestimmung der fossilen bzw. biogenen Anteile sind verschiedene Möglichkeiten in Abbildung 5.3 dargestellt. Hier wird zunächst unterschieden in die Ermittlung im Abfall (DIN EN ISO 21644) oder im Abgas (DIN EN ISO 13833 / ISO 18466) – für beide Möglichkeiten existieren standardisierte Methoden, im Bereich des Abfalls allerdings nur für die hoch aufbereiteten Sekundärbrennstoffe.

Neben den normierten Methoden gibt es weitere Ansätze, die es ermöglichen den fossilen/biogenen Kohlenstoffanteil für Abfallgemische zu ermitteln bzw. abzuschätzen. Zu nennen sind dabei Methoden, wie der hier in der Studie gewählte Ansätze über unterschiedliche Abfallfraktionen auf Grundlage von im Labor ermittelten elementaren Zusammensetzungen und Vorgabe des biogenen Kohlenstoff-Anteils, den sich für die Abfallmischung ergebenden fossilen/biogenen Kohlenstoffanteil zu ermitteln - dieser

²⁴ DEHSt: Einsatz kontinuierlicher Emissionsmesssysteme (KEMS) zur Bestimmung der CO₂-Emissionen Erfahrungen und Einschätzungen der Deutschen Emissionshandelsstelle (DEHSt). November 2019

Ansatz ist grundsätzlich auch auf Abfallschlüsselnummern übertragbar, wenn Sortieranalysen für die einzelnen Abfallarten vorliegen. Im Rahmen eines derzeit durchgeführten Forschungsprojektes an der TU Dresden (Abfallfraktionen-Modell)²⁵ wird der Fragestellung nachgegangen, inwieweit es möglich ist, auf Grundlage der Abgaszusammensetzung „rückwärts“ die jeweiligen Abfallfraktionen zu ermitteln, was es dann auch erlauben würde, einen biogenen Anteil bzw. fossil bezogene CO₂-Frachten²⁶ zu ermitteln und diese über Massen-, Stoff- und Energiebilanzen für die Gesamtanlage zu validieren. Eine weitere Methode ist die adaptierte Bilanzenmethode²⁷ der TU Wien.

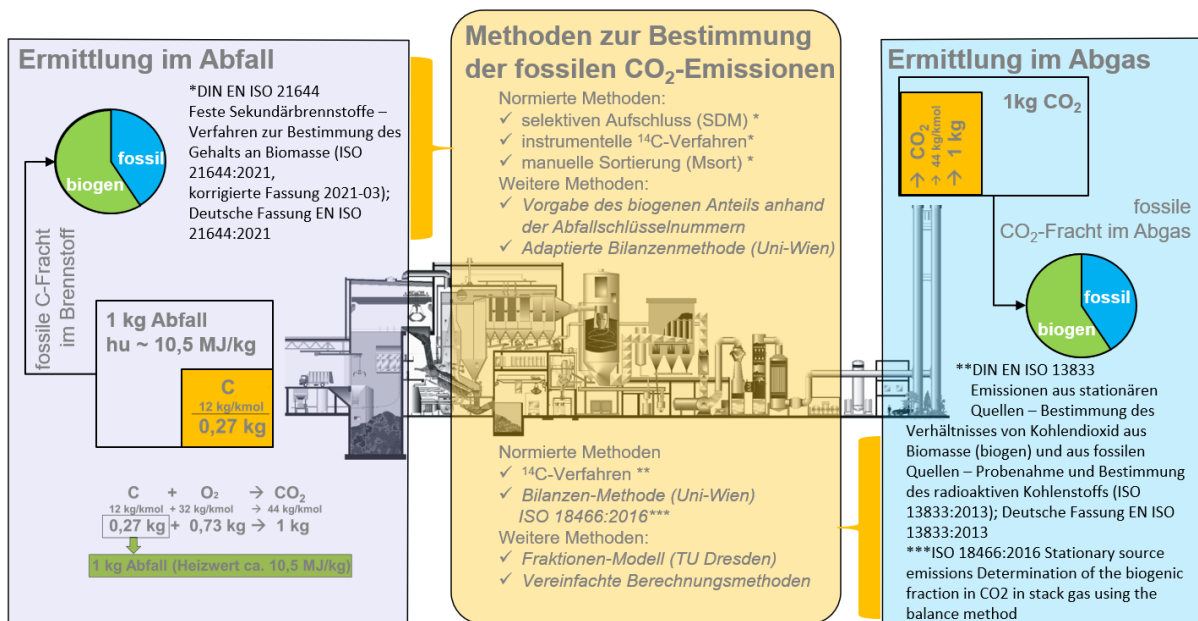


Abbildung 5.3: Bestimmung des fossilen Kohlenstoff-Anteils – Optionen

In Abbildung 5.4 ist ein Vergleich der verschiedenen Möglichkeiten zur Ermittlung der fossilen/biogenen CO₂-Anteile unter Berücksichtigung verschiedener Kriterien:

- Eignung für stark heterogene Abfallstoffe
- Aufwand zur Bestimmung
- Genauigkeit der Bestimmung und
- zeitliche Auflösung

dargestellt.

²⁵ David, A.; Bernhardt, D.; Beckmann, M.; Krein, A.; Vodegel, S.: Online-Ermittlung der Abfallzusammensetzung als Basis für eine verbesserte Verbrennungsoptimierung. In: Beckmann, M.; Hurtado, A. (Hrsg.): Kraftwerkstechnik 2021 - Power Plant Technology, Freiberg: SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH, 2021, S. 503-514, ISBN 978-3-949169-01-4, E-Book: ISBN 978-3-949169-02-1.

²⁶ Pohl, M.; Wen, T.; Jentschke, L.; Bernhardt, D.; Beckmann, M.: CO₂-Sensor - Vom Abgas zum Brennstoff. In: Beckmann, M.; Hurtado, A. (Hrsg.): Kraftwerkstechnik 2021 - Power Plant Technology, Freiberg: SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH, 2021, S. 231-246, ISBN 978-3-949169-01-4, E-Book: ISBN 978-3-949169-02-1

²⁷ Schwarzböck et al.: Klimarelevanz von Ersatzbrennstoffen – Anwendung und Vergleich verschiedener Bestimmungsmethoden. <https://doi.org/10.1007/s00506-018-0466-8>

	Selektiver Aufschluss	¹⁴ C-Methode am Brennstoff	Manuelle Sortierung	¹⁴ C-Methode im Abgas	Berechnungsverfahren
Eignung für stark heterogene Abfallstoffe	ja, abhängig von repräsentativer Probenahme	ja, abhängig von repräsentativer Probenahme	bedingt, da Verwendung von Literaturdaten notwendig	ja	ja
Aufwand zur Bestimmung	hoch	hoch	mittel	hoch	gering
Bestimmungs-genauigkeit	gut, abhängig von repräsentativer Probenahme	gut, abhängig von repräsentativer Probenahme	größere Unsicherheiten	gut	Mathematisch/ physikalisch korrekt – Messfehler der Anlagenmesstechnik problematisch
Zeitliche Auflösung	abhängig von Probenahme	abhängig von Probenahme	abhängig von Probenahme	abhängig von Probenahme	kontinuierlich

Abbildung 5.4: Bestimmung des fossilen/ biogenen Kohlenstoff-Anteils – Bewertung der unterschiedlichen Möglichkeiten.

Grundsätzlich eignen sich alle Methoden zur Ermittlung *der fossilen/biogenen CO₂-Anteile* für stark heterogene Abfallbrennstoffe. Zu berücksichtigen ist, dass bei der manuellen Sortierung nach DIN EN ISO 21644 nicht direkt der biogene Kohlenstoff ermittelt werden kann, sondern nur der massenbezogene biogene Anteil, dies könnte allerdings durch erweiterte Analysen oder über Literaturdaten ergänzt werden. Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass strenggenommen die DIN EN ISO 21644 nur für Sekundärbrennstoffe gilt. Entsprechend sind sehr aufwendige repräsentative Probenahmen durchzuführen. Wie bereits erwähnt, schließt das eine Emissionserfassung im Sinne einer quasi kontinuierlichen Erfassung am Eingang der Anlage oder im Bunker aus. Anzuwenden sind die Methoden allerdings sehr gut für die Ermittlung und Validierung von Standard-Faktoren oder durch den Anlieferer zu garantierende Werte, welche die MVO als mögliche Methodik zur Erfassung von Emissionen zulässt.

Der Aufwand zur Bestimmung des biogenen/ fossilen Anteils ist für den selektiven Aufschluss und die ¹⁴C-Methode am Brennstoff als auch im Abgas als hoch einzuschätzen, aufgrund der notwendigen Probenahme, der Probenaufbereitung und der notwendigen Laboranalysen. Die Berechnungsverfahren zeichnen sich, da diese softwaregestützt arbeiten können, durch einen geringen Aufwand zur Bestimmung der fossilen CO₂-Emissionen aus und ermöglichen damit eine einfache und kostengünstige Lösung²⁸. Die manuelle Sortieranalyse reiht sich in der Mitte ein, wenn die hinterlegten Daten (Laboranalysen für den Kohlenstoffgehalt und dessen biogenen/fossilen Anteil) für die sortierten Stoffströme vorliegen. Hier ist auch mit größeren Ungenauigkeiten in der Bestimmung zu rechnen. Bei dem selektiven Aufschluss als auch bei der ¹⁴C-Methode sind die Bestimmungsgenauigkeiten von der Repräsentativität der Probenahme abhängig.

²⁸ Fellner et. al.: Bestimmung von treibhauswirksamen CO₂ Emissionen und erneuerbarer Energie aus MVA. Müll und Abfall 11/21. Fachzeitschrift für Kreislauf- und Ressourcenwirtschaft. Erich Schmidt Verlag GmbH & Co. KG, 2021.

Nur die Anwendung von modellbasierten Berechnungsverfahren erlaubt eine kontinuierliche Ermittlung des fossilen/ biogenen Kohlenstoffgehaltes.

5.2.3 Geeignete Methoden zur Überwachung und Berichterstattung im BEHG

Zusammenfassend sind in Abbildung 5.5, auf Grundlage der zuvor zusammengestellten Informationen und in Anlehnung an den von der DEHSt veröffentlichten Leitfaden²⁹, prinzipiell geeignete Methoden zur Erfassung und Überwachung der Emissionen aus Abfällen dargestellt. Diese untergliedern sich grundsätzlich nach auf Berechnung beruhende Ansätze und/oder auf Messung beruhende Ansätze.

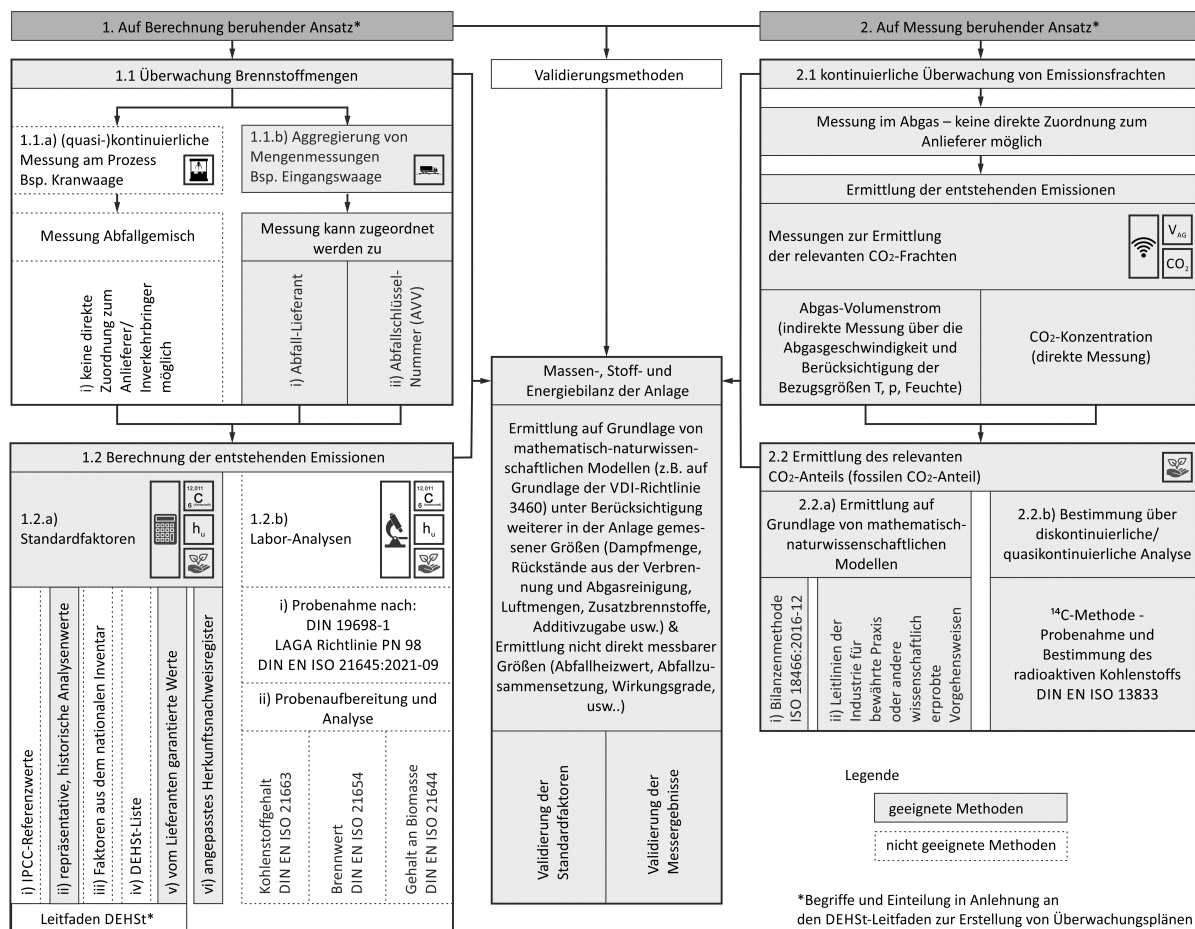


Abbildung 5.5: Schema zu den Möglichkeiten der Emissionsüberwachung von Abfällen (in Anlehnung an den DEHSt Leitfaden vom Oktober 2021)

Validiert werden könnten diese beiden Methoden mit einer durch den Abfall-Anlieferer durchzuführenden Abfall-Analysen-Kampagne (auf Berechnung beruhender Ansatz), gekoppelt durch eine mit den Betreibern der Abfallverbrennungsanlagen

²⁹ Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt): Leitfaden zur Erstellung von Überwachungsplänen und Emissionsberichten für stationäre Anlagen 4. Handelsperiode (2021–2030) des europäischen Emissionshandels. Stand Oktober 2021

durchzuführende Abgas-Analysen-Kampagne (auf Messung beruhender Ansatz), um wie in Abbildung 5.5 ein Vergleich beider Ansätze durchzuführen. Dies würde den Kenntnisstand hinsichtlich der Emissionsmessung ergänzen. Über eine gleichzeitig durchzuführende Massen-, Stoff- und Energiebilanz der Gesamtanlage können eventuelle Abweichungen der Methoden bewertet werden. Diese könnten dann im Rahmen des Emissionsmonitorings Berücksichtigung (Messgenauigkeiten, Gründe für mögliche Abweichungen über die Messfehler hinaus) finden.

Gleichzeitig könnte eine solche Kampagne noch weitere Fragen klären, auf welche hier in der Studie nicht näher eingegangen werden soll:

- Einfluss durch den Einsatz von Additiven (Natriumbicarbonat/ Calcium-basierte Stoffe) und weiteren Kohlenstoff-Quellen (z.B. Luft) in den Verbrennungsanlagen auf die Ermittlung der fossilen CO₂-Emissionsfrachten (unterschiedliche Berücksichtigung je nach gewählter Erfassungsmethode)
- Einfluss von Kohlenstoffsinken (Rostasche, Flugstaub) in den Verbrennungsanlagen auf die Ermittlung der fossilen CO₂-Emissionsfrachten (unterschiedliche Berücksichtigung je nach gewählter Erfassungsmethode)

Für die auf Messung beruhenden Ansätze ist sicherzustellen, dass eine automatische Messeinrichtung (AMS)³⁰ zur Messung von Emissionen in der Lage ist, festgelegte Anforderungen an die maximale Unsicherheit einzuhalten. Die AMS muss prinzipiell für die Messaufgabe geeignet sein (QAL1) und nach einer Funktionskontrolle mit einem Standardreferenzverfahren (Englisch: Standard Reference Method, deshalb üblicherweise als SRM abgekürzt) kalibriert werden (QAL2).

QAL3 bezieht sich auf den laufenden Betrieb einer Anlage. Damit soll durch den Betreiber sichergestellt werden, dass die bei QAL1 und QAL2 erreichte maximale Messunsicherheit auch im laufenden Betrieb eingehalten wird. Eine jährliche Überprüfung, der sogenannte AST (Annual Surveillance Test), ist eine an QAL2 angelehnte Stufe und zeigt, ob die bei der QAL2 gewonnenen Kalibrierkurven noch gültig sind. Neben einer Funktionskontrolle werden auch die Ergebnisse und Maßnahmen der QAL3 überprüft. Diese Vorgehensweise ist für die im Rahmen des BEHG zu ermittelnden Emissionen ebenfalls anzuwenden. Dabei sind der Abgasvolumenstrom und die CO₂-Konzentrationen zu ermitteln. Über ein Emissionsauswertesystem lassen sich die CO₂-Emissionen über die Zeit kontinuierlich aufzeichnen und Jahresfrachten [tCO₂/a] ausgeben. Auf Grundlage der Ermittlung des biogenen Kohlenstoffdioxid-Anteils im Abgas über die zur Verfügung stehenden Verfahren (¹⁴C-Methode, Bilanzenmethode oder weitere nicht normierte, allerdings in der Praxis erprobte bzw. wissenschaftliche erprobte Methoden) können die fossilen CO₂-Emissionen [tCO_{2_fossil}/a] ermittelt werden. Die Höhe dieser CO₂-Emissionen korrelieren mit den zu beschaffenden Emissionszertifikaten.

³⁰ DIN EN 14181

Für die Bestimmung der fossilen CO₂-Emissionen stehen zwei Methoden, welche auf Normen basieren, zur Verfügung:

- a) kontinuierliche Emissionsmessung in Verbindung mit der Bilanzenmethode nach ISO 18466:2016-12 (2.1.+ 2.2.a.i)
- b) kontinuierliche Emissionsmessung in Verbindung mit der ¹⁴C-Methode nach DIN EN ISO 13833 (2.1.+ 2.2.b).

Für die auf Berechnung basierenden Ansätze sind die Brennstoffmengen [z.B. t_{AF}/a] und Emissionsfaktoren (festgelegt als Standardfaktor in $t_{CO_2_fossil}/t_{AF}$) zu ermitteln, um aus der Multiplikation die Jahresemission an fossilen CO₂-Emissionen [$t_{CO_2_fossil}/a$] zu bestimmen.

In Abbildung 5.5 sind die folgenden Möglichkeiten dargestellt:

- c) Verpflichtung der Lieferanten, einen auf Analysen beruhenden Emissionsfaktor bei der Anlieferung zu garantieren (1.1.b + 1.2.a.v), dieser kann auch auf repräsentativen historischen Analysenwerten (1.1.b + 1.2.a.ii) basieren
- d) Vorgabe eines Emissionsfaktors in Anlehnung an die Vorgehensweise im Herkunftsnachweisregister (siehe Anhang im Abschnitt 7.4) (1.1.b + 1.2.a.vi).

Mit Option c) und d) können unterschiedliche Abfallarten unterschiedlichen Emissionsfaktoren zugeordnet und daraus die zu erwartenden Emissionen berechnet werden. Diese Methoden erlauben entsprechend eine Gebühreumlegung nach Szenario 2 und 3 gemäß Abschnitt 3.3.

Im Fall von c) kann der Anlagenlieferant einen auf Analysen (1.2.b)) seiner zu liefernden Abfallströme basierenden zu garantierenden Standardfaktor festlegen. Beim Hausmüll wäre ein garantierter Wert auf Basis von seitens des öRE beauftragten repräsentativen Hausmüllanalysen denkbar. Dieser könnte sich durch wiederholende Analysen auch als repräsentativer historischer Analysenwert etablieren.

Im sogenannten Herkunftsnachweisregister liegen verschiedene über die Abfallarten klassierte Abfallschlüsselnummern nach Heizwert und prozentualen biogenen Energieinhalt vor (siehe Anhang 7.4). Diese haben bislang keinen direkten Bezug zu den CO₂-Emissionen. Basierend auf der empirischen Korrelation des Kohlenstoffgehalts des Abfalls [t_C/t_{AF}] zu seinem Heizwert [MJ/kg] können annähernd jedoch die aus dem Abfall freisetzbaren CO₂-Emissionen [$t_{CO_2_gesamt}/t_{AF}$] ermittelt werden. Daraus lassen sich konservativ abgeschätzte Standardfaktoren [$t_{CO_2_fossil}/t_{AF}$] (unter Berücksichtigung der fossilen Anteile) für die unterschiedlichen Abfallschlüsselnummern, klassiert nach Abfallarten, ableiten. Diese Werte könnten zunächst als Startwerte im BEHG genutzt werden, sollten aber im Weiteren durch Abfallanalysen oder entsprechenden Messungen im Abgas validiert werden.

6 Zusammenfassung

Die Berichtspflicht für Brennstoffemissionen aus Abfällen wird nach dem BEHG am 01.01.2023 wirksam. Vor diesem Hintergrund wurden im Rahmen dieser Studie die Auswirkungen des nEHS auf die dadurch entstehenden Kosten und Gebühren für die Abfallbehandlung sowie Verlagerungsrisiken ins Ausland untersucht. Darüber hinaus wurden Möglichkeiten erarbeitet, um im Rahmen der Evaluierung des BEHG im Jahr 2022 sachgerechte Durchführungsregelungen festlegen zu können. Diese beziehen sich insbesondere auf die Festlegung eines praxisorientierten Verfahrens zur Bestimmung der relevanten CO₂-Menge sowie Festlegungen zur Emissionsberichterstattung, zu eventuellen Ausnahmeregelungen und zur Bestimmung von Verantwortlichkeiten.

Im Fokus der Studie standen dabei die thermischen Abfallbehandlungsanlagen - TAB (hierunter sind die MVA und EBS-Kraftwerke begrifflich zusammengefasst). Für die in diesen Anlagen eingesetzten Abfälle wurden - auf Grundlage der bundesweiten Hausmüllanalyse (Kenntnis der Haus- und Sperrmüllzusammensetzung nach Abfallfraktionen) und auf Grundlage von Elementaranalysen erweitert um die biogenen Kohlenstoff-Anteile (Literaturdaten zur chemischen Zusammensetzung der Abfallfraktionen) - Emissionsfaktoren für verschiedene Abfallarten modelliert. Diese liegen z. B. für Hausmüll in der Größenordnung von 0,28 t_{CO₂_fossil}/t_{AF} bis hin zu 2,05 t_{CO₂_fossil}/t_{AF} für Kunststoff-Abfallfraktionen.

Auf Basis dieser Emissionsfaktoren wurden die Kostensteigerungen für die Behandlung ausgewählter Abfälle ermittelt. Demnach würden beispielsweise für den Modell-Hausmüll (Zusammensetzung gemäß bundesweiter Hausmüllanalyse) die Netto-Kosten um 9,75 €/t Abfall (2023) bis 18,10 €/t Abfall (2026) (bzw. 27,85 €/t Abfall bei 100 €/t CO₂) steigen. Aufbauend darauf wurden vereinfacht unter Berücksichtigung der maßgeblich gebührenrelevanten Abfallarten Haus- und Sperrmüll die Gebührenerhöhungen für die Haushalte anhand von drei Szenarien berechnet. Die Szenarien zeigen mit Blick auf die regulatorische Ausgestaltung die sich ergebenden Unterschiede, wenn eine pauschale- bzw. abfallstrombezogene Bepreisung vorgenommen wird. Zusätzlich wurde der Einfluss weiterer Randbedingungen (spezifisches Abfallaufkommen, Bioabfall-Abschöpfung, Wertstofftonne, Vorbehandlung in einer MBA) aufgezeigt. Bei durchschnittlichen Gebühren liegt die relative Gebührenerhöhung durch die CO₂-Bepreisung in den Szenarien bei einem mittleren Abfallaufkommen und einem CO₂-Preis von 65 €/t CO₂ rechnerisch bei mind. 3 – 8 %. Im Einzelfall können sich geringere und auch deutlich höhere Gebührenerhöhungen ergeben. Die Angaben sind als Mindestwerte zu verstehen, da auch weitere gebührenrelevante Stoffströme, so sie fossile C-Anteile enthalten und energetisch verwertet werden, von einer Kostensteigerung betroffen sein werden. Zudem werden Kosten z. B. für das Monitoring, die Messtechnik bzw. Abfallanalysen etc. entstehen, die im Rahmen der Studie nicht quantifiziert wurden.

Hinsichtlich der Verlagerungsrisiken ins Ausland wurde - ausgehend vom aktuellen Stand der Im- und Exporte - eine Einschätzung zu den Auswirkungen der nationalen

CO₂-Bepreisung durchgeführt. Diese basiert auf Analysen zu den Fragestellungen, ob entsprechende Exporte nachhaltig durchgeführt werden. Hinsichtlich der verfügbaren Kapazitäten zur thermischen Behandlung in angrenzenden Mitgliedsstaaten kann subsumiert werden, dass diese aus heutiger Sicht eher begrenzt sind. Inwieweit zukünftige Anlagenplanungen in anderen Ländern stärker die sich ergebenden potenziellen Chancen für Importe aus Deutschland im Falle einer Besteuerung berücksichtigen, ist derzeit nicht final abschätzbar.

Des Weiteren unterliegen Exporte den rechtlichen Regelungen der EU-Abfallverordnung und des bundesrechtlichen Abfallverbringungsgesetzes. In Abhängigkeit von der tatsächlichen Umsetzung der rechtlichen Regelungen könnten Lücken für Scheinverwertungen genutzt werden, da aufbereitete Abfälle (z. B. Abfallschlüssel 19 12 12) nicht explizit in die überarbeiteten Regelungen der EU-Abfallverbringungsverordnung zur Verbringung von Abfällen sowohl zur Verbrennung als auch zur Deponierung aufgenommen wurden. Die durch strenge Regulierungen und hohe Kosten beförderte Möglichkeit der illegalen Abfallverbringung ist nicht auszuschließen. Maßnahmen zur Stärkung des Vollzugs werden jedoch diskutiert und teilweise in den Mitgliedsstaaten auch bereits umgesetzt. Ausweichstrategien in Richtung illegaler Verbringung werden entsprechende Reaktionen des Vollzugs folgen.

Ebenfalls hinsichtlich der Verlagerungsrisiken zu berücksichtigen sind Lieferverpflichtungen zur Bereitstellung von Energie in Form von Strom, Dampf und Fernwärme, die eine kontinuierliche Versorgung der Anlagen mit Abfällen erfordert sowie knapper werdende Transportkapazitäten und steigende Transportkosten, welche die Möglichkeiten und die wirtschaftliche Relevanz von Exporten in größerem Umfang reduzieren.

Zu Vorschlägen zur regulatorischen Ausgestaltung: Ausgangspunkt für die Diskussion der Erfassung von Emissionen und der Verantwortlichkeit bei der Emissionsberichterstattung bei der Verbrennung von Abfällen ist das Konzept des BEHG, im Unterschied zum EU-ETS, beim Brennstoff anzusetzen und daher im Grundsatz diejenigen als *Verantwortliche* in die Pflicht zu nehmen, die Brennstoffe „in Verkehr bringen“. Nach der Betrachtung unterschiedlicher Akteure sind mögliche points of regulation bei der Erfassung der Emissionen und damit taugliche Verantwortliche die Akteure *Anlieferer* und *Anlagenbetreiber*, insbesondere weil eine (weitere) Einflussnahme auf den Entsorgungsweg durch die Verantwortlichen (erst) an dieser Stelle der Kette ausgeschlossen ist.

Während einige Folgen durch die Wahl von Ausschlussstatbeständen und die Definition geeigneter Monitoring- und Überwachungsvorgaben verringert werden, lassen sich die folgenden Aspekte jeweils nicht beseitigen:

- Im Fall der Wahl der Option „Anlieferer“ ist ein neues rechtliches Konzept/ Definition zu entwickeln mit den damit verbundenen Unsicherheiten und eventuellen Abgrenzungsschwierigkeiten.
- Im Fall der Option „Anlagenbetreiber“ besteht die Notwendigkeit einer Anpassung des BEHG sowie eine gewisse Abweichung zum sonstigen Ansatz des

BEHG, indem für die Entstehung der Berichtspflicht auf die Verwendung des Brennstoffs anstelle des Inverkehrbringens des Brennstoffs abgestellt wird.

Zur Frage, welche Anlagen und welche Abfälle der Berichtspflicht unterliegen sollen und welche Anlagen und Abfälle gezielt vom Anwendungsbereich ausgeschlossen werden könnten, wurden verschiedene Ansätze untersucht und Vorschläge unterbreitet. Für den Anwendungsbereich empfehlen wir eine Anlehnung an die eingeführten Konzepte des Immissionsschutzrechts, wobei verschiedene Gestaltungen möglich sind. Für die konkrete Formulierung des Ausschlusses vom Anwendungsbereich für (bestimmte) Anlagen und (bestimmte) Abfälle wäre eine möglichst gute Einschätzung der Anlagenanzahl, der in diesen Anlagen verbrannten Abfallmengen (inklusive der Kenntnis der möglichen CO₂-Emissionen) und der rechtliche Genehmigungsstand der jeweiligen Anlage hilfreich.

Hinsichtlich der Ermittlung der CO₂-Emissionen wurden in der Studie in Anlehnung an die Monitoring-Verordnung im EU-ETS verschiedene Möglichkeiten beim Einsatz von Abfällen erarbeitet. Dabei wird grundsätzlich unterschieden in auf Messung beruhende Ansätze und/ oder auf Berechnung beruhende Ansätze.

Bei den auf Messung beruhenden Ansätzen sind der Abgasvolumenstrom und die CO₂-Konzentrationen messtechnisch zu ermitteln. Über ein Emissionsauswertesystem lassen sich die CO₂-Emissionen über die Zeit kontinuierlich aufzeichnen und Jahresfrachten [tCO₂/a] ausgeben. Auf Grundlage der Ermittlung des biogenen Kohlenstoffdioxid-Anteils im Abgas über die zur Verfügung stehenden Verfahren (¹⁴C-Methode, Bilanzenmethode oder weitere nicht normierte, allerdings in der Praxis erprobte bzw. wissenschaftliche erprobte Methoden) können die fossilen CO₂-Emissionen [tCO_{2_fossil}/a] ermittelt werden. Die Höhe dieser CO₂-Emissionen korrelieren mit den zu beschaffenden Emissionszertifikaten.

Für die auf Berechnung basierenden Ansätze sind die Brennstoffmengen [z. B. t_{AF}/a] und Emissionsfaktoren (festgelegt als Standardfaktor in tCO_{2_fossil}/t_{AF}) zu ermitteln, um aus der Multiplikation die Jahresemission an fossilen CO₂-Emissionen [tCO_{2_fossil}/a] zu bestimmen. Für die Ermittlung der Standardfaktoren werden folgenden Möglichkeiten in der Studie dargestellt:

- a) Verpflichtung der Lieferanten einen auf Analysen beruhenden Emissionsfaktor bei der Anlieferung zu garantieren, dieser kann auch auf repräsentativen historischen Analysenwerten basieren oder
- b) Vorgabe eines Emissionsfaktors in Anlehnung an die Vorgehensweise im Herkunftsnachweisregister (angepasstes Herkunftsnachweisregister).

Mit diesen beiden Möglichkeiten können verschiedenen Abfallarten unterschiedliche Emissionsfaktoren zugeordnet und daraus die zu erwartenden Emissionen berechnet werden. Diese beiden Methoden erlauben eine emissionspezifische abfallstrombezogene Kostenermittlung und entsprechende Gebührenumlegung.

Die heute im Herkunftsnachweisregister hinterlegten Daten (Heizwert und biogener energiebezogener Anteil) und die schon bestehende Klassierung von Abfallschlüsselnummern nach Abfallarten könnten um konservativ abgeschätzte Standardfaktoren ergänzt werden. Diese Standardfaktoren könnten zunächst als Startwerte im BEHG genutzt werden, sollten aber im Weiteren in der Praxis validiert werden.

7 Anhang

7.1 Weitergehende Informationen zum Betrachtungsrahmen (Kap. 2.1)

Im sogenannten Feuerungsleistungsdiagramm ist die Auslegung für ein Abfallheizkraftwerk (links) dargestellt – der Auslegungsheizwert liegt bei 11 MJ/kg, wobei der Arbeits- und Garantiebereich für Heizwerte von 7 bis 14 MJ/kg ausgelegt ist. Im rechten Feuerungsleistungsdiagramm ist die Auslegung für ein EBS-Kraftwerk dargestellt – der Auslegungsheizwert liegt bei 13 MJ/kg, hier ist der Arbeits- und Garantiebereich für Heizwerte von 9 bis 18 MJ ausgelegt. In beiden Fällen ist ein großer Heizwertbereich vorgesehen, was typisch für TAB ist, da die Heterogenität der Abfälle berücksichtigt werden muss. Gleichwohl sind EBS-Kraftwerke üblicherweise für höhere Heizwerte ausgelegt, was auf den weiter oben beschriebenen Zusammenhang der Abfallherkunft (aufbereitete Abfälle mit der 19-er Schlüsselnummer, vorwiegend EBS-Kraftwerk/ unaufbereitet mit der 20-er Schlüsselnummer, vorwiegende MVA) zurückzuführen ist.

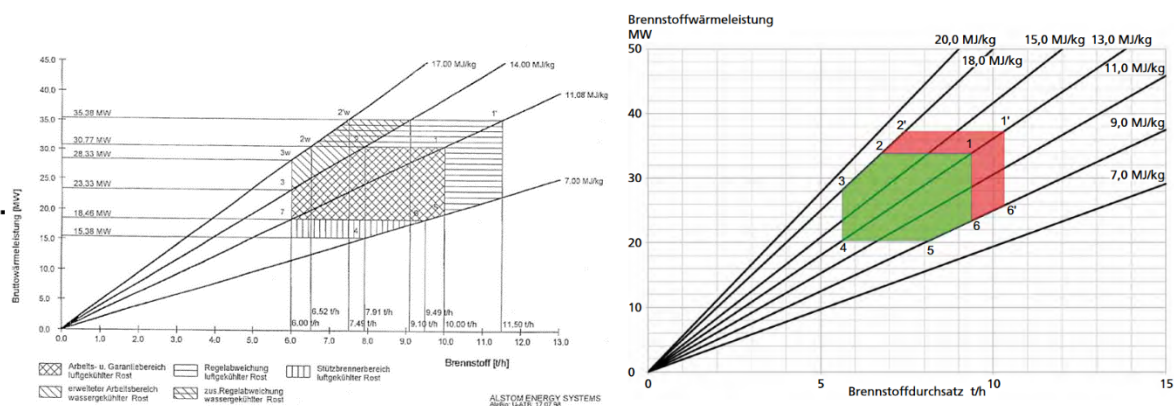


Abbildung 7.1: Auslegungs-Feuerungsleistungsdiagramm für ein Abfallheizkraftwerk (links) und ein EBS-Kraftwerk (rechts)

7.2 Weitergehende Informationen zur Ermittlung der Emissionsfaktoren (Kap. 2.2)

CO ₂ _fossil/CO ₂ _gesamt		
Altpapier	5	Vorgabe
Altglas	50	Vorgabe
Kunststoffe+Verbunde	97	Vorgabe
Metalle	50	Vorgabe
Holz/sonstige Abfälle	10	Vorgabe
organische Abfälle	0,5	Vorgabe
Alttextilien & Hygiene-Artikel	10	Vorgabe
Feinmüll	50	Vorgabe
Inert	0	Vorgabe

Abbildung 7.2 im Rahmen der Studie angenommene fossile Kohlenstoffanteile für unterschiedliche Abfallfraktionen

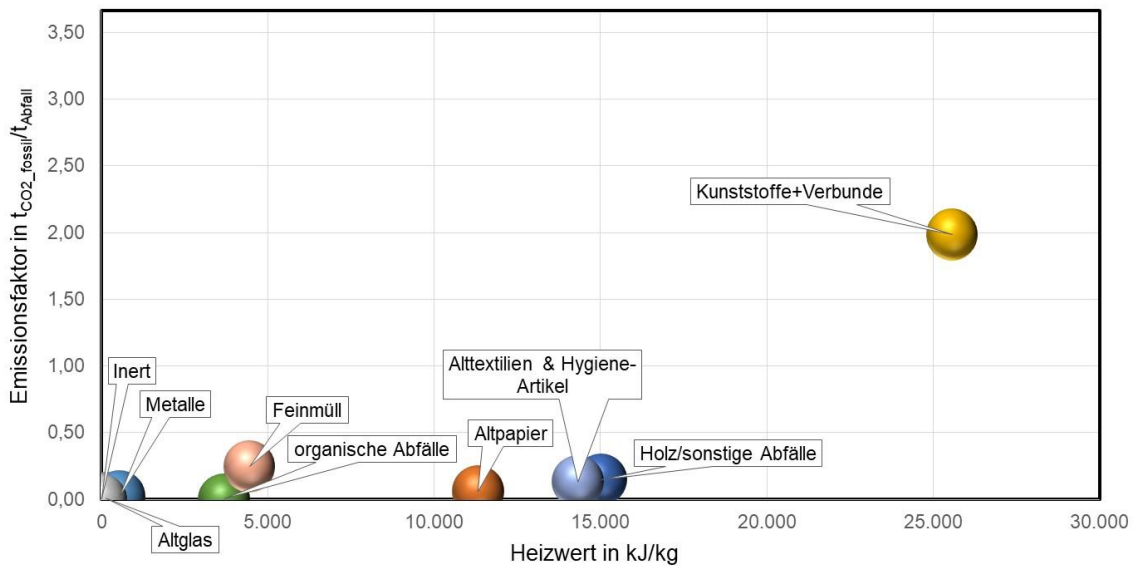


Abbildung 7.3 Berechnete Emissionsfaktoren für unterschiedliche Abfallfraktionen

7.3 Weitergehende Informationen zu den Behandlungskosten (Kap. 3.1)

Durchschnittliche Behandlungspreise für kommunale Restabfälle in MVA (jeweils 2. Halbjahr)

	2016		2017		2018		2019		2020	
	Von	Bis	Von	Bis	Von	Bis	Von	Bis	Von	Bis
Norden	65 €	180 €	70 €	180 €	70 €	180 €	70 €	180 €	70 €	180 €
Osten	40 €	115 €	40 €	120 €	40 €	130 €	40 €	130 €	40 €	125 €
Süden	60 €	160 €	60 €	150 €	40 €	150 €	30 €	150 €	25 €	140 €
Südwesten	80 €	150 €	80 €	150 €	80 €	130 €	80 €	140 €	80 €	140 €
Westen	75 €	170 €	75 €	170 €	75 €	170 €	75 €	170 €	75 €	170 €

Durchschnittliche Behandlungspreise für Gewerbeabfälle in MVA (Verträge, jeweils 2. Halbjahr)

	2016		2017		2018		2019		2020	
	Von	Bis	Von	Bis	Von	Bis	Von	Bis	Von	Bis
Norden	75 €	140 €	84 €	140 €	90 €	140 €	100 €	150 €	100 €	155 €
Osten	80 €	130 €	85 €	130 €	90 €	130 €	95 €	140 €	70 €	140 €
Süden	85 €	140 €	90 €	145 €	90 €	150 €	90 €	180 €	90 €	180 €
Südwesten	85 €	140 €	90 €	140 €	110 €	130 €	110 €	150 €	110 €	145 €
Westen	80 €	140 €	85 €	140 €	90 €	140 €	105 €	150 €	105 €	140 €

Durchschnittliche Behandlungspreise für Gewerbeabfälle in MVA (Spotmarkt, jeweils 2. Halbjahr)

	2016		2017		2018		2019		2020	
	Von	Bis	Von	Bis	Von	Bis	Von	Bis	Von	Bis
Norden	95 €	150 €	95 €	145 €	100 €	155 €	100 €	170 €	95 €	170 €
Osten	90 €	130 €	90 €	130 €	95 €	150 €	95 €	150 €	105 €	145 €
Süden	100 €	140 €	90 €	140 €	105 €	140 €	120 €	200 €	110 €	165 €
Südwesten	95 €	140 €	100 €	140 €	115 €	155 €	120 €	170 €	120 €	170 €
Westen	90 €	140 €	95 €	140 €	95 €	150 €	120 €	160 €	115 €	160 €

Abbildung 7.4: Durchschnittliche Behandlungspreise [€/t] für kommunale Restabfälle, Gewerbeabfälle (Verträge und Spotmarkt) in MVA (jeweils 2. Halbjahr), Quelle: EUWID

7.4 Weitergehende Informationen zur regulatorischen Ausgestaltung (Kap. 5.2)

Nummer der Abfallbezeichnung	Abfallbezeichnung	Abfallschlüssel gemäß Abfallverzeichnis-Verordnung (AVV)	Energie-bezogener biogener Anteil in %	Unterer Heizwert der Originalsubstanz in [MJ/kg OS]
1	LVP ¹ -Sortierreste	15 01 05	32,0	18,1
2	Gewerbeabfall	15 01 06, 15 02 02, 17 09 03, 17 09 04, 18 01 04, 19 12 08, 20 01 32	48,9	13,3
3	MBA ² -Sortierreste	19 12 10, 19 12 12,	50,0	10,0
4	Restabfall	02 02 03, 02 03 04, 15 01 01, 19 05 99, 19 08 01, 20 01 08, 20 02 01, 20 02 03, 20 03 01, 20 03 02, 20 03 03, 20 03 06, 20 03 99	53,5	8,8
5	Spermüll	20 03 07	60,3	16,0
6	Altholz	03 01 05, 15 01 03, 17 02 01, 19 12 07, 20 03 18	90,0	15,0
7	Klärschlamm	19 08 05	80,0	³
8	alle übrigen Abfallarten	alle übrigen Abfallschlüssel	0,0	10,0

¹ Leichtverpackungen

² Mechanisch-biologische Abfallbehandlung

³ Die Berechnung des Heizwertes von Klärschlamm für alle Entwässerungs- und Trocknungszustände erfolgt über folgenden Algorithmus:

$$Hu_{OS} = \left(1 - \frac{WG}{100}\right) * Hu_{wf} - \left(Hv * \frac{WG}{100}\right)$$

Abbildung 7.5: Herkunftsnachweisregister.