

**Umweltforschungsplan
des Bundesministers für Umwelt,
Naturschutz und Reaktorsicherheit**

Umweltplanung/Ökologie

Forschungsvorhaben Nr. 298 94 312

**Medienübergreifende Bewertung von
Umweltbelastungen durch bestimmte
industrielle Tätigkeiten**

von

Dr.-Ing. Rolf Götz (AT&P)

Dr. rer. nat. Gerd Rippen (AT&P)

Dipl.-Ing. Peter Wiesert (AT&P)

Dipl.-Biol. Horst Fehrenbach (ifeu)

ARCADIS Trischler & Partner GmbH (AT&P)

Darmstadt

und

ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH

Heidelberg

**IM AUFTRAG
DES UMWELTBUNDESAMTES**

Mai 2001

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA FB	2.	3. Umweltplanung/Ökologie
4. Titel des Berichts Medienübergreifende Bewertung von Umweltbelastungen durch bestimmte industrielle Tätigkeiten		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Dr.-Ing. Götz, Rolf (AT&P) Dr. rer. nat. Rippen, Gerd (AT&P) Dipl.-Ing. Wiesert, Peter (AT&P) Dipl.-Biol. Fehrenbach, Horst (ifeu)	8. Abschlussdatum Mai 2001	
	9. Veröffentlichungsdatum	
	10. UFOPLAN-Nr. 298 94 312	
	11. Seitenzahl 248	
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) ARCADIS Trischler & Partner GmbH (AT&P) Berliner Allee 6 D-64295 Darmstadt	ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH Wilckensstraße 3 D-69120 Heidelberg	
	12. Literaturangaben 62	
	13. Tabellen und Diagramme 37	
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt Bismarckplatz 1 D-14193 Berlin	14. Abbildungen 46	
	15. Zusätzliche Angaben Der Bericht enthält vier Anhänge.	
16. Kurzfassung Es wurde eine Methode zur vergleichenden, medienübergreifenden Bewertung von Umweltbelastungen entwickelt. Zentraler Schritt des vorgeschlagenen Konzepts ist – nach einer Sachbilanz für alle als Alternative in Betracht kommenden Techniken – die Normierung der Emissionen der gesamten Branche bzw. der Immissionen (Luft, Wasser, Boden) für eine typisierte Anlage (ortsunabhängig). Für die Bewertung der vor- und nachgelagerten Prozesse für Energiebereitstellung, Erzeugung von Betriebs- und Hilfsstoffen sowie der Abfallentsorgung wird als Repräsentant der Umweltwirkungen der Kumulierte Energieaufwand (KEA) vorgeschlagen. Die Bewertung der technischen Alternativen erfolgt auf Basis der Differenzen für Emissionen und KEA (Branche), sowie der Ausschöpfung von Immissionsrichtwerten (der typisierten Anlage) als Kriterium. Es werden für die Kriterien Schwellen vorgeschlagen, bei deren Überschreitung der Unterschied zwischen Techniken als relevant zu betrachten ist. Die Methode wird mit insgesamt drei Fallbeispielen getestet und erläutert (Rauchgasreinigungssysteme für Abfallverbrennungsanlagen, wasserbasierter und lösemittelbasierter Verpackungsflexodruck sowie abwassererzeugende und abwasserfreie Rauchgasentschwefelung von Steinkohlekraftwerken)		
17. Schlagwörter Medienübergreifende Bewertung; Beste verfügbare Technik (BVT); Umweltbelastung; IVU-Richtlinie; Energieverbrauch; Fallbeispiel; Abgasreinigung; Abgasentschwefelung; Rauchgas; Abfallverbrennungsanlage; Flexodruck; Steinkohlekraftwerk; Kumulierter Energieaufwand (KEA)		
18. Preis	19.	20.

Report Documentation Sheet

1. Report No. UBA-FB	2.	3. Environmental Planing/Ecology
4. Report Title Cross-media assessment of environmental impacts caused by specific industrial activities		
5. Author(s), Family Name(s), First Name(s) Dr.-Ing. Götz, Rolf (AT&P) Dr. rer. nat. Rippen, Gerd (AT&P) Dipl.-Ing. Wiesert, Peter (AT&P) Dipl.-Biol. Fehrenbach, Horst (ifeu)		8. Report Date May 2001
6. Performing Organisation (Name, Address) ARCADIS Trischler & ifeu – Institut für Energie- und Partner GmbH (AT&P) Umweltforschung Heidelberg GmbH Berliner Allee 6 Wilckensstraße 3 D-64295 Darmstadt D-69120 Heidelberg		9. Publication Date
		10. UFOPLAN - Ref.-No. 298 94 312
		11. No. of Pages 248
		12. No. of References 62
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Umweltbundesamt Bismarckplatz 1 D-14193 Berlin		13. No. of Tables, Diagrams 37
14. No. of Figures 46		15. Supplementary Notes The report contains four appendices.
		16. Abstract <p>A method for the comparative, cross-media assessment of environmental impacts was developed. Central step of the proposed method - after an input/output balance for all techniques possible as alternatives - is the standardization of the emissions of the whole branch resp. the immissions (ambient concentrations) for a standardized plant (air, water, ground; location-independent). For the evaluation of upstream and downstream processes (energy supply, generation of operating materials and supplies, waste discharge) the cumulated energy demand (CED) is proposed as the representative value for the environmental impact. The evaluation of the technical alternatives is based on the differences of emissions and CED (of the whole branch), as well as the exhaustion of immission limit values (of the standardized plant) as a criterion. Thresholds are proposed for the criterias, in case of exceeding, the differences between compared techniques have to be considered as relevant. The method is tested and explained by using three case studies (flue gas cleaning systems for waste incineration plants; water-based and solvent-based ink systems for flexographic packaging printing; wastewater-generating and wastewater-free flue gas desulfurization of hard coal power plants).</p>
17. Keywords Cross-media assessment; best available technology (BAT); environmental impact; IPPC-Directive; energy consumption; case study; waste gas purification; waste gas desulfurization; flue gas; waste incineration plant; flexographic printing; hard coal power plant; cumulated energy demand (CED)		
18. Price	19.	20.

INHALTSVERZEICHNIS

		Seite
0	Zusammenfassung	18
0.1	Aufgabenstellung und Ziele des Vorhabens	18
0.2	Beschreibung der Methode	19
0.2.1	Kurzübersicht des methodischen Ablaufs	20
0.2.2	Darstellung der Methode	21
0.3	Ergebnisse aus den Fallbeispielen	31
0.3.1	Fallbeispiel: Abgasreinigungsverfahren bei Müllverbrennungsanlagen	31
0.3.2	Fallbeispiel: Flexodruck	36
0.3.3	Fallbeispiel: Abschlammwasser aus der REA von Kraftwerken	39
0	Summary	43
0.1	Tasks and goals of the plan	43
0.2	Description of the method	44
0.2.1	Short overview of the method process	45
0.2.2	Description of the method	46
0.3	Results of the case studies	56
0.3.1	Case study: Waste gas purification process in waste incineration plants	56
0.3.2	Case study: Flexographic printing	61
0.3.3	Case study: Elutriation water from power plant flue gas desulphurisation plants	64
1	Vorgang, Aufgabenstellung, Zielsetzung	68
2	Grundlagen zur Bewertung von Umweltauswirkungen industrieller Anlagen	70
2.1	Gesetzliche Randbedingungen	70
2.1.1	IVU-Richtlinie, BREF	70
2.1.2	Situation für medienübergreifende Aspekte bei Anlagenzulassungen in Deutschland	71
2.2	Maßstäbe zur Bewertung stofflicher Emissionen und Immissionen	72

Fortsetzung INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
2.3	74
2.3.1	75
2.3.1.1	75
2.3.1.2	79
2.3.1.3	80
2.3.1.4	81
2.3.1.5	82
2.3.1.6	83
2.3.1.7	84
2.3.1.8	85
2.3.2	87
2.3.2.1	89
2.3.2.2	92
2.3.2.3	96
3	98
3.1	100
3.1.1	101
3.1.2	104
3.1.3	105
3.2	107
3.2.1	107
3.2.2	112
3.3	114
3.3.1	114
3.3.2	116
3.3.3	117

Fortsetzung INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
3.4	Normierung 119
3.4.1	Ortsunabhängige Darstellung der technikbezogenen Unterschiede in den Emissionen chemischer Stoffe (Hilfsgröße EDW) 120
3.4.2	Umgebungsbezogene Darstellung geschätzter Immissionen auf der Basis von Standardszenarien für die Ausbreitung in die Umweltmedien mit Hilfe von Immissionsmaßstäben 122
3.4.2.1	Ableitung von Standardszenarien für die Ausbreitung in die Umweltmedien 124
3.4.2.2	Immissionsmaßstäbe 126
3.4.2.3	Stoffbezogene Verfügbarkeit von Grenz-, Richt- oder Orientierungswerten aus bestehenden Gesetzeswerken für die Formulierung von Qualitätszielen (Immissionsmaßstäben) 127
3.5	Abschließende Bewertung 131
3.6	Bewertung der neuen Methode 134
4	Fallbeispiel: Varianten der Abgasreinigung von MVA 136
4.1	Vorbereitende Arbeiten 136
4.1.1	Festlegen der Bewertungsebenen (Definition des Untersuchungsobjekts) 136
4.1.2	Erstellen der Übersicht technischer Alternativen 137
4.1.3	Vorprüfung zum vorzeitigen Ausschluss von BVT 138
4.2	Identifikation des Medienkonflikts 138
4.2.1	Grobanalyse der zu erwartenden Umweltbelastungen 139
4.2.2	Klare Eingrenzung des Bilanzraumes und des Datenbedarfs 140
4.2.2.1	Eingrenzung des Bilanzraumes 140
4.2.2.2	Eingrenzung des Datenbedarfs 140
4.3	Datenerhebung und Berechnung der Inventare der technischen Alternativen 144
4.3.1	Erhebung 144
4.3.2	Modellierung und Berechnung 147
4.3.2.1	Kurzdarstellung der Modellierung der Techniken 147
4.3.2.2	Primärdaten der Modellierung 152
4.3.2.3	Ergebnisse der Berechnung (Sachbilanz) 154
4.3.3	Datenqualitätskontrolle 158

Fortsetzung INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
4.4	Normierung 159
4.4.1	Ortsunabhängige Normierung der technikbezogenen Unterschiede (Hilfsgröße EDW) 159
4.4.2	Umgebungsbezogene Normierung geschätzter Immissionen auf der Basis von Standardszenarien zur Ausbreitung in die Umweltmedien mit Hilfe von Immissionsmaßstäben 165
4.4.2.1	Immissions-Qualitätsziele Luft und Boden 165
4.4.2.2	Immissions-Qualitätsziele Wasser 167
4.5	Abschließende Bewertung 169
4.6	Erkenntnisse aus der Durchführung des Fallbeispiels 170
5	Fallbeispiel: Varianten der Flexodrucks 173
5.1	Vorbereitende Arbeiten 173
5.1.1	Festlegen der Bewertungsebenen (Definition des Untersuchungsobjekts) 173
5.1.2	Erstellen der Übersicht technischer Alternativen 174
5.1.3	Vorprüfung zum vorzeitigen Ausschluss von BVT 176
5.2	Identifikation des Medienkonflikts 177
5.2.1	Grobanalyse der zu erwartenden Umweltbelastungen 177
5.2.2	Eingrenzung des Bilanzraumes und des Datenbedarfs 178
5.2.2.1	Eingrenzung des Bilanzraumes 178
5.2.2.2	Eingrenzung des Datenbedarfs
5.3	Datenerhebung und Berechnung der Inventare der technischen Alternativen 181
5.3.1	Erhebung 181
5.3.2	Modellierung und Berechnung 181
5.3.2.1	Kurzbeschreibung der Verfahren 181
5.3.2.2	Datengrundlage zur KEA-Berechnung 187
5.3.2.3	Ergebnisse der Berechnung (Sachbilanz) 189
5.3.3	Datenqualitätskontrolle 192
5.4	Normierung 192
5.4.1	Ortsunabhängige Normierung der technikbezogenen Unterschiede (Hilfsgröße EDW) 192

Fortsetzung INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
5.4.2	Umgebungsbezogene Normierung geschätzter Immissionen mit Hilfe von Immissionsmaßstäben
5.4.2.1	Immissionsqualitätsziele Luft und Boden
5.4.2.2	Immissionsqualitätsziele Wasser
5.5	Abschließende Bewertung
5.6	Erkenntnisse aus der Durchführung des Fallbeispiels
6	Fallbeispiel: Nasse Abgasentschwefelung von Kohlekraftwerken mit und ohne Abwassereindampfung
6.1	Vorbereitende Arbeiten
6.1.1	Festlegen der Bewertungsebenen (Definition des Untersuchungsobjekts)
6.1.2	Erstellen der Übersicht technischer Alternativen
6.1.3	Vorprüfung zum vorzeitigen Ausschluss von BVT
6.2	Identifikation des Medienkonflikts
6.2.1	Grobanalyse der zu erwartenden Umweltbelastungen
6.2.2	Klare Eingrenzung des Bilanzraumes und des Datenbedarfs
6.2.2.1	Eingrenzung des Bilanzraumes
6.2.2.2	Eingrenzung des Datenbedarfs
6.3	Datenerhebung und Berechnung der Inventare der technischen Alternativen
6.3.1	Erhebung
6.3.2	Modellierung und Berechnung
6.3.2.1	Kurzdarstellung der Modellierung der Techniken
6.3.2.2	Primärdaten der Modellierung
6.3.2.3	Ergebnisse der Berechnung (Sachbilanz)
6.3.3	Datenqualitätskontrolle
6.4	Normierung
6.4.1	Ortsunabhängige Normierung der technikbezogenen Unterschiede
6.4.2	Umgebungsbezogene Normierung geschätzter Immissionen auf der Basis von Standardszenarien zur Ausbreitung in die Umweltmedien mit Hilfe von Immissionsmaßstäben
6.5	Abschließende Bewertung
6.6	Erkenntnisse aus der Durchführung des Fallbeispiels
7	Literaturverzeichnis

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

	Seite
Abbildung 1: Gliederung des Bilanzraums nach zu erhebenden Daten	24
Abbildung 2: Schematische Darstellung einer Standardausbreitung von Schadstoffen in die Luft oder ein Gewässer	29
Abbildung 3: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich von abwassererzeugender und (quasi-)trockener MVA-Abgasreinigung – Vergleich absoluter Unterschiede in EDW, angegeben für die Gesamtheit der MVA-Leistung in Deutschland (13,9 Mio. t Abfall im Jahr)	33
Abbildung 4: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich von abwassererzeugender und abwasserfreier (EDA) MVA-Abgasreinigung – Vergleich absoluter Unterschiede in EDW, angegeben für die Gesamtheit der MVA-Leistung in Deutschland (13,9 Mio. t Abfall im Jahr)	34
Abbildung 5: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich abwassererzeugender und abwasserfreier MVA-Abgasreinigung bezüglich der Ausschöpfung des Schutzziels Wasser (mittlere MVA mit 2,4 m ³ Abwasser pro Stunde)	35
Abbildung 6: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich von wasser- und lösemittelbasiertem Verpackungs-Flexodruck – Vergleich absoluter Unterschiede in EDW angegeben für die Gesamtheit der Flexodruckbranche (ca. 2.400 t bedruckte Produkte/a)	37
Abbildung 7: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich von wasser- und lösemittelbasiertem Flexodruck (mittlerer Betrieb mit Jahresproduktion von 70 t; Wert für VOC ist die Summe der Ausschöpfung der Einzelsubstanzen)	38
Abbildung 8: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich abwassererzeugender REA (Technik 1) und abwasserfreier REA (Technik 2) – Vergleich absoluter Unterschiede in EDW, angegeben für die Gesamtheit an Steinkohlenkraftwerken (ca. 2.000 PJ)	40

Fortsetzung ABBILDUNGSVERZEICHNIS

		Seite
Abbildung 9:	T-Diagramm zum paarweisen Vergleich abwassererzeugender REA und REA mit Abwassereindampfung bezüglich der Ausschöpfung des Richtwertes für oberirdische Gewässer (750-MW-brutto-Steinkohlenkraftwerk mit 42 m³/h Abwasser eingeleitet in einen Vorfluter mit 10.000 m³/h; * = im Bereich der Nachweisgrenze)	41
Abbildung 10:	Darstellung der Emissions- und Immissionspfade einer Anlage	73
Abbildung 11:	Bestandteile und Verlaufsstruktur der Ökobilanz nach DIN EN ISO 14040	76
Abbildung 12:	Zwei mögliche Ansätze für den methodischen Ablauf einer UVP	83
Abbildung 13:	Repräsentativität des KEA für einzelne Wirkungskategorien in Ökobilanzen (Standardliste des UBA)	94
Abbildung 14:	Eingrenzen der Techniken auf eine bewertbare Ebene	101
Abbildung 15:	Ablaufdiagramm: Festlegung der Bewertungsebene	103
Abbildung 16:	Ablaufdiagramm: Erstellen der Übersicht technischer Alternativen	104
Abbildung 17:	Ablaufdiagramm Vorprüfung BVT-Ausschluss	106
Abbildung 18:	Ablaufdiagramm Grobanalyse der zu erwartenden Umweltbelastungen	108
Abbildung 19:	Mögliche Kategorien für Umwelteinflüsse einer Technik (innerhalb des Kreises) und deren Rückführung auf Elementarflüsse (außerhalb des Kreises); (Anmerkung: Die Zuordnung zu den Sektoren ist nur angedeutet und nicht eindeutig zu verstehen)	111
Abbildung 20:	Ablaufdiagramm Beschaffung benötigter Daten	113
Abbildung 21:	Ablaufdiagramm Beschaffung zusätzlicher Daten	115
Abbildung 22:	Ablaufdiagramm Berechnung von Kennzahlen	117

Fortsetzung ABBILDUNGSVERZEICHNIS

	Seite
Abbildung 23: Ablaufdiagramm Prüfung der Datenqualität	118
Abbildung 24: Ablaufdiagramm Normierung auf EDW	120
Abbildung 25: Beispiel für ein T-Diagramm zur Darstellung von Unterschieden zwischen zwei Verfahrensalternativen, normiert auf EDW	122
Abbildung 26: Ablaufdiagramm Ableitung von Standardszenarien	123
Abbildung 27: Abschließende Bewertung der Ergebnisse	133
Abbildung 28: Stoffverteilung für Chlor und Schwefel in der Abgasreinigung MVA	146
Abbildung 29: Stoffstromnetz MVA mit Abwasser	148
Abbildung 30: Stoffstromnetz MVA ohne Abwasser mit Sprühtrockner	149
Abbildung 31: Stoffstromnetz MVA mit externer Waschwassereindampfung	150
Abbildung 32: Stoffstromnetz MVA ohne Abwasser, quasitrocken und trocken	151
Abbildung 33: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich abwassererzeugender Rauchgasreinigung (Technik 1) und Sprühtrocknertechnik (Technik 2) unter Berücksichtigung systembedingter Aufwendungen – Vergleich absoluter Unterschiede in EDW ausgedrückt	161
Abbildung 34: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich abwassererzeugender Rauchgasreinigung (Technik 1) und EDA-Technik (Technik 3) unter Berücksichtigung systembedingter Aufwendungen – Vergleich absoluter Unterschiede in EDW ausgedrückt	162
Abbildung 35: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich abwassererzeugender Rauchgasreinigung (Technik 1) und (quasi)trockenem Verfahren (Technik 4) unter Berücksichtigung systembedingter Aufwendungen – Vergleich absoluter Unterschiede in EDW ausgedrückt	163

Fortsetzung ABBILDUNGSVERZEICHNIS

		Seite
Abbildung 36:	T-Diagramm zum paarweisen Vergleich (quasi)trockenem Rauchgasreinigung (Technik 4) und nassen Verfahren (Technik 1 bis 3) für das Standardszenario	167
Abbildung 37:	T-Diagramm zum paarweisen Vergleich abwasserfreier Rauchgasreinigung (Technik 2 bis 4) und Verfahren mit Abwassereinleitung (Technik 1) für das Standardszenario	169
Abbildung 38:	Stoffstromnetz „Lösemittelbasierter Flexodruck“	183
Abbildung 39:	Stoffstromnetz „wasserbasierter Flexodruck“	186
Abbildung 40:	T-Diagramm zum paarweisen Vergleich lösemittelbasierter und wasserbasierter Flexodrucktechnik – Vergleich absoluter Unterschiede in EDW ausgedrückt für das gesamte Produktionsvolumen der Flexodruckbranche; wasserseitig für den Fall der Indirekteinleitung	195
Abbildung 41:	T-Diagramm zum paarweisen Vergleich lösemittelbasierter und wasserbasierter Flexodrucktechnik – Differenz der Ausschöpfung der Richtwerte für Umgebungsluft durch Immissionen	199
Abbildung 42:	Stoffstromnetz REA mit Abwasser	211
Abbildung 43:	Stoffstromnetz abwasserfreie REA	212
Abbildung 44:	T-Diagramm zum paarweisen Vergleich abwassererzeugender REA (Technik 1) und abwasserfreier REA (Technik 2) – Vergleich absoluter Unterschiede in EDW ausgedrückt für die Gesamtheit an Steinkohlenkraftwerken (2.043 PJ Steinkohle nach [28])	219
Abbildung 45:	T-Diagramm zum paarweisen Vergleich abwassererzeugender REA (Technik 1) und abwasserfreier REA (Technik 2) – unter Berücksichtigung der Luftschadstoffemissionen durch den zusätzlichen Energieverbrauch bei Technik am Beispiel einer Kraftwerksanlage von 750 MW Bruttostromerzeugung	222

Fortsetzung ABBILDUNGSVERZEICHNIS

	Seite
Abbildung 46: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich abwassernerzeugender REA und REA mit Abwassereindampfung bezüglich der Ausschöpfung des Schutzziels Wasser (750 MW brutto Steinkohlekraftwerk mit 42 m³/h Abwasser eingeleitet in einen Vorfluter mit 10.000 m³/h; * im Bereich der Nachweisgrenze)	225

TABELLENVERZEICHNIS

	Seite
Tabelle 1: Bewertung vorhandener Methoden zur Verwendbarkeit des Vergleichs von Techniken (konventionelle Methoden)	87
Tabelle 2: Bewertung vorhandener Methoden zur Verwendbarkeit des Vergleichs von Techniken (neuere Methoden)	88
Tabelle 3: Erläuterungen des Bezugs zwischen KEA und ökobilanziellen Wirkungskategorien	95
Tabelle 4: Methodischer Ablauf der Bewertung von BVT	99
Tabelle 5: Auswahl von Schadstoffen und deren Berücksichtigung in gesetzlichen Regelwerken	128
Tabelle 6: Bewertung der neuen Methode von ARCADIS/IFEU zur Verwendbarkeit des Vergleichs von Techniken	135
Tabelle 7: Übersicht der in der IVU-Richtlinie Anhang III enthaltenen und in Gesetzen reglementierten Stoffparameter für die Luftseite	141
Tabelle 8: Übersicht der in der IVU-Richtlinie Anhang III enthaltenen und in Gesetzen reglementierten Stoffparameter für die Wasserseite	142
Tabelle 9: Zusammenstellung der für einen Vergleich verschiedener Rauchgasreinigungstechniken erforderlichen luft- und abwasserseitigen Parameter	144

Fortsetzung TABELLENVERZEICHNIS

		Seite
Tabelle 10:	Schadstoffgehalte im Rohgas nach Entstaubung bei MVA	152
Tabelle 11:	Abscheidegrade der betrachteten Aggregate	153
Tabelle 12:	Sachbilanzergebnisse der zu vergleichenden Techniken (Direkte Emissionen)	155
Tabelle 13:	Grundlagen zur Ermittlung des spezifischen Beitrags - Gesamtemissionen und -verbräuche in Deutschland und die mittlere Belastung durch einen Einwohner	160
Tabelle 14:	Vergleich der gemäß Szenario errechneten Luft-Immissionskonzentrationen mit Immissions-Richtwerten Technik 1 bis 3: nasse Abgasreinigung; Technik 4: (semi-)trockene Verfahren	166
Tabelle 15:	Vergleich der gemäß Szenario errechneten Immissionskonzentrationen im Vorfluter mit Immissions-Richtwerten	168
Tabelle 16:	Durchschnittliche Rezepturen für lösemittel- und wasserbasierte Flexodruckfarben, nach [34]	176
Tabelle 17:	Übersicht der in der IVU-Richtlinie Anhang III [1] enthaltenen und in Gesetzen reglementierten Stoffparameter für die Luftseite	178
Tabelle 18:	Übersicht der in der IVU-Richtlinie Anhang III [1] enthaltenen und in Gesetzen reglementierten Stoffparameter für die Wasserseite	179
Tabelle 19:	Zusammenstellung der für einen Vergleich lösemittel- und wasserbasierter Flexodruckverfahren erforderlichen luft- und abwasserseitigen Parameter (nach Recherche durch [34])	180
Tabelle 20:	Basisdaten für die Modellierung der lösemittelbasierten Flexodrucktechnik (Daten nach [34])	183
Tabelle 21:	Basisdaten für die Modellierung der wasserbasierten Flexodrucktechnik (Daten nach [34])	186
Tabelle 22:	KEA-Faktoren für verschiedene verwendete Hilfsstoffe	188

Fortsetzung TABELLENVERZEICHNIS

	Seite
Tabelle 23: Sachbilanzergebnisse der zu vergleichenden Flexodruck-techniken für direkte Emissionen, bezogen auf eine Anlage (70 t/a verdruckte Farbe)	189
Tabelle 24: Sachbilanzergebnisse der zu vergleichenden Flexodruck-techniken für externe Prozesse, bezogen auf eine Anlage (70 t/a verdruckte Farbe)	190
Tabelle 25: Grundlagen zur Ermittlung des spezifischen Beitrags – Gesamtemissionen und -verbräuche in Deutschland und die mittlere Belastung durch einen Einwohner	194
Tabelle 26: Immissionsbetrachtung luftgetragener Schadstoffe für löse-mittelbasierten (LMB) und wasserbasierten (WB) Flexodruck für Verpackungen (delta >0 bedeutet: zu Gunsten WB und umgekehrt)	198
Tabelle 27: Immissionsbetrachtung wassergetragener Schadstoffe für wasserbasierten (WB) Flexodruck für Verpackungen bei hypothetischer Direkteinleitung in einen Vorfluter (1,0 m³/h, ohne kommunale Kläranlage (KA)) bzw. mit Indirektein-leitung über eine Kläranlage (0,1 m³/h)	201
Tabelle 28: Übersicht der in der IVU-Richtlinie Anhang III [1] enthaltenen und in Gesetzen reglementierten Stoffparameter für die Wasserseite	208
Tabelle 29: Zusammenstellung der für einen Vergleich abwasser-erzeugender und -freier REA erforderlichen abwasser-seitigen Parameter	209
Tabelle 30: Kenndaten zur Modellierung	213
Tabelle 31: Grenzwerte nach Anhang 47 [33] und Messwerte für REA-Abwasser	214
Tabelle 32: Sachbilanzergebnisse der zu vergleichenden Techniken (direkte Emissionen über das Abwasser in den Vorfluter) und KEA	215
Tabelle 33: Grundlagen zur Ermittlung des spezifischen Beitrags - Gesamtemissionen und -verbräuche in Deutschland und die mittlere Belastung durch einen Einwohner	217

Fortsetzung TABELLENVERZEICHNIS

	Seite
Tabelle 34: Spezifische Beiträge der zu vergleichenden Techniken bezogen auf die Gesamtemissionen und -verbräuche und die gesamte Kapazität von Steinkohlekraftwerken in Deutschland	218
Tabelle 35: Emissionen, verursacht durch den zusätzlichen Energieaufwand der Eindampfung, im bundesdeutschen Stromnetz und in einem Steinkohlenkraftwerk	221
Tabelle 36: Vergleich der gemäß Szenario errechneten Immissionskonzentrationen im Vorfluter mit Immissions-Richtwerten (Basis: Realdaten, 42 m ³ /h Abwasser; 10.000 m ³ /h Vorflut; NWG = im Bereich der Nachweisgrenze)	224
Tabelle 37: Vergleich der gemäß Szenario errechneten zusätzlichen Immissionskonzentrationen in der Umgebung einer Anlage mit Immissions-Richtwerten (Basis: Schornstein: 150 m; 200.000 m ³ /h Abgas; $\chi/Q = 0,005 \text{ h/m}^3$)	226

ANHÄNGE

	Seite
Anhang 1: Grenzwerte und Richtwerte in Regelwerken Deutschlands und der EU	236
Anhang 2: Grunddaten zur Ermittlung der spezifischen Beiträge (EDW)	241
Anhang 3: Immissions-Richtwerte Luft und Wasser	243
Anhang 4: Standardausbreitungsfaktoren – Luft	247

0 Zusammenfassung

0.1 Aufgabenstellung und Ziele des Vorhabens

Im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA) legen die Forschungsnehmer einen Methodenvorschlag zur medienübergreifenden Bewertung von Umweltbelastungen durch bestimmte industrielle Prozesse vor. Diese Methode soll als Hilfsinstrument zur Identifikation von „Besten Verfügbaren Techniken“ (BVT) im Sinne der IVU-Richtlinie (Artikel 2, Punkt 11; Artikel 10) dienen und dabei auch den sogenannten „Sevilla-Prozess“ (die Erstellung der Referenzdokumente, BREF, zu den BVT) unterstützen.

Ausgehend von der Analyse bereits vorhandener Methodenansätze für vergleichbare Bewertungen (LCA, Screening-LCA, MIPS, KEA, Methode des DFIU) sollte eine Methode entwickelt werden, die u.a. folgende Eigenschaften besitzt:

- Der methodische Ablauf soll insgesamt nachvollziehbar, transparent und generell auf alle industriellen Prozesse oder Teilprozesse anwendbar sein.
- Die Ermittlung der erforderlichen Daten muss mit vertretbarem Aufwand möglich sein.
- Prozesse oder Techniken, die als BVT-Kandidaten nicht infrage kommen können, sollen möglichst frühzeitig identifiziert werden.
- Die Anwendbarkeit der Methode zur standortunabhängigen Bewertung von BVT-Kandidaten muss gegeben sein.

Es war nicht Aufgabe der Methodenentwicklung, unter verfügbaren technischen Alternativen eine Entscheidung zwischen „BVT“ und „nicht BVT“ unmittelbar zu treffen. Vielmehr sollen komplexe, medienübergreifende Wirkungen so vorbewertet werden, dass die nachfolgende Entscheidung eines Expertengremiums fachlich vorbereitet wird.

0.2 Beschreibung der Methode

Methodische Konzepte zur Bewertung von Umweltsachverhalten werden seit geraumer Zeit angewendet. Auch speziell für die Fragestellung zu medienübergreifenden Bewertungen als Vorbereitung der Festlegung der BVT liegen bereits mehrere Vorschläge vor bzw. es befinden sich solche in Entwicklung. Dabei wird meist ein stark an die Ökobilanz-Methode (Life Cycle Assessment, LCA) angelehntes Konzept bevorzugt.

Die hier vorgelegte Methode weist ebenfalls wesentliche Elemente der Ökobilanz auf. Im Vordergrund steht jedoch der medienübergreifende Vergleich der Umweltauswirkungen einzelner Techniken, Prozesse oder Prozessabschnitte auf einer Ebene, auf welcher sie gegenseitig austauschbar sind. Es werden nur Parameter betrachtet, in denen sich die Techniken unterscheiden. Als Maßstab dienen

- die Relevanz von stofflichen Emissionen der betreffenden Branche bei Verwendung der einzelnen Technik, bezogen auf die Gesamtemissionen des Bezugsraums (z.B. Deutschland oder die EU),
- der potenzielle Beitrag der einzelnen Technik, eingesetzt in einer typisierten Anlage an einem fiktiven Standort, ermittelt nach einer Standardausbreitungsrechnung.

Ziel ist es, den Vergleich der Techniken auf diejenigen Parameter zu reduzieren, welche nach diesen Maßstäben überhaupt eine Relevanz besitzen, und dafür die Unterschiede zu quantifizieren.

Die durch eine Technik bedingten Umweltwirkungen können allerdings auch fern vom Standort erfolgen, z.B. durch Strombezug aus dem Netz oder bei der Herstellung von Hilfsstoffen. Solche vorgelagerten Prozesse (und auch die nachgelagerten) müssen selbstverständlich berücksichtigt werden, sofern die zu vergleichenden Techniken sich darin unterscheiden. Die vorgelegte Methode sieht vor, grundsätzlich für das Einbeziehen der vor- und nachgelagerten Prozesse als Leitparameter mit hoher Repräsentanz den Verbrauch an Primärenergieträgern (den „Kumulierten Energieaufwand = KEA“) heranzuziehen. Er wird wie die stofflichen Emissionen auf die Branche bezogen normiert.

Die genannten Elemente – die branchenbezogenen (ähnlich der Ökobilanz) und die umgebungsbezogenen (nach Art der UVP) – ergänzen sich zu einer einfach anwendbaren Methode zur Bewertung alternativer Techniken.

0.2.1 Kurzübersicht des methodischen Ablaufs

Zur Unterstützung der Anwendung wurde die von den Forschungsnehmern entwickelte Bewertungsmethode in einen straff schematisierten Ablauf (fünf Schritte) untergliedert. Dieser stellt sich wie folgt dar:

1. Schritt: "Vorbereitende Arbeiten"

Zunächst müssen die zur Verfügung stehenden Techniken ausgewählt und darauf hin untersucht werden, ob sie gegeneinander frei austauschbar sind, d.h. für Betreiber wirklich Alternativen darstellen. Es können Ausschlusskriterien für bestimmte Techniken angewendet werden: Techniken, die z.B. nicht großtechnisch erprobt sind oder Grenzwerte nicht einhalten, haben überhaupt keine Aussicht, später (in einem Expertengremium) als BVT klassifiziert zu werden

2. Schritt: "Identifikation des Medienkonfliktes"

Die durch die Techniken zu erwartenden Umweltbelastungen werden qualitativ bewertet und gegenübergestellt, insbesondere die Unterschiede. Weiterhin wird der zu bilanzierende Bereich abgegrenzt.

3. Schritt: "Datenerhebung"

Für den abgegrenzten Bilanzraum werden Daten erhoben zu Schadstoffemissionen (in Luft und Gewässer), Energie- und Hilfsstoffverbrauch sowie Abfallbeseitigung. Die Aufwendungen für die drei Datenbereiche werden als Primärenergieverbrauch berechnet (KEA).

4. Schritt: "Normierung und Vergleich"

4.1 Branchenbezogene Normierung

Die Bilanzergebnisse für Emissionsfrachten und KEA werden mit der jeweiligen Gesamtbelastung bzw. dem Gesamtenergieverbrauch in Deutschland oder der EU ins Verhältnis gesetzt (z.B. anhand von Einwohneräquivalenten). Rechnet man die Unterschiede zwischen Technikalternativen auf die Gesamtleistung der betroffenen Branche hoch, zeigt sich die mengenmäßige Bedeutung von Emissionen oder Energieverbrauch, käme jeweils nur die eine Technik anstelle aller anderen zum Einsatz.

4.2 Umgebungsbezogene Normierung

Für die direkten Emissionen einer typischen Anlage mit den zu bewertenden Techniken wird ein Standardausbreitungsszenario in die Umgebungsluft bzw. einen Vorfluter gezeichnet. Die hiermit vereinfacht geschätzten Immissionswerte werden medienbezogenen Qualitätszielen (Immissionsrichtwerte) gegenübergestellt (standortunabhängige Immissionsbetrachtung).

5. Schritt: “Abschließende Bewertung”

Zur Identifizierung relevanter Umweltaspekte werden Relevanzschwellen für die bei der branchen- und umgebungsbezogenen Normierung ermittelten Unterschiede zwischen Technikalternativen vorgeschlagen. Diese können nur orientierenden Charakter haben. Für die branchenbezogene Bewertung wird eine Relevanzschwelle von 10.000 Einwohneräquivalenten als signifikanter Unterschied zwischen Normierungsergebnissen, für die umgebungsbezogene Normierung die Überschreitung von 1 % des jeweiligen Immissionsrichtwertes empfohlen. Eine Gewichtung unterschiedlicher emittierter Stoffe hinsichtlich ihrer ökologischen Wirkungen findet nicht statt. Diese Bewertung ist ebenso wie die Zuordnung BVT/nicht BVT auf der Ebene von Experten zu treffen, die auch aktuelle umweltpolitische Gesichtspunkte berücksichtigen.

0.2.2 Darstellung der Methode

Der Methodenablauf wird im Folgenden etwas ausführlicher dargestellt.

Schritt 1: Vorbereitende Arbeiten

Im ersten Teilschritt ist die Festlegung der richtigen Bewertungsebene für den Technikvergleich durchzuführen. Ausgehend vom Anhang I der IVU-Richtlinie dürfen nur solche Techniken miteinander verglichen werden, die frei gegeneinander austauschbar sind. Techniken, die z.B. in Bezug auf

- Einsatzstoffe
- Produkte (Art und Qualität)
- Anwendungsgebiet (bei nachgeschalteten Reinigungstechniken)

verschieden sind, dürfen nicht gegeneinander abgewogen werden. Der Betreiber einer solchen Anlage hat nicht die freie Wahl zwischen den Techniken!

Im nächsten Teilschritt muss der Gutachter die mit einander vergleichbaren Techniken in einer Übersicht auflisten. Es reicht aus, hier einige wichtige Informationen zu den Techniken einzuholen, z.B. über die Realisierung, den grundsätzlichen Verfahrensablauf usw.

Schließlich können bereits erste Mindestanforderungen an Techniken zur Identifizierung grundsätzlich nicht als BVT geeigneter Techniken in einer Vorprüfung zum Ausschluss angewendet werden. Hierunter fallen folgende Maßgaben:

- Die Technik muss mindestens in einer Großanlage technisch realisiert worden sein; in Ausnahmefällen kann auch eine Pilotanlage herangezogen werden,
- Die Technik muss die gültigen europäischen und nationalen Grenzwerte für Abgas und Abwasser einhalten,
- Die Technik muss alle geltenden Regelungen (Gesetze, Verordnungen, technische Vorschriften) für die Anwendung einhalten.

Schritt 2: Identifikation des Medienkonflikts

Die zur Auswahl als BVT zur Verfügung stehenden Techniken werden bezüglich eines zu erwartenden Medienkonfliktes betrachtet. Es reicht dabei aus, die grundsätzlichen Abwägungen verbal festzuhalten. Typische Medienkonflikte sind z.B.:

- Höherer Energieverbrauch und Abfallaufkommen versus Abwasseranfall (Beispiel: Eindampfung von Abwässern).
- Höherer Energieverbrauch versus luftgetragener VOC-Emissionen (Beispiel: wasserbasierte gegenüber lösemittelbasierten Druckfarben).

Für den direkten Vergleich von Techniken sind folgende drei Kategorien ausreichend für die Betrachtung:

- Emissionen in die Luft (zu verstehen als die direkten Emissionen der Prozesstechnik)
- Emissionen in Gewässer (zu verstehen als die direkten Emissionen der Prozesstechnik)
- Beanspruchung von natürlichen Ressourcen (zu verstehen als energetischer oder stofflicher Aufwand der Prozesstechnik)

Desweiteren kann der für eine Bewertung heranzuziehende Bilanzraum auf den Bereich reduziert werden, in dem sich die Techniken unterscheiden. Damit kann auch der Datenbedarf für die Bewertung der technischen Alternativen auf diesen Bilanzraum eingegrenzt werden. Auch alle Stoffe und Energien, die bei den zu vergleichenden Techniken innerhalb des Bilanzraums hinsichtlich Qualität **und** Quantität identisch sind, können generell aus der Betrachtung herausfallen. Als Resultat wird eine Liste der für einen Vergleich der Emissionen möglicherweise relevanten Parameter erstellt.

Schritt 3: Datenerhebung und Berechnung der Inventare der technischen Alternativen

Sind Bilanzraum und der zu bearbeitende Datenumfang festgelegt, so besteht der nächste Schritt in der Erhebung der Daten und der rechnerischen Modellierung der Prozesse. Der Teilschritt entspricht grundsätzlich der Sachbilanz im Rahmen der Ökobilanzmethodik und stellt das sachliche Grundgerüst für alle weiteren Schritte dar.

Häufig wird die Datenerhebung als der arbeitsintensivste Schritt z.B. bei Ökobilanzen bezeichnet. Dort ist meist ein relativ umfangreicher Bilanzraum (Gesamtlebensweg eines Produkts) ausschlaggebend für den hohen Aufwand. Dieser ist beim begrenzten technischen Prozess im Rahmen der medienübergreifenden Bewertung technischer Alternativen bei weitem nicht erforderlich. Allerdings kann die Beschaffung spezifischer und valider Daten auch für einen einzelnen technischen Prozess einen gewissen Aufwand bedeuten.

Im einfachsten Fall beschreiben die erhobenen Daten bereits den Fall eines berechneten Prozesses, sofern die Daten aller zu vergleichenden Technikalternativen auf der gleichen Basis beruhen (z.B. Emission von Stoff X pro t verbranntem Abfall oder pro t Produkt). Im Gegensatz zur notwendigen Software-Unterstützung bei der komplexen Ökobilanz-Berechnung ist hier eine einfache Tabellenkalkulation ausreichend.

Die Berechnung wird sinnvollerweise am Beispiel einer fiktiven Anlage mit der für die Branche typischen Anlagengröße durchgeführt; Maßstab ist z. B. der Durchsatz der Anlage. Im Rahmen des zuvor festgelegten Bilanzraums sind alle ebenfalls als relevant eingestuft stofflichen Emissionen in Abwasser und Abgas zu bilanzieren. Daneben werden alle Energieflüsse des Prozesses, die verwendeten Betriebs- und Hilfsstoffe sowie die einer Beseitigung zuzuführenden erzeugten Abfallmengen zusammengestellt. Eine vollständige Lebenswegbilanz dieser Einflussgrößen ist nicht erforderlich.

Ihre Berücksichtigung beschränkt sich auf eine Energiebilanz, berechnet anhand des kumulierten (Primär-)Energieaufwandes (KEA)¹.

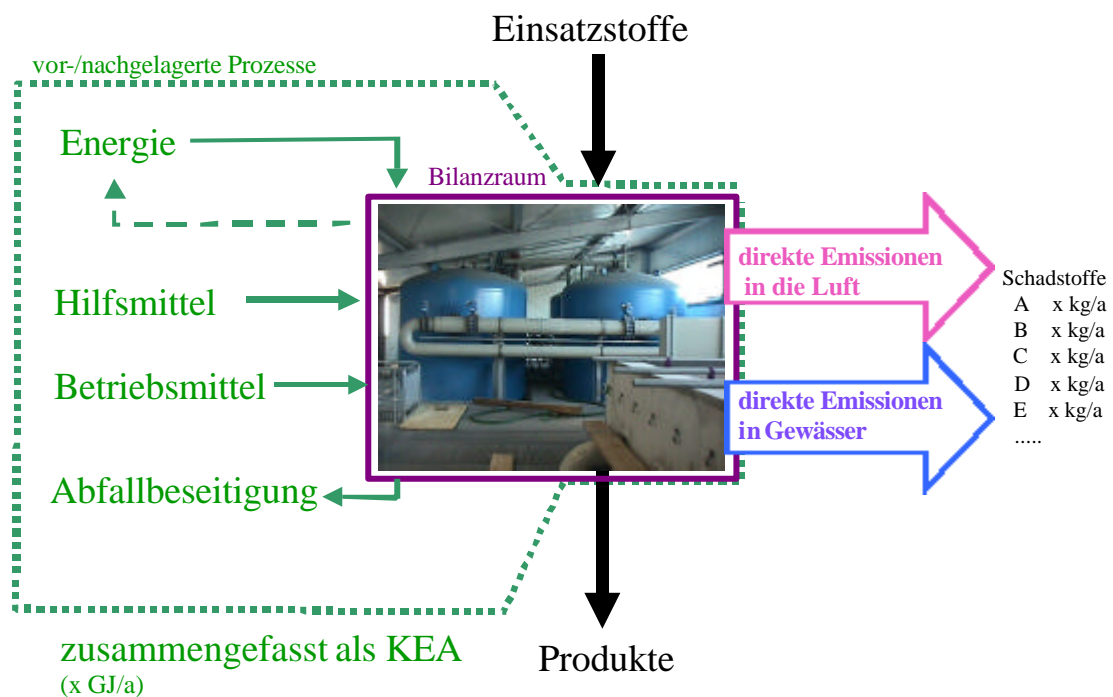


Abbildung 1: Gliederung des Bilanzraums nach zu erhebenden Daten

¹ „Der kumulierte Energieaufwand gibt die Gesamtheit des primärenergetisch bewerteten Aufwands an, der im Zusammenhang mit der Herstellung, Nutzung und Beseitigung eines ökonomischen Gutes (Produkt oder Dienstleistung) entsteht bzw. diesem ursächlich zugewiesen werden kann.“ (aus VDI 4600)

Diese Vorgehensweise begründet sich aus mehreren Aspekten:

1. Der Schwerpunkt liegt auf der zu bewertenden Technik. Eine umfassende Lebensweganalyse unter Aufsummierung einer Vielzahl von Datenkategorien aus ggf. zahlreichen vorgelagerten Prozessen verschleiert u.U. den Blick auf den Einfluss des eigentlich zu bewertenden Objekts, zumal die Bilanzierung vor- und nachgelagerter Prozesse auf der Mittelung der erzeugten Umweltauswirkungen (z.B. „Strommix“) beruht. Diese Prozesse unterliegen in der Fachöffentlichkeit ständiger Optimierung mit der Folge, dass eine Aggregation der Umweltwirkungen über eine Prozesskette ständigen Änderungen unterliegen würde.
2. Die Beschränkung auf die Erhebung und Berechnung des KEA stellt eine erhebliche Vereinfachung der Durchführung der vorgestellten Methode dar. Der zu bewältigende Datenumfang wird damit deutlich eingeschränkt und überschaubar gehalten. Energiedaten sind im Übrigen meist einfacher zugänglich als gesamte Stoffstrombilanzen.
3. Der Primärenergieverbrauch ist erfahrungsgemäß ein sehr guter Repräsentant für eine Vielzahl in Ökobilanzen üblicherweise angewandter Wirkungskategorien. So deckt er beispielsweise den Treibhauseffekt, die Versauerung, die Eutrophierung (via luftseitiger Emissionen) und den Verbrauch energetischer Ressourcen meist sehr genau ab. Sommersmog und Lärmbelastungen, die vorwiegend auf den Kfz-Verkehr zurückzuführen sind, sind über den Transportenergiebedarf teilweise im KEA repräsentiert.

Besitzen vor- oder nachgelagerte Prozesse ökologisch besonders problematische, spezifische Eigenschaften, die nicht von Energieprozessen abgebildet werden, so besitzt der KEA keine ausreichende Repräsentanz. In diesem Fall sind spezifische Betrachtungen notwendig.

Die Sicherheit eines Bewertungsergebnisses steht und fällt mit der Sicherheit der zu Grunde liegenden Basisdaten. Es ist daher angebracht, bereits bei deren Erhebung die Datenqualität zu prüfen und zu dokumentieren. Die Prüfung kann zum Teil durch mechanisierte Methoden (Abhakliste für Einzeldaten, Input/Output-Bilanz für Plausibilität) erfolgen. Sie setzt aber auch technische Kenntnisse des Bearbeiters voraus, da die Plausibilität von Daten umso besser bewertet werden kann, je mehr persönliche Erfahrungen vorhanden sind.

Auch in dieser Stufe sollte ein Ausschluss von Techniken möglich sein: Immer dann, wenn es nicht möglich ist, plausible Daten bzw. ausreichende Daten zur Bewertung zu erhalten, ist die Weiterbetrachtung eigentlich zwecklos. Nur mit „*wenn eine bestimmte Voraussetzung erfüllt ist, dann würde die Betrachtung folgendes Ergebnis liefern*“-Formulierungen können solche Techniken gegebenenfalls noch weiter betrachtet werden.

Schritt 4: Normierung

Die Normierung setzt die einzelnen Sachbilanzergebnisse mit ausgewählten Referenzwerten ins Verhältnis. Sie erfolgt auf zwei verschiedenen Ebenen :

1. auf der branchenbezogenen Ebene (als Referenzgrößen dienen die Gesamtemissionen chemischer Stoffe in die Luft und das Wasser bzw. der Gesamt-KEA pro Kopf der Bevölkerung Deutschlands oder der EU).
2. auf der umgebungsbezogenen Ebene (als Referenzgrößen dienen Immissionswerte für Luft und Wasser, angewandt auf Standardszenarien)

Zur Darstellung der spezifischen Beiträge auf der **branchenbezogenen Ebene** werden die sogenannten Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) herangezogen, ein Äquivalenzwert für die pro Einwohner der EU oder der Deutschland verursachte Emission eines Stoffes oder Verbrauchs von Energie. Die Berechnung verläuft für jeden Parameter wie folgt (E = Einwohner):

$$\text{EDW [kg/a} \bullet \text{E oder kJ/a} \bullet \text{E]} = \frac{\text{Gesamtemission/-verbrauch EU bzw. D in [kg/a oder kJ/a]}}{\text{Einwohnerzahl EU bzw. D}} \quad (1)$$

und

$$\begin{array}{l} \text{Spezifischer Beitrag} \\ \text{einer Technik A} \\ \text{[Anzahl EDW]} \end{array} = \frac{\text{Emission/Verbrauch der Branche mit Technik A [kg/a oder kJ/a]}}{\text{EDW [kg/a} \bullet \text{E oder kJ/a} \bullet \text{E]}} \quad (2)$$

Um den Unterschied zwischen Technik A und Technik B in der richtigen Dimension erfassen zu können, werden die spezifischen Beiträge für beide Optionen jeweils unter der Annahme errechnet, die gesamte Branche wäre entweder mit der einen oder der anderen Technik ausgestattet.

Als Darstellungsformat bietet sich das vom Umweltbundesamt (UBA) entwickelte „Tannenbaum-Diagramm“ (T-Diagramm) an, wobei anstelle einer relativen Skalierung (z.B.: Option A verursacht 50 % mehr an SO₂ als Option B) die absoluten Differenzbeträge zwischen den Verfahrensoptionen anhand der jeweiligen Gesamtbelastungswerte als EDW abgetragen werden (z.B.: Option A emittiert im Vergleich zu B soviel mehr SO₂ in die Luft wie der jährlichen Emission von 125.000 Einwohnern entspricht).

Auf der **umgebungsbezogenen Ebene** lassen sich die durch eine bestehende technische Anlage am konkreten Standort zusätzlich verursachten Immissionen üblicherweise durch prognostische Berechnung mit geeigneten Modellen und Modellannahmen ausreichend quantifizieren. Hierzu bedarf es Informationen über konkrete Standortbedingungen und über Anlagenspezifika, Topographie und Meteorologie. Anlagengröße, Abgasmenge und die Höhe von Schornsteinen haben, was die Luftseite betrifft, wesentlichen Einfluss auf die Größenordnung der zu erwartenden Zusatzbelastungen. Auf der Wasserseite ist vor allem die Größe und Art des Vorfluters entscheidend.

Dieser Standortbezug steht im Konflikt mit einer standortunabhängigen Beurteilung, die gefragt ist, wenn die allgemeinen Unterschiede zwischen Techniken aus ökologischer Sicht (hier: medienübergreifende Bewertung) abstrakt-generell dargestellt und bewertet werden sollen. Um diesen Konflikt zu lösen, wird hier vorgeschlagen, in Analogie zu Expositionsabschätzungen im Rahmen anderer medienbezogener Regelungen (z. B. BBodSchV, TrinkwV, AbfKlärV) **Standardszenarien für ungünstige, aber noch plausible Fallgestaltungen** (= Standardszenarien) zu definieren.

Die Anwendung von Standardszenarien ist in verschiedenen Zusammenhängen durchaus gängige Praxis. So wird z.B. in den Technical Guidance Documents, die zur Risikobewertung neuer Stoffe dienen, für Emissionen aus kommunalen Kläranlagen in oberirdische Gewässer als „default value“ eine 10-fache Verdünnung der Emissionen angenommen. Auf keinen Fall jedoch können die Standardszenarien für die im einzelnen Genehmigungsverfahren erforderliche standortbezogene Prüfung herangezogen werden.

Für die Luft zeigt eine Auswertung (auf der Basis von Ausbreitungsrechnungen² erstellter Immissionsprognosen für Verbrennungsanlagen für verschiedene Regionen Deutschlands), dass die Standortmeteorologie und -topographie bei gleicher Art der Emission (Frachten wie Schornsteinhöhe) nur im Falle von Extremsituationen (z.B. enge Tallage) zu wesentlichen Abweichungen in den Ausbreitungsfaktoren führt. Eine methodisch sinnvolle Vereinfachung ist daher die Annahme eines Standardausbreitungs- respektive Verdünnungsfaktors, der sich auf wenige wesentliche Emissionscharakteristika stützt. Damit lässt sich die maximal zu erwartende Zusatzimmission ($I_{Z_{max}}$) für alle Schadstoffe abschätzen. Je nach Branche bzw. Typologie der emittierenden Anlagen muss ein solcher Standardfaktor separat abgeleitet werden. So liegen die Schornsteinhöhen von MVA häufig im Bereich zwischen 60 bis 80 m (bei sehr großen Anlagen auch deutlich über 100 m) und die Abgasvolumina im Bereich von 60.000 bis 100.000 m³ pro Stunde. Bei „normalen“ Standortverhältnissen wird die Abgas bis in Bodenhöhe um mindestens den Faktor 10⁵ verdünnt.

$$I_{Z_{max}} [\mu\text{g}/\text{m}^3] = \frac{\text{Emissionskonzentration eines Stoffes in } [\mu\text{g}/\text{m}^3]}{\text{Verdünnungsfaktor}} \quad (3)$$

In gleicher Weise wird für die Emission von Abwasser in oberirdische Gewässer vorgegangen. Im Realfall ist hier das Verhältnis zwischen der eingeleiteten Fracht und der Durchflussmenge des Gewässers ausschlaggebend. Allerdings erfolgt auch bei größeren Fließgewässern die Durchmischung mit dem Wasserkörper erst sehr langsam, so dass über längere Zeit vergleichsweise geringe Verdünnungsraten resultieren.

2 Das Gauß-Fahnenmodell nach Anhang C der TA Luft findet für solche Fälle überwiegend Anwendung. Bei extremen Standortverhältnissen werden seit mehreren Jahren vermehrt komplexere Modelle (z.B. die sogenannten Lagrange-Ausbreitungsmodelle) angewandt. Für beide Modelltypen liegen umfassende Ergebnisdaten aus der Praxis vor.

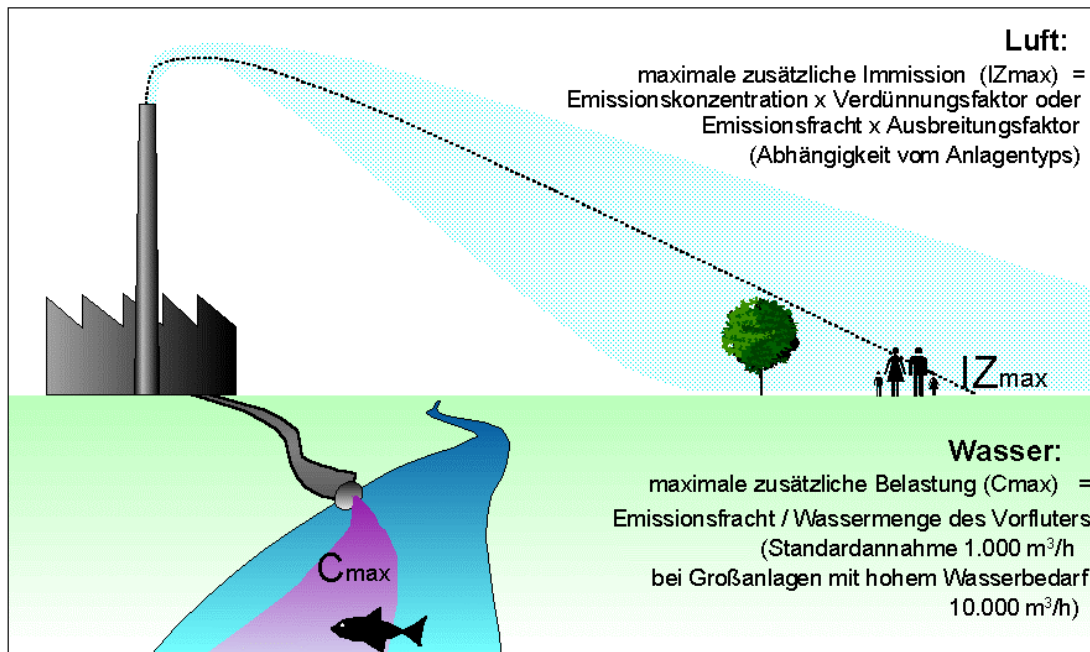


Abbildung 2: Schematische Darstellung einer Standardausbreitung von Schadstoffen in die Luft oder ein Gewässer

Es wird hier die folgende Standardisierung für abwasserseitige Emissionen vorgeschlagen: Als maximal zu erwartende Wasserbelastung (C_{max}) wird davon ausgegangen, dass das Abwasser einer Anlage (oder einer Technik) bei der Einleitung mit 1.000 m³/h Wasser eines Vorfluters verdünnt werden. Somit werden auch die Abwasserinhaltsstoffe (Frachten in Masse je Zeiteinheit formuliert) entsprechend verdünnt. Dies entspricht der Situation an einem Bach mit mittlerer Wasserführung oder einem mittleren Fluss mit Niedrigwasserführung oder einem größeren Fluss im Bereich von bis zu 100 m nach Einleitstelle.

$$C_{max} [\mu\text{g}/\text{m}^3] = \frac{\text{Emissionsfracht eines Stoffes in } [\mu\text{g}/\text{h}]}{\text{Summe Volumenstrom (Vorfluter + Abwasser) } [\text{m}^3/\text{h}]} \quad (4)$$

Auf der „Wirkungsseite“ werden für die relevanten stofflichen Emissionen Immissionsrichtwerte herangezogen. Immissionsanforderungen an die **Umgebungsluft**-Qualität haben im Sinne der gestellten Aufgabe (medienübergreifende Bewertung) den Vorteil, dass sie für die jeweilige Technik typische Umweltauswirkungen mit berücksichtigen (können).

Immissionsricht- und grenzwerte können als ein Qualitätsziel für den jeweiligen Schadstoff angesehen werden, das – unter Berücksichtigung von Emissionen auch aus anderen Quellen – als noch akzeptierbar angesehen wird. Je weiter ein solcher Wert für einen Schadstoff unterschritten wird, desto größer ist der „Sicherheitsabstand“ zu eventuellen Schäden. Als Maß kann der Quotient aus (für „Standardbedingungen“ errechneter) Schadstoffimmissionskonzentration und Immissionsgrenzwert dienen. Je kleiner dieser Quotient ist, desto geringer ist die (absolute) Bedeutung des betreffenden Schadstoffs.

In der gleichen Art und Weise können Qualitätsziele für **Gewässer** als integrierter Maßstab für die Wirkungen auf verschiedene Schutzgüter betrachtet werden, z. B. Eutrophierung, Schädigung aquatischer Lebewesen oder Sedimentbewohner, die Nutzung von oberirdischen Gewässern zur Gewinnung von Trinkwasser oder die Fischerei (Wirkungspfad Wasser → Fisch → Mensch).

Qualitätsziele wurden in Deutschland u.a. vom Bund-Länder-Arbeitskreis Qualitätsziele schutzgutbezogen und von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) abgeleitet.

Für die Immission in den **Boden** können die in der Bundes-Bodenschutzverordnung festgelegten maximal zulässigen Einträge als Bezugsgröße herangezogen werden, die bisher für Schwermetalle abgeleitet worden sind. Dies war in den verwendeten Fallbeispielen nicht relevant.

Schritt 5: Abschließende Bewertung

In der abschließenden Bewertung werden die Unterschiede zwischen den Techniken in Bezug auf einen Emissionsmaßstab (EDW, KEA) und einen Immissionsmaßstab herausgearbeitet und die Relevanz dieser Unterschiede bewertet. Die vom Umweltbundesamt für Ökobilanzen etablierte verbal-argumentative Abwägung ist grundsätzlich auch hier zu empfehlen. Zur Unterstützung einer solchen Abwägung schlagen die Forschungsnehmer die Anwendung von „Relevanzschwellen“ vor, um die Bewertung auf die wesentlichen Aspekte fokussieren zu können.

Folgende Relevanzschwellen werden empfohlen:

- Bei der branchenbezogenen Bewertung werden (auf der vorläufig nationalen Ebene) solche Unterschiede zwischen Techniken als relevant angesehen, die größer als 10.000 EDW und/oder KEA ausfallen, mithin die Dimension einer Kleinstadt einnehmen.
- Bei der umgebungsbezogenen Bewertung werden Unterschiede zwischen Techniken, die für Immissionen einer Standardanlage im Standardszenario mehr als 1 % des Richtwertes betragen, als relevant angesehen.

0.3 Ergebnisse aus den Fallbeispielen

Bei der Vorstellung der Fallbeispiele in der Zusammenfassung wird nachfolgend nur auf wesentliche Ergebnisse der detaillierten Betrachtungen (siehe Kapitel 4 bis 6) eingegangen.

0.3.1 Fallbeispiel: Abgasreinigungsverfahren bei Müllverbrennungsanlagen

Es gibt bei den großtechnisch zum Einsatz kommenden Verfahren der Abgasreinigung für Müllverbrennungsanlagen folgende grundsätzliche technische Alternativen:

1. Nasse Abgasreinigung mit Abwasserreinigung, Einleitung der gereinigten Abwässer in den Vorfluter und Entsorgung der Abfälle (Schlämme) (Technik 1),

2. Nasse Abgasreinigung mit Eindampfung des Abwassers in einem vorgeschalteten Sprühtrockner (Technik 2) oder externer Eindampfanlage (Technik 3), jeweils mit Entsorgung der Abfälle (Salze), oder
3. Trockene Abgasreinigung mit Entsorgung der trockenen Abfälle (Technik 4).

In der EU sind alle Verfahren zulässig, wenn entsprechende Grenzwerte (Abgas, Abwasser) eingehalten werden. In Deutschland ist die Einleitung von Abwässern aus der Rauchgasreinigung in Gewässer nicht zulässig. Somit wäre das unter 1. genannte Verfahren in Deutschland von der weiteren Bewertung auszuschließen (Ausschlusskriterium: Verfahren ist nach nationalem Recht nicht zulässig). Da dieses Verfahren in anderen Ländern der EU zulässig ist, wurde es jedoch weiter in die Betrachtung mit einbezogen. Nach einem Vergleich der einzelnen Stufen der Rauchgasreinigungssysteme wurden die vier gegeneinander austauschbaren Techniken gegeneinander gewertet, die jeweils im Prozessgang nach dem in Müllverbrennungsanlagen üblichen Elektrofilter beginnen und vor der DENOX-Anlage enden. Die Bilanzräume sind damit festgelegt; sie wurden auf der Basis vorhandener Werte aus einer Vielzahl von Literaturangaben bewertet.

In den Abbildungen 3 und 4 sind die paarweisen Vergleiche der abwasserfreien Technik mit der Eindampfanlage (EDA) (3) bzw. das trockene Verfahren (4) jeweils mit der abwassererzeugenden Technik (1) dargestellt.

Die Ergebnisse zeigen zunächst deutlich den signifikanten Nachteil der abwassererzeugenden Variante gegenüber den abwasserfreien (allein bei drei Metallen mehrere Millionen EDW Unterschied). Erkennbar ist aus der Abbildung 0-4 auch, dass der geringere Energieaufwand der (quasi-)trockenen Verfahren (Technik 4) mit einer in gleicher Größenordnung liegenden, höheren Emission der Luftschadstoffe Schwefeldioxid und Chlorwasserstoff verbunden ist. Auf dieser Basis zeigt sich eine Abwassereindampfung gegenüber den trockenen Verfahren nicht eindeutig im Vorteil.

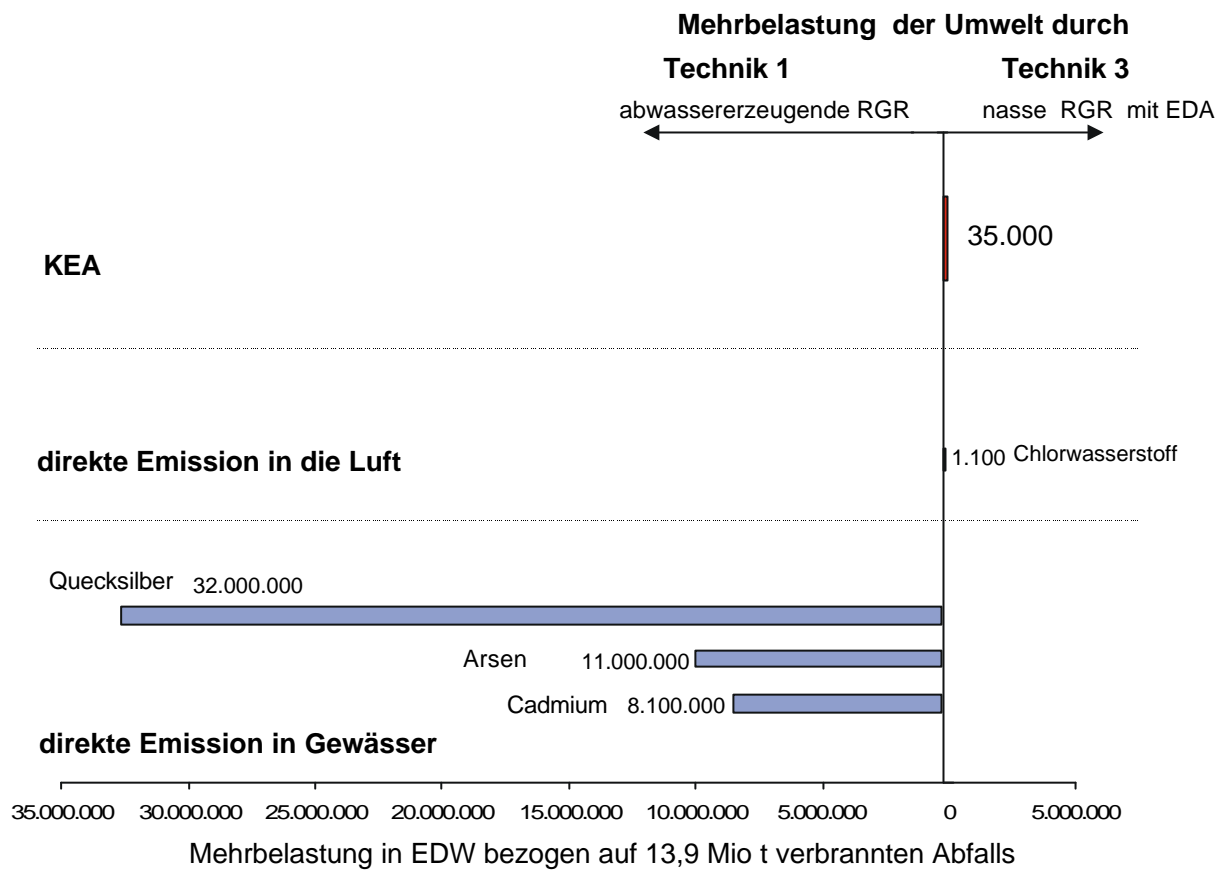


Abbildung 3: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich von abwassererzeugender und (quasi-)trockener MVA-Abgasreinigung – Vergleich absoluter Unterschiede in EDW, angegeben für die Gesamtheit der MVA-Leistung in Deutschland (13,9 Mio. t Abfall im Jahr)

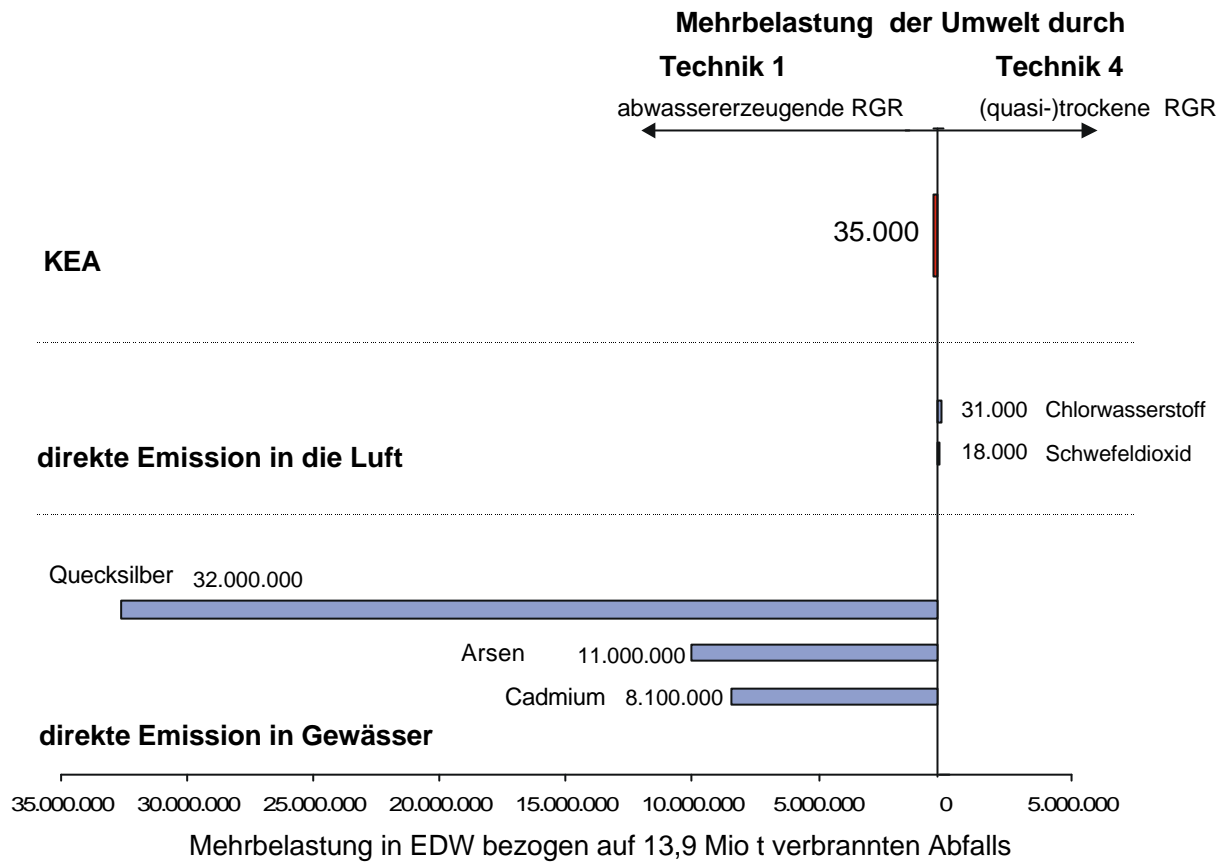


Abbildung 4: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich von abwassererzeugender und abwasserfreier (EDA) MVA-Abgasreinigung – Vergleich absoluter Unterschiede in EDW, angegeben für die Gesamtheit der MVA-Leistung in Deutschland (13,9 Mio. t Abfall im Jahr)

In nachfolgender Abbildung 5 sind weiterhin die zusätzlichen Immissionsbelastungen im Vorfluter einer fiktiven Anlage dargestellt. Auf der Abgasseite liegen die Unterschiede zwischen den Techniken für alle Schadstoffe unterhalb von 1 % des jeweiligen Richtwertes für die Immissionskonzentrationen, deshalb wurde auf eine Darstellung verzichtet.

Da nur die Technik 1 Abwasser in einen Vorfluter ableitet (Verdünnung des Abwassers der Anlage in 1.000 m³/h Wasser des Vorfluters), ist deren Anteil am Richtwert gleichzeitig der Unterschied zu den anderen (abwasserfreien) Techniken. Bei nahezu allen betrachteten Stoffen wird die Relevanzschwelle von 1 % des Qualitätsziels überschritten, zum Teil sogar ganz erheblich.

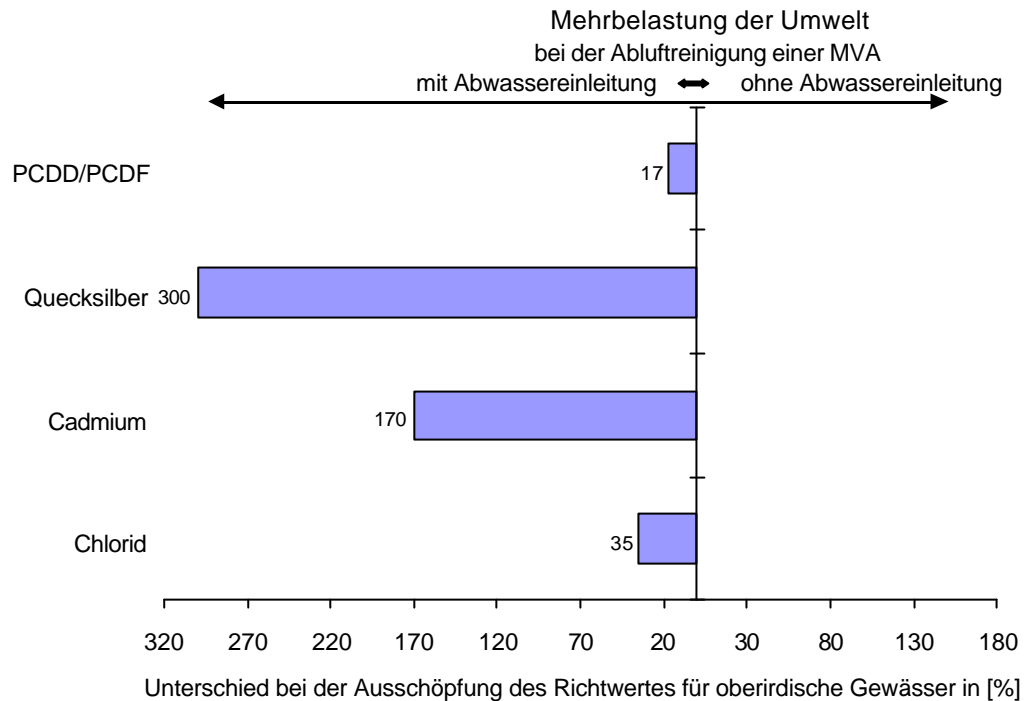


Abbildung 5: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich abwassererzeugender und abwasserfreier MVA-Abgasreinigung bezüglich der Ausschöpfung des Schutzziels Wasser (mittlere MVA mit 2,4 m³ Abwasser pro Stunde)

Schlussfolgerungen

Ingesamt lassen die Ergebnisse den Schluss zu, dass die Einleitung von Abwasser aus der Rauchgasreinigung von Müllverbrennungsanlagen zu einer erheblichen Mehrbelastung der Vorfluter im Vergleich zu anderen zur Verfügung stehenden Techniken führt. Zwischen den anderen Techniken ist als noch relevanter Unterschied der energetische Vorteil der trockenen bzw. quasitrockenen Verfahren zu bewerten, dem aber eine vergleichbare (wenn auch geringe) Zusatzbelastung der Abgas mit Schwefeldioxid, Chlorwasserstoff und Fluorwasserstoff gegenübersteht.

0.3.2 Fallbeispiel: Flexodruck

Beim Flexodruck wurden die konventionellen (organo-)lösemittelhaltigen Druckfarben den wasserbasierten gegenübergestellt.³ Es handelt sich also um eine Bewertung produktions-integrierter Verfahren (im Gegensatz zum vorherigen Beispiel, bei dem nachgeschaltete Reinigungstechniken miteinander verglichen wurden).

Die Ergebnisse zeigen (Abbildung 6), dass die luftgetragenen Emissionen die Erheblichkeitsschwelle von 10.000 EDW überschreiten. Hier steht eine Mehrbelastung an organischen Lösemitteln (aggregiert in VOC) durch die lösemittelbasierte Technik einer etwa gleich hohen Mehrbelastung in EDW an Ammoniak bei den wasserbasierten Druckfarben gegenüber. Dagegen überschreitet die gesamte Branche bei Ausrüstung mit einer der beiden Techniken in Bezug auf den KEA und die Abwasserbelastung das Kriterium von 10.000 EDW bei keinem Parameter.

3 Die Daten für das Fallbeispiel wurden von Ökopool im Auftrag von ARCADIS in der Branche erhoben.

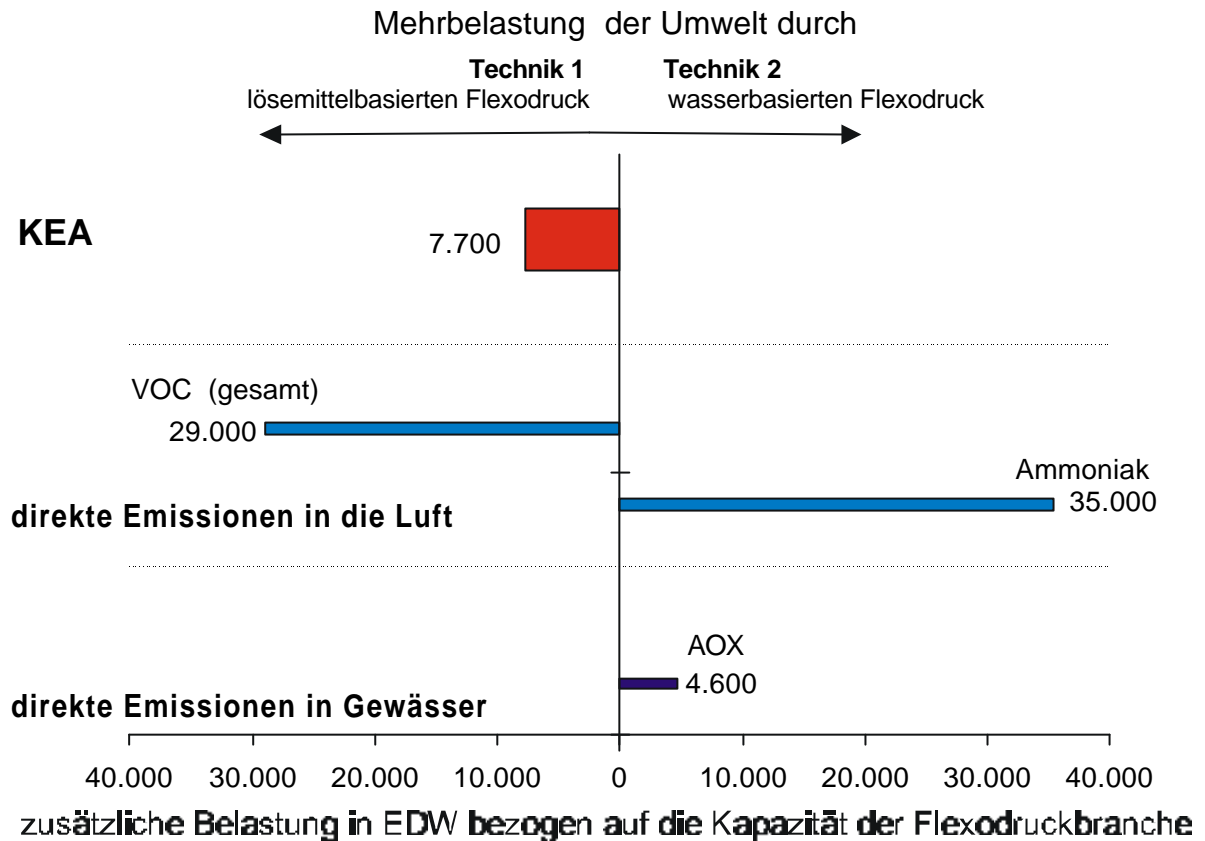


Abbildung 6: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich von wasser- und lösemittelbasiertem Verpackungs-Flexodruck – Vergleich absoluter Unterschiede in EDW angegeben für die Gesamtheit der Flexodruckbranche

Bei der Betrachtung der Immissionen durch die Abgas einer fiktiven Anlage (Abbildung 7) zeigt der lösemittelbasierte Flexodruck eine deutlich höhere Ausschöpfung der Richtwerte für die eingesetzten VOC als der wasserbasierte. Umgekehrt ist die Immission von Ammoniak beim wasserbasierten Flexodruck sehr hoch (über 100 % des Richtwertes). Die Immissionsbelastung durch das Abwasser des wasserbasierten Flexodrucks liegt unterhalb der empfohlenen Relevanzschwelle (höchster Einzelwert: 0,95 % für den CSB). Dies gilt für den in Deutschland üblichen Fall einer Nachreinigung des Abwassers in einer kommunalen Kläranlage. Ohne Nachreinigung sind relevante Immissionen bei AOX zu erwarten. Auf eine Darstellung wurde deshalb verzichtet.

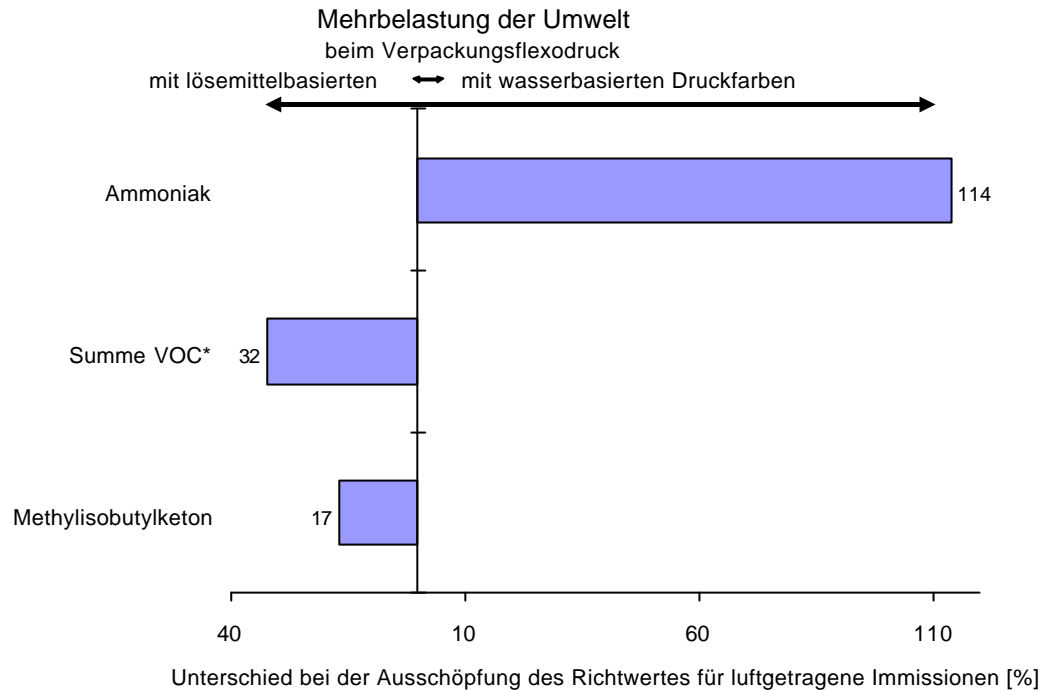


Abbildung 7: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich von wasser- und lösemittel-basiertem Flexodruck (mittlerer Betrieb mit Jahresproduktion von 70 t;
* = Wert für VOC ist die Summe der Ausschöpfung der Einzelsubstanzen)

Schlussfolgerungen

An diesem Beispiel zeigt sich, dass trotz der insgesamt eher geringen Relevanz der Branche (Unterschiede maximal in der Größenordnung von 10.000 EDW) bei beiden Techniken erhebliche Einflüsse auf die Umgebung der Anlagen für einzelne Parameter (VOC bzw. Ammoniak) resultieren. Das Beispiel verdeutlicht den Vorteil der vorgestellten Methode, in der die branchenbezogenen und die umgebungsbezogenen Aspekte kombiniert werden.

0.3.3 Fallbeispiel: Abschlammwasser aus der REA von Kraftwerken

Derzeit leiten alle deutschen Steinkohlekraftwerke ihre Abwässer aus der Abschlammung der Rauchgasentschwefelungsanlagen (REA-Abschlammung) in die Vorfluter ein. Grenzwerte für relevante Stoffe im Abwasser sind in einem eigenen Anhang der Rahmenabwasserverwaltungsvorschrift zum Wasserhaushaltsgesetz (WHG) formuliert. Basierend auf Realdaten einer großen Kraftwerksanlage in Deutschland wurden Berechnungen für folgende Varianten durchgeführt:

- REA-Abschlammung mit nachfolgender Abwasserreinigung und Ableitung des Abwassers in den Vorfluter bzw.
- REA-Abschlammung mit nachfolgender vollständiger Eindampfung des Abwassers.

Die Eindampfung ist als Verfahren im speziellen Fall nicht realisiert. Dies ist eigentlich ein Ausschlusskriterium (Technik großtechnisch nicht erprobt). Trotzdem wurde das Fallbeispiel behandelt, da

- bereits eine aufkonzentrierende Eindampfung (bzw. Eindickung) für ein REA-Abwasser großtechnisch realisiert war und
- verfahrenstechnisch für viele komplexe Abwässer anderer Herkunft bereits vollständige Eindampfungen realisiert sind.

In Abbildung 8 sind die spezifischen Beiträge (EDW) dargestellt, würde die gesamte Branche (Steinkohlenkraftwerke) einmal mit Abwassereinleitung (Realsituation) und einmal vollständig mit Eindampfung des REA-Abwassers ausgestattet sein. Die Ergebnisse der medienübergreifenden Bewertung zeigen, dass die Eindampfung zwar mit einem deutlichen energetischen Mehraufwand verbunden ist, gleichzeitig aber den Gewässern die Einleitung erheblicher Mengen an Schadstoffen ersparen würde.

Die umgebungsbezogenen Auswirkungen wurden auf der Basis einer großen Kraftwerksanlage mit 750 MW brutto Stromleistung (Kraftwerk mit reiner Verstromung) ermittelt. Auch hier sind die zu erwartenden Immissionskonzentrationen im Vorfluter für die meisten der spezifischen Stoffe relevant.

Liegen bei der branchenbezogenen Bewertung in Abbildung 8 eine Größenordnung Unterschied in den EDW zwischen den ungünstigsten Abwasserparametern (Quecksilber, Cadmium, Chlorid) und dem Generalindikator KEA, so unterstreichen die umgebungsbezogenen Werte für die in Gewässer eingeleiteten Schadstoffe (Abbildung 9) einen signifikanten ökologischen Nachteil der Option „REA mit Ableitung des Abwassers in den Vorfluter“. Da die Technik großtechnisch nicht erprobt ist, gibt dieses Ergebnis nur einen Hinweis auf einen möglichen Nutzen der technischen Weiterentwicklung.

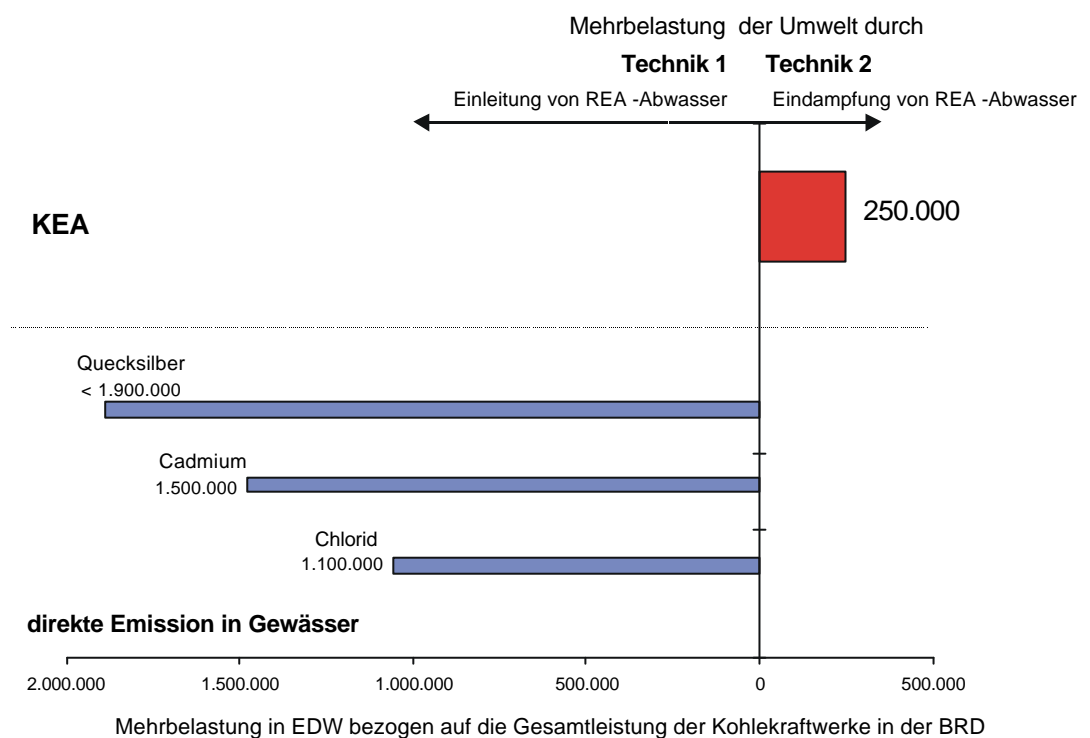


Abbildung 8: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich abwassererzeugender REA (Technik 1) und abwasserfreier REA (Technik 2) – Vergleich absoluter Unterschiede in EDW, angegeben für die Gesamtheit an Steinkohlekraftwerken (ca. 2.000 PJ)

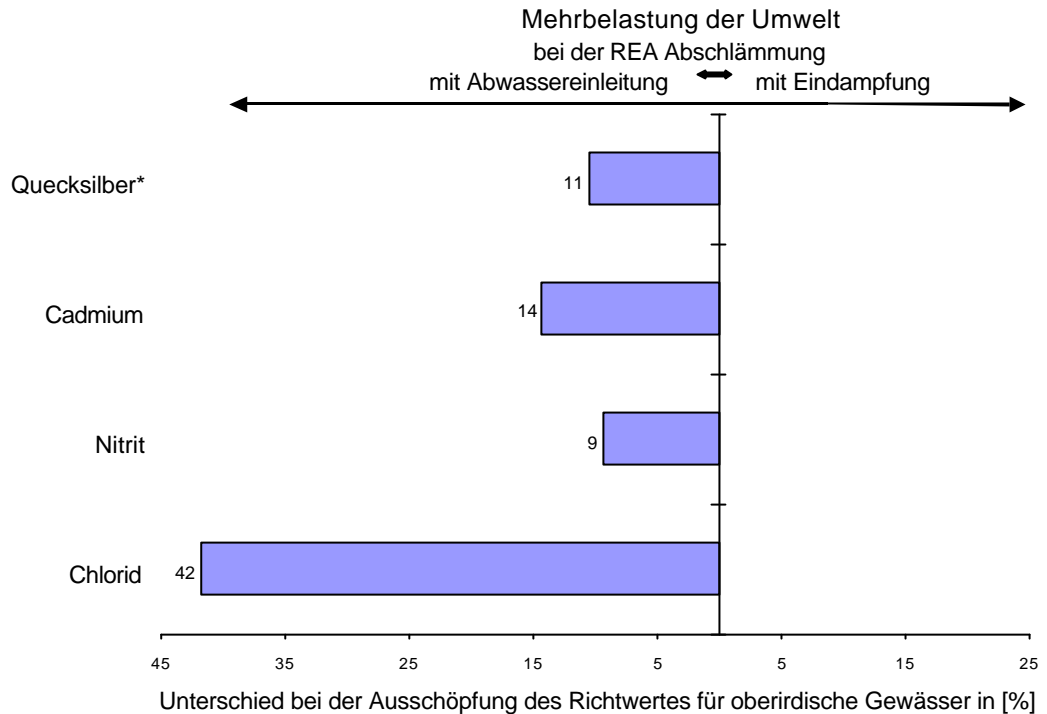


Abbildung 9: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich abwassererzeugender REA und REA mit Abwassereindampfung bezüglich der Ausschöpfung des Richtwertes für oberirdische Gewässer (750-MW-brutto-Steinkohlenkraftwerk mit 42 m³/h Abwasser eingeleitet in einen Vorfluter mit 10.000 m³/h; * = im Bereich der Nachweisgrenze)

Schlussfolgerungen

Das Fallbeispiel zeigt, dass die Standardszenarien mit Sachverstand angepasst werden müssen, wenn bestimmte Annahmen nicht zutreffen können. Im Fallbeispiel ist dies der Vorfluter mit üblicherweise angenommenen 1.000 m³/h Abfluss, der wegen des notwendigen Kühlwasserbedarfs eines Kraftwerkes nicht geeignet wäre. Es musste eine sinnvolle Anpassung auf einen Vorfluter mit 10.000 m³/h stattfinden.

Weiterhin zeigt sich bei der technisch mit Fallbeispiel 1 (MVA-Abwasser) durchaus gleichartigen Fragestellung, dass die branchenbezogene Normierung der gesamten Umweltauswirkungen eine, neben der Immissionsbetrachtung, wichtige zweite Aussage eines Vergleichs zwischen Techniken darstellt: Die komplexe Gesamtsituation wird durch die Bewertungsmethode auf ein Abwägen zwischen direkten Emissionen in ein Medium (hier Wasser) und dem Aufwand zur Energieherstellung und damit verbundenen indirekten Emissionen reduziert. Eine abschließende Entscheidung über das Bevorzugen einer der Techniken sollte nun auf der Grundlage dieser Ergebnisse und möglicherweise unter Zuhilfenahme weiterer zusätzlicher Auswahlkriterien in einem Expertengremium getroffen werden.

0 Summary

0.1 Tasks and goals of the plan

The researchers were commissioned by the German Federal Environment Agency (UBA) to submit a method proposal for the cross-media assessment of environmental pollution caused by certain industrial processes. This method will serve as an aid in the identification of “Best Available Technologies” (BAT) in the sense of the IPPC directive (Article 2, Item 11; Article 10) and also support the so-called “Seville Process” (the preparation of best available technology reference documents - BREF- on BAT).

Based on an analysis of existing method approaches for similar assessments (LCA, Screening LCA, MIPS, CED, DFIU method) a method is to be developed with, among other things, the following characteristics:

- On the whole, the method process should be understandable, transparent and it should generally be possible to apply the method to all industrial processes or sub-processes.
- It must be possible to assess the necessary data at a reasonable expense.
- Processes or technologies that are not suitable as BAT candidates should be identified as early as possible.
- It must be possible to use the method for a location-independent assessment of BAT candidates.

In developing the method, it was not a case of deciding between “BAT” and “non BAT”, given the available technological alternatives. Rather, complex, cross-media effects were to be pre-assessed in such a way that they are functionally prepared for a decision to be made by a committee of experts.

0.2 Description of the method

Method concepts for the assessment of environmental issues have been used for some time. Several proposals have also been made or are being developed specifically for the issues of cross-media assessments as a form of preparation for the determination of the BAT. As a rule, concepts that are predominantly based on Life Cycle Assessment (LCA) are preferred.

Essentially, the method presented here also contains elements of the Life Cycle Assessment process, with the aim of a noticeable simplification. The main element is a cross-media comparison of the environmental effects of individual technologies, processes or sub-processes on a level where they are mutually exchangeable. Only parameters are considered in which the technologies differ. The following criteria are used:

- The relevance of substance emissions from the respective industrial sector, when the individual technologies are used, in relation to the total emissions of the reference area (e.g. Germany or the EU),
- The potential contribution made by the individual technology deployed in a typical plant at a fictitious location, determined according to a standard propagation calculation.

The objective is to reduce the comparison of the technologies to those parameters that are relevant according to the above criteria and to quantify the differences.

However, the environmental influences that are attributable to a technology can take effect far removed from the location, e.g. through purchasing electricity from the grid or in the manufacture of auxiliary materials. Of course, these upstream processes (and also the downstream ones) must be taken into account in as much as they differ in the technologies being compared. To take account of the upstream and downstream processes, the method presented here intends to use the consumption of primary energy ("cumulative energy demand = CED") as a reference parameter with a high level of representation. Like the substance emissions, it is standardised in relation to the capacity of the considered industrial sector.

The above-mentioned elements – sector-related (similar to Life Cycle Assessment) and plant-related (like the Environmental Impact Assessment) – supplement one another to form an easily applicable method for assessing alternative technologies.

0.2.1 Short overview of the method process

To support the application, the assessment method developed by the researchers was subdivided into five stages in a rigidly idealised process. These are as follows:

Step 1: “Preparatory work”

First, the technologies that are available must be selected and examined as to whether they are mutually exchangeable, i.e. if they are true alternatives for operators. Exclusion criteria can be used for specific technologies: Technologies that have, for example, not been tested on a large commercial scale or which do not comply with limiting values have absolutely no chance of being classified as BAT at a later stage (in an expert committee).

Step 2: “Identification of the media conflict”

The environmental pollutions that are to be expected from alternative technologies are qualitatively assessed and compared, in particular the differences. In addition, the area for which the balance sheet is to be prepared is limited.

Step 3: “Data gathering”

Data is gathered on emissions of contaminants (in the air and water), the consumption of energy and auxiliary materials and waste disposal for the limited area for which the balance sheet is to be prepared. The expenses for the three data areas are calculated as primary energy consumption (CED).

Step 4: “Standardisation and comparison”

4.1 Sector-related standardisation

The results of the balance sheet for emission loads and CED are placed in relation to the respective total burden or, alternatively, the total energy consumption in Germany or the EU (e.g. on the basis of population equivalents). When the differences between the alternative technologies are extrapolated to the total capacity of the respective industry, this shows the quantitative significance of emissions or energy consumption and only one or the other technology would then be deployed.

4.2 Plant-related standardisation

A standard propagation scenario in the surrounding air or in a receiving body of water is drawn up for the direct emissions of a typical plant using the technologies that are to be assessed. The estimated immission (ambient concentration) values are compared to media-related quality targets, i.e. reference immission values (location-independent immission consideration).

Step 5: “Final assessment”

In order to identify relevant environmental aspects, relevance thresholds are suggested for the differences between the alternative technologies that were determined in the sector- and plant-related standardisation procedures. These can only have an orientation character. For the sector-related assessment a relevance threshold of 10,000 population equivalents is recommended as a significant difference between the standardisation results. For the plant-related standardisation, a 1% excess of the respective immission (ambient concentration) guideline value is recommended. The different substances that are emitted are not weighted as regards their ecological effects. Like the allocation BAT/non BAT, this assessment is to be made on an expert level, which can also take account of current environmental-political points of view.

0.2.2 Description of the method

The method process will be described in more detail in the following.

Step 1: Preparatory work

In the first sub-step, the correct assessment level for comparing the technologies must be determined. Based on Appendix I of the IPPC directive, only technologies that are mutually exchangeable may be compared with one another. Technologies that differ in regards to

- feedstock
- product (type and quality)
- scope of application (in downstream cleaning technologies)

may not be weighed against each other. The operator of such a plant is not free to choose between the various technologies!

In the next sub-step the expert must make a list of the technologies that are comparable with one another in an overview. It is sufficient to obtain some important information on the technologies, e.g. about the implementation, basic process etc.

Finally, in a preliminary committee check the first minimum requirements can already be applied to the technologies to identify those that are not suitable for BAT. This includes the following provisions:

- The technology must have been technically implemented in at least one large scale plant; in exceptional cases a pilot plant is acceptable,
- The technology must comply with the valid European and national limiting values for exhaust air and wastewater,
- The technology must comply with all valid regulations (laws, ordinances, technical regulations) for the application.

Step 2: Identification of the media conflict

The technologies that are available as BAT selections are considered in regards to an expected media conflict. It is sufficient to record the basic considerations verbally. Typical media conflicts are for example:

- Higher energy consumption and quantities of waste versus accumulation of wastewater (Example: evaporation of wastewater).
- Higher energy consumption versus airborne VOC emissions (Example: water-based versus solvent-based printing ink).

The following three categories are sufficient for the consideration of a direct comparison of technologies:

- Emissions in the air (to be regarded as the direct emissions from the process technology)
- Emissions in waters (to be regarded as the direct emissions from the process technology)
- Demand on natural resources (to be regarded as energetic or material expense of the process technology)

In addition, the sphere of the balance sheet that is used to make an assessment can be reduced to the area in which the technologies differ. In this way the data requirements for the assessment of technological alternatives can be limited to this balance-sheet sphere. Also, all materials and energy types that are identical in the technologies being compared within the sphere of the balance sheet in regards to quality **and** quantity can generally be excluded from the consideration. As a result, a remaining list of parameters that could possibly be relevant for comparing the emissions is drawn up.

Step 3: Data gathering and calculation of the inventories of technological alternatives

When the sphere of the balance sheet and the scope of data that has to be processed have been defined, the next step is to gather the data and model the processes on a computer. This sub-step basically corresponds to the process used within the scope of the Life Cycle Assessment methodology and represents the factual framework for all subsequent steps.

Often data gathering is described as the most work-intensive step e.g. in the case of Life Cycle Assessments. In this case the relatively comprehensive sphere of the balance sheet (total lifecycle of a product) is responsible for the high expense. This is in no way necessary in the limited technological process within the scope of the cross-media assessment of technological alternatives. However, a certain expense can be involved in procuring specific and valid data, even for one single technological process.

In the simplest scenario the data that has been gathered already describes the case of a calculated process, provided the data for all of the alternative technologies is founded on the same basis (e.g. emission of substance X per t incinerated waste or per t product). As opposed to the necessary software support in complex Life Cycle Assessment calculations, it is sufficient to use a simple tabular calculation in this case.

It is practical to carry out the calculation using a fictitious plant with the dimensions that are typical for the industry sector; the criterion could be for example plant throughput. All substance emissions in wastewater and the air that have been classified as being relevant within the previously determined sphere of the balance sheet are now reported in the balance sheet. In addition, all energy flows from the process, the operational and auxiliary materials and the disposal of waste quantities that are generated are aggregated. It is not necessary to draw up a complete lifecycle balance sheet of these influencing variables.

They only have to be considered in an energy balance sheet, calculated on the basis of the cumulative (primary) energy demand (CED)⁴

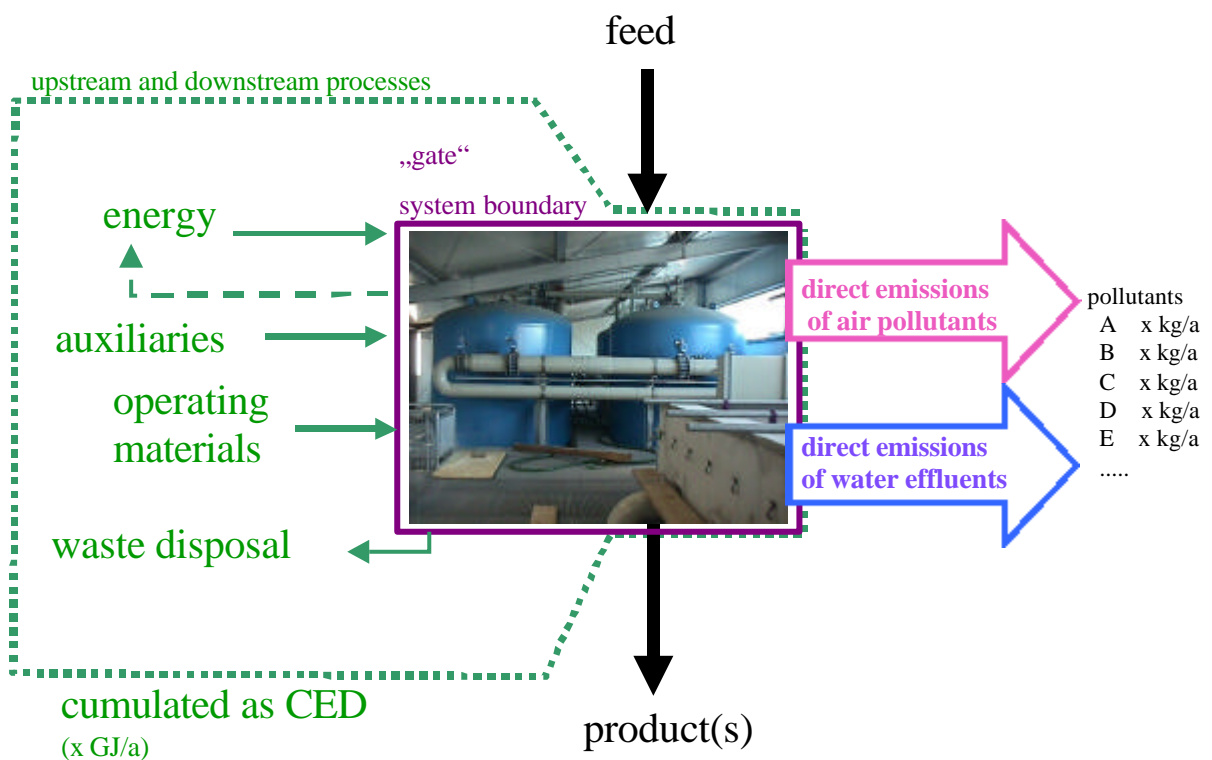


Figure 1: System boundary („gate“) and necessary data

4 "The cumulative energy demand gives the sum of the primary energetically assessed expense, which is created or which can be allocated in connection with the manufacture, utilisation and disposal of an economic material (Product or service)" (from VDI 4600)

This procedure is justified because of several aspects:

1. The emphasis is on the technology that is to be assessed. In many cases a comprehensive lifecycle analysis that sums up a large number of data categories from numerous downstream processes clouds the issue as to the actual influence of the object that is to be assessed. Especially as drawing up a balance sheet of upstream and downstream processes is based on an average of the environmental effects (e.g. "electricity mix"). These processes are subject to constant specialists' optimisation with the result that an aggregation of the environmental effects on a process chain would be subject to constant changes.
2. Limiting the process to gathering data and calculating CED represents a considerable reduction in carrying out the method described here. The quantity of data that has to be managed is thus drastically reduced and kept to a reasonable level. Besides this, energy data is generally more accessible than complete material flow balance sheets.
3. Experience has shown that the consumption of primary energy is a very good representative for a number of effect categories generally contained in Life Cycle Assessments. For instance, it generally covers the greenhouse effect, acidification, eutrophication (via airborne emissions) and the consumption of energy resources very well. Summer smog and noise pollution that can generally be attributed to automobiles are partially represented via the transport energy requirements in CED.

If upstream or downstream processes have properties that cause specific ecological problems that are not modelled by energy processes, the CED does not have sufficient representation. In this case specific considerations are necessary.

The reliability of an assessment result is completely dependent on the reliability of the basic data that it is founded upon. It is therefore wise to document and check the data quality while it is being gathered. In some cases the data can be checked by mechanised methods (checklist for individual data, input/output balance sheet for plausibility). However, this presupposes that the processor has the required technical knowledge, as, the more personal experience that is available, the better the plausibility of the data can be assessed.

It should also be possible to exclude some technologies at this stage: When it is not possible to obtain plausible or adequate data for the assessment, it is pointless to carry on considering the technology. There is only a point in considering such technologies with a formulation such as a *"if a specific pre-requisite is fulfilled, the consideration would produce the following result"*.

Step 4: Standardisation

Standardisation places the individual results of the balance sheets in relation to selected guideline values. This is carried out on two different levels:

1. On a sector-related level (total emissions of chemical substances in the air and water or the total per capita CED of the population of Germany or the EU is used as a reference variable).
2. On a plant-related level (immission values (ambient concentration) for air and water, applied to standard scenarios, are used as reference variables)

To represent the specific contribution on the **sector-related level**, the so-called person equivalency values (PEV) are used – an equivalent value for the emission of a substance or the consumption of energy for each inhabitant of the EU or Germany. The calculation for every parameter is as follows (I = Inhabitant):

$$\text{P-Eq [kg/a} \bullet \text{I or kJ/a} \bullet \text{I]} = \frac{\text{total emission or use in the EU resp. D [kg/a or kJ/a]}}{\text{number of persons in the EU resp. D}} \quad (1)$$

and

$$\begin{array}{l} \text{specific contribution of} \\ \text{technique A} \\ \text{[number of P-Eq]} \end{array} = \frac{\text{emission or use of the complete industrial sector} \\ \text{using technique A [kg/a or kJ/a]}}{\text{P-Eq [kg/a} \bullet \text{I or kJ/a} \bullet \text{I]}} \quad (2)$$

In order to be able to record the differences between technology A and technology B in the correct dimension, the specific contributions for both options are calculated on the assumption that the entire industry sector is equipped with the one or the other technology.

A suitable form of representation is the “Christmas tree diagram” developed by the German Federal Environment Agency (UBA), whereby instead of relative scaling (e.g.: Option A causes 50 % more SO₂ than Option B), the absolute differential contribution between the optional processes is stated as PEV (e.g.: In comparison to Option B, Option A emits an additional quantity of SO₂ into the air that is equivalent to the annual emission of 125,000 inhabitants).

On the **plant-related level** additional immissions (ambient concentration) from an existing plant at a specific location can generally be quantified to an adequate extent by predictive calculations with suitable models and model assumptions. This requires information about specific location conditions and plant characteristics, topography and meteorology. As regards the air, the size of the plant, the quantity of waste gas and the height of chimneys have a considerable influence on the magnitude of the additional pollution that can be expected. In regards to water, the size and type of receiving body is decisive.

This location relationship is in conflict with a location-independent assessment, which is required when the general differences between technologies from an ecological point of view (here cross-media assessment) are to be shown and assessed in an abstract and generalised form. In order to solve this conflict it is proposed that **standard scenarios for unfavourable but still plausible cases** (= standard scenarios) are defined, analogous to exposure estimates within the scope of other media-related regulations (e.g. German Soil Protection Ordinance, German Drinking Water Ordinance or Waste Treatment Ordinance).

The use of standard scenarios in various connections is quite a common practice. For instance in the Technical Guidance Documents used to evaluate the risks of new substances, for emissions from municipal sewage treatment plants in surface waters the “default value” is taken as a 10-fold dilution of the emissions. However, the standard scenarios can never be used for the location-related tests for individual licensing procedures.

For the air, an assessment (based on propagation calculations⁵ of immission (ambient concentration) forecasts prepared for waste incineration plants in various regions of Germany) shows that where the same type of emissions (loads as well the height of the chimney) is involved, the location meteorology and topography only lead to considerable deviations in the propagation factors in extreme situations (e.g. narrow valleys). Thus, a practical simplification is to assume a standard propagation or, respectively, dilution factor, based on just a few essential emission characteristics. This allows an estimate to be made of the maximum additional immission (IA_{\max}) (ambient concentration) that can be expected for all pollutants. Depending on the industry sector or typology of the emitting plant, a standard factor such as this must be derived separately. For instance the chimneys of waste incineration plants are usually around 60 to 80 m high (in very large plants, also well above 100 m) and the volume of waste gas is in the range of 60,000 to 100,000 m³ per hour. In “normal” location conditions the waste gas is diluted by at least a factor of 10⁵ by the time it reaches the ground.

$$IZ_{\max} [\mu\text{g}/\text{m}^3] = \frac{\text{concentration of a pollutant in flue gas} [\mu\text{g}/\text{m}^3]}{\text{dilution factor}} \quad (3)$$

The emission of wastewater into surface waters is treated in the same way. In actual fact the ratio between the load that is fed into the water and the flow rate of the water is the decisive factor. However, even in large rivers the mixing process with the body of water is very slow at first, so that relatively low dilution rates result over a longer period.

5 The Gaussian model according to Appendix C of the German TA Luft (Technical Instruction on Air Pollution) is generally used in such cases. For several years now in extreme location conditions, more complex models (e.g. the so-called Lagrange propagation model) have been used. Comprehensive practical results are available for both types.

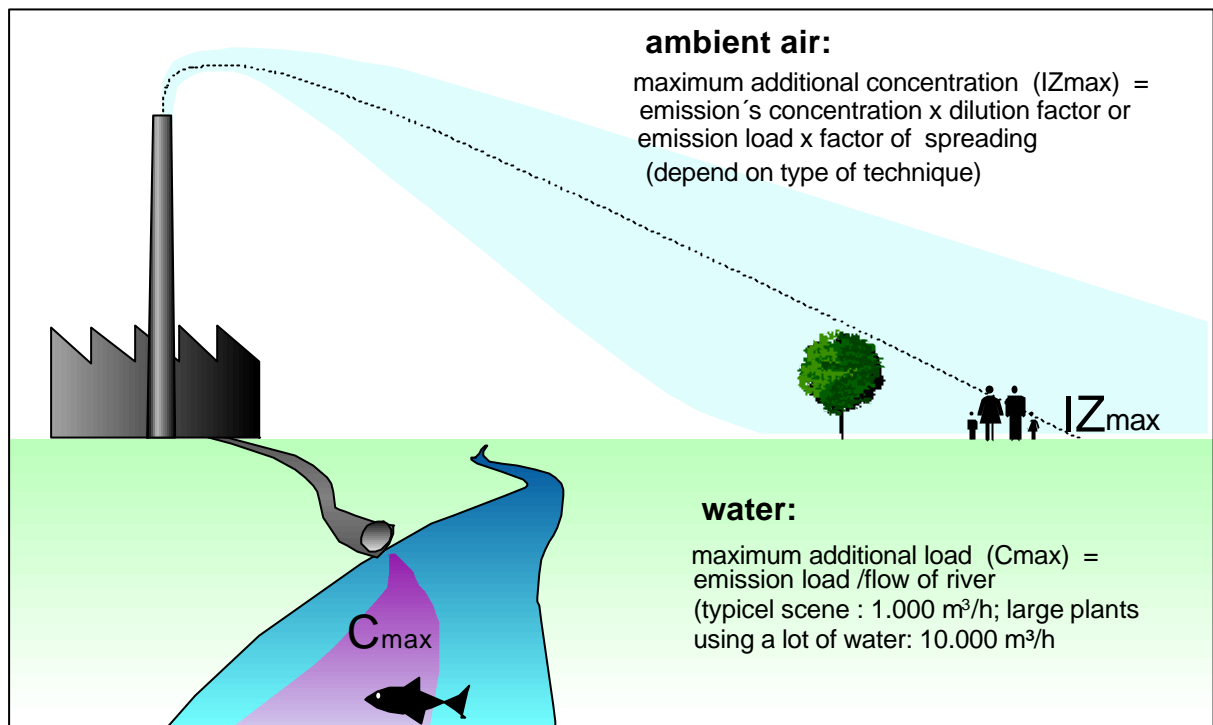


Figure 2: Schematic graph of a standardized spreading of pollutants in ambient air and a river

The following standardisation for wastewater emissions is proposed: It is assumed for the maximum expected water pollution (C_{max}) that the wastewater from a plant (or technology) is diluted at the discharge point with 1,000 m³/h of water from the receiving body. Thus, the wastewater constituents (load is formulated in mass per unit of time) are also diluted to the same extent. This corresponds to the situation in a stream with an average water flow or a medium sized river with a slow water flow or the section of a large river up to 100 m behind the discharge point.

$$C_{max} [\mu\text{g}/\text{m}^3] = \frac{\text{emission load of a pollutant} [\mu\text{g}/\text{h}]}{\text{sum of water (river + wastewater) [m}^3/\text{h}]} \quad (4)$$

On the “effect side”, immission guideline values are used for the relevant substance emissions. As regards the task at hand (cross-media assessment), immission (ambient concentration) demands on the quality of the **ambient air** have the advantage that they (can) also take account of the environmental effects that are typical for the respective technology.

Guideline and immission limit values can be regarded as a quality target for the respective pollutant, which – also taking account of emissions from other sources – can be regarded as still acceptable. The further removed an immission concentration (ambient concentration) is from this guideline/limit value, the greater the safety margin to possible damage. A unit of measurement for this could be the quotient from the (calculated for “standard conditions”) pollutant immission concentration and the immission guideline/limit value: The smaller the quotient, the lower the (absolute) significance of the respective pollutant.

In the same way, quality targets for **rivers and streams** could be regarded as an integrated criterion for the effects on various valuable resources, e.g. eutrophication, damaging aquatic or sediment organisms, the use of surface water for the gaining drinking water or the fishing industry (effect path: water → fish → humans).

In Germany, quality goals in regards to valuable resources are derived from the Federal Government-Laender study group concerned with quality goals and from the Laender study group for water (LAWA) as well as from other sources.

For immissions onto the **soil**, the maximum permissible values determined in the Federal Soil Protection Ordinance, which have previously been derived for heavy metals, can be used as guideline values. This was not relevant in the case studies that were used.

Step 5: Final assessment

In the final assessment, the differences between the technologies are elaborated in relation to criteria for the complete industrial sector (PEV for direct emissions and CED) and criteria for the ambient effects of a typical single plant. The relevance of these differences are then assessed. The verbal-argumentative consideration established by the German Federal Environment Agency for Life Cycle Assessments is recommended here. To support such a

consideration, the researchers suggest the use of “relevance thresholds”, in order to be able to focus on the essential aspects.

The following relevance thresholds are recommended:

- For the sector-related assessment (currently on a national level) differences between technologies are regarded as being relevant when they are greater than 10,000 PEV, in other words, the magnitude of a small town.
- For the plant-related assessment, differences between technologies are regarded as being relevant when they are more than 1% of the guideline value for immissions (ambient concentrations) of a standard plant in the standard scenario.

0.3 Results of the case studies

In the following summary presentation of the case studies, only the important results of detailed considerations (see chapters 4 to 6) will be discussed.

0.3.1 Case study: Waste gas purification process in waste incineration plants

The following alternative technological processes are available for the large-scale purification of waste gas in waste incineration plants:

1. Wet waste gas purification with wastewater treatment, discharging the treated wastewater into the receiving body and disposal of the waste (sludge) (Technology 1),
2. Wet waste gas purification where the wastewater is evaporated in a downstream spray dryer (Technology 2) or an external evaporation plant (Technology 3). In both cases the waste (salts) is disposed of, or
3. Dry waste gas purification where the dry waste is disposed of (Technology 4).

All these processes are permitted in the EU if the respective limiting values (exhaust gas, wastewater) are complied with. In Germany it is not permitted to discharge wastewater from flue gas purification plants into rivers or streams. Thus, the process described in 1. can be excluded from further assessment in Germany (exclusion criterion: the process is

not permissible according to national legislation). However, as this process is permitted in other EU countries it is included in the assessment.

After a comparison of the individual stages of flue gas purification systems, an assessment is made of the four mutually exchangeable technologies, which, in the process after the waste incineration plant, start in the electrostatic precipitator and end before the DENOX plant. The balance sheet spheres are thus defined; they are assessed on the basis of values available from bibliographic references.

Figures 3 and 4 show comparisons between the wastewater-free technology with the evaporation plant (EP) (3) and the dry process (4), each with the wastewater generating technology (1).

The results clearly illustrate the significant disadvantage of the wastewater generating variants compared to the wastewater-free ones (several million PEV difference with three metals alone). Figure 4 also shows that the lower energy consumption of the (almost) dry process (Technology 4) is associated with higher emissions of the air pollutants sulphur dioxide and hydrogen chloride – both roughly in the same magnitude. On this basis, it cannot be said that a wastewater evaporation process is clearly better than the dry process.

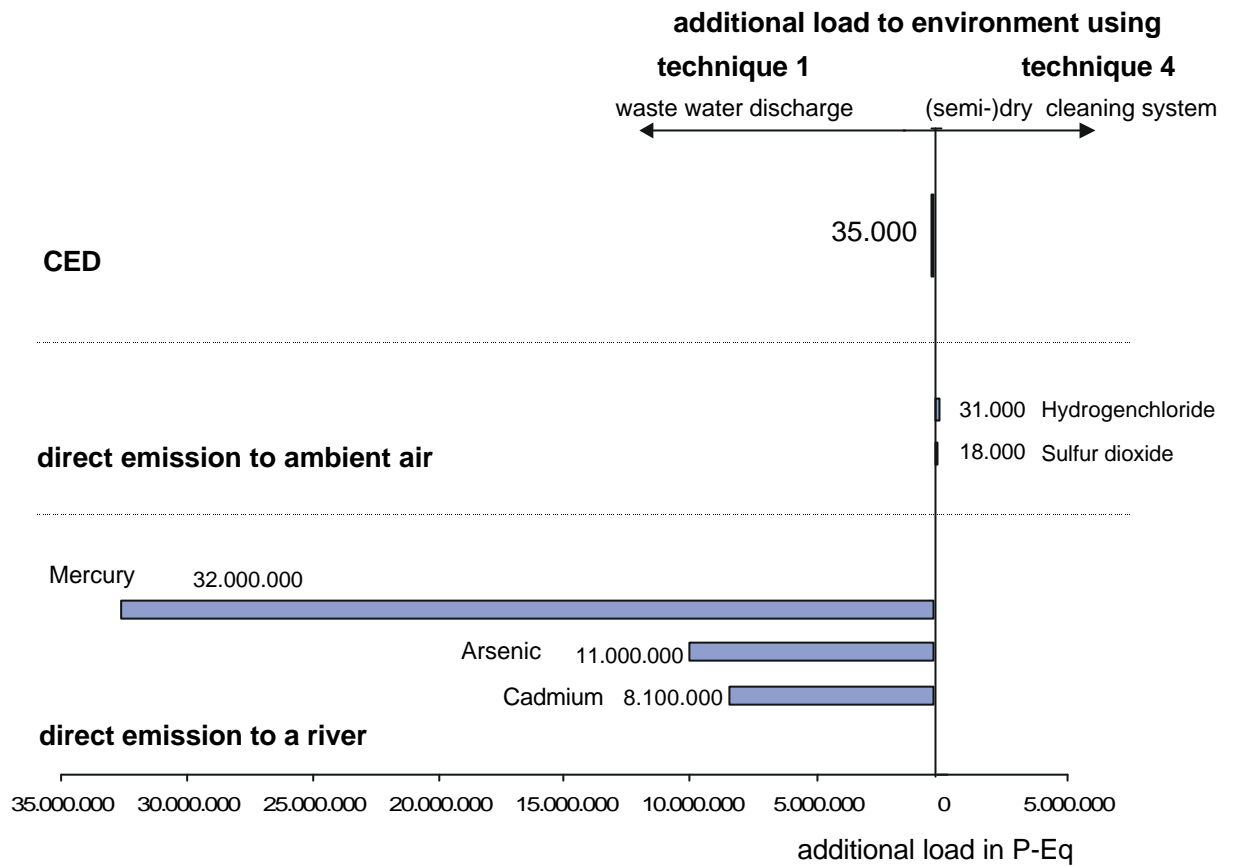


Figure 3: T-diagram for the comparison by pairs of waste incinerator's flue gas purification systems with wastewater discharge and (semi-)dry purification – comparison of differences in P-Eq, related to the total capacity of Germany's waste incinerators (13,9 Mio. t waste/a)

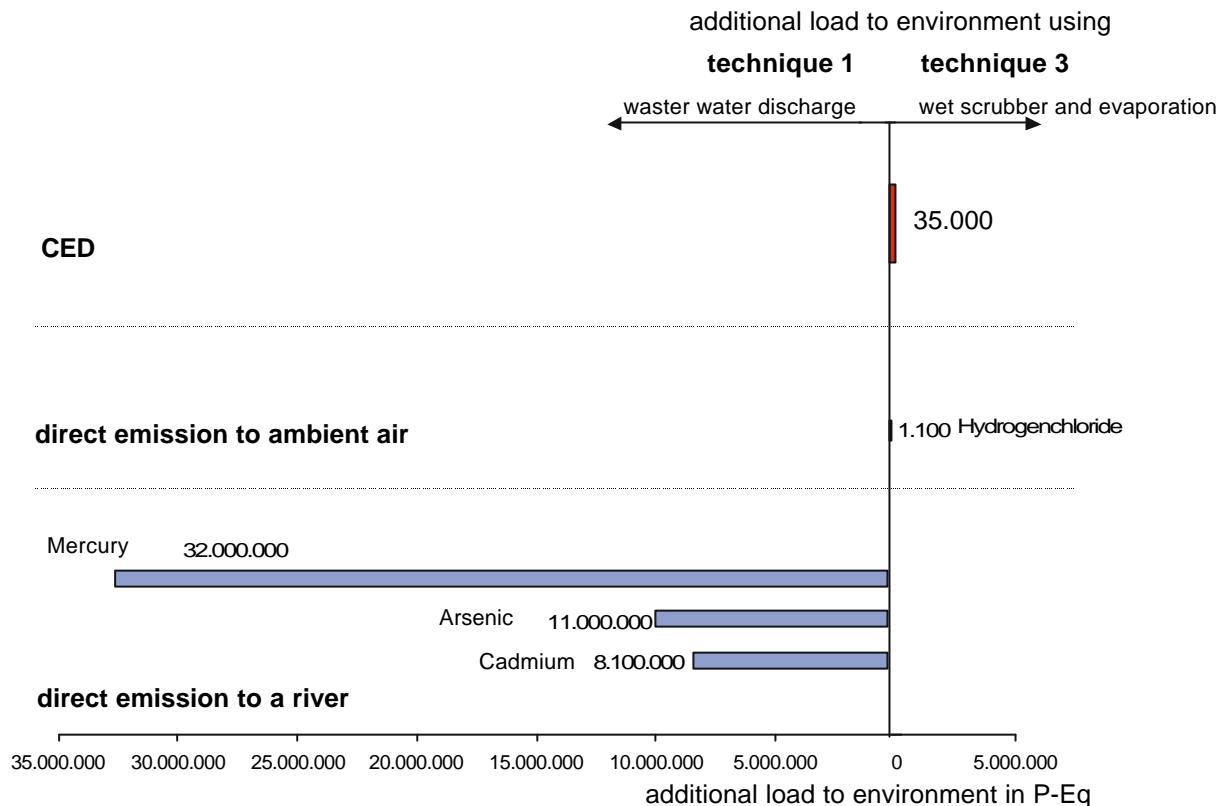


Figure 4: T-diagram for the comparison by pairs of waste incinerator's flue gas purification systems with wastewater discharge and evaporation of wastewater – comparison of differences in P-Eq, related to the total capacity of Germany's waste incinerators (13,9 Mio. t waste/a)

Figure 5 shows the additional immissions in the receiving body of a fictitious plant. On the exhaust air side, the differences between the technologies for all pollutants are below 1% of the respective guideline value for the immission concentrations. Because of this, they are not shown here.

As only technology 1 discharges wastewater into a receiving body (the wastewater from the plant is diluted in 1.000 m³/h water in the receiving body), its proportion of the guideline value is also the difference to the other (wastewater free) technologies. In almost all of the substances that were examined the relevance threshold of 1% of the quality target was exceeded; in some cases, this was quite considerable.

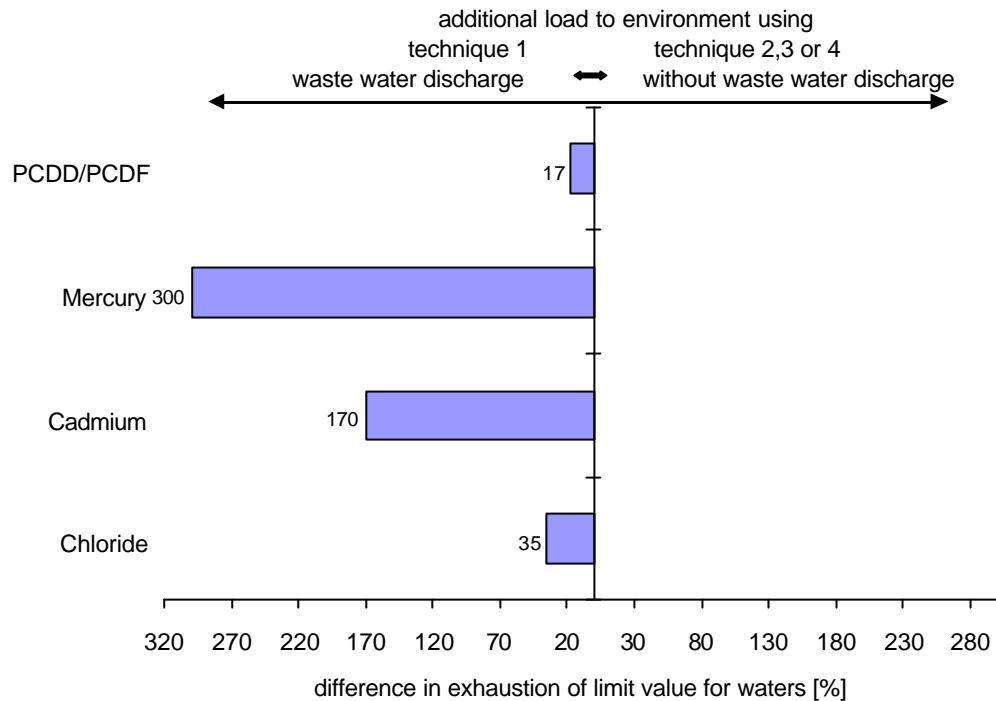


Figure 5: T-diagram for comparison by pairs of exhaust of limit values for waters for waste incinerator's flue gas purification systems with and without wastewater discharge (typical incinerator with 2,4 m³ wastewater/h)

Conclusions

On the whole, the results allow us to deduce that discharging wastewater from the flue gas purification process of waste incineration plants is responsible for a considerable additional pollution of the receiving body compared to the other available technologies. Among the other technologies, the still relevant difference between the energetic advantages of the dry or semi-dry process should be mentioned; however, this is offset by a comparable (low) additional pollution of the waste gas with sulphur dioxide, hydrogen chloride and hydrogen fluoride.

0.3.2 Case study: Flexographic printing

In flexographic printing the conventional (organo)solvent-based printing inks are compared to water-based inks. In other words, this is an assessment of internal production processes (as opposed to the previous example in which downstream cleaning technologies were compared).⁶

The results show (Fig. 6) that the airborne emissions exceed the relevance threshold of 10,000 PEV. In this case the additional burden of organic solvents (aggregated in volatile organic compounds, VOC) from the solvent-based technology is offset by a similar additional burden of ammonia in the water-based printing process. On the other hand, when the entire industry sector is equipped with either of the technologies, no parameters exceed the criterion of 10,000 PEV in regards to CED and wastewater pollution.

6 The data for the case study was gathered in the industry by Ökopol, commissioned by ARCADIS.

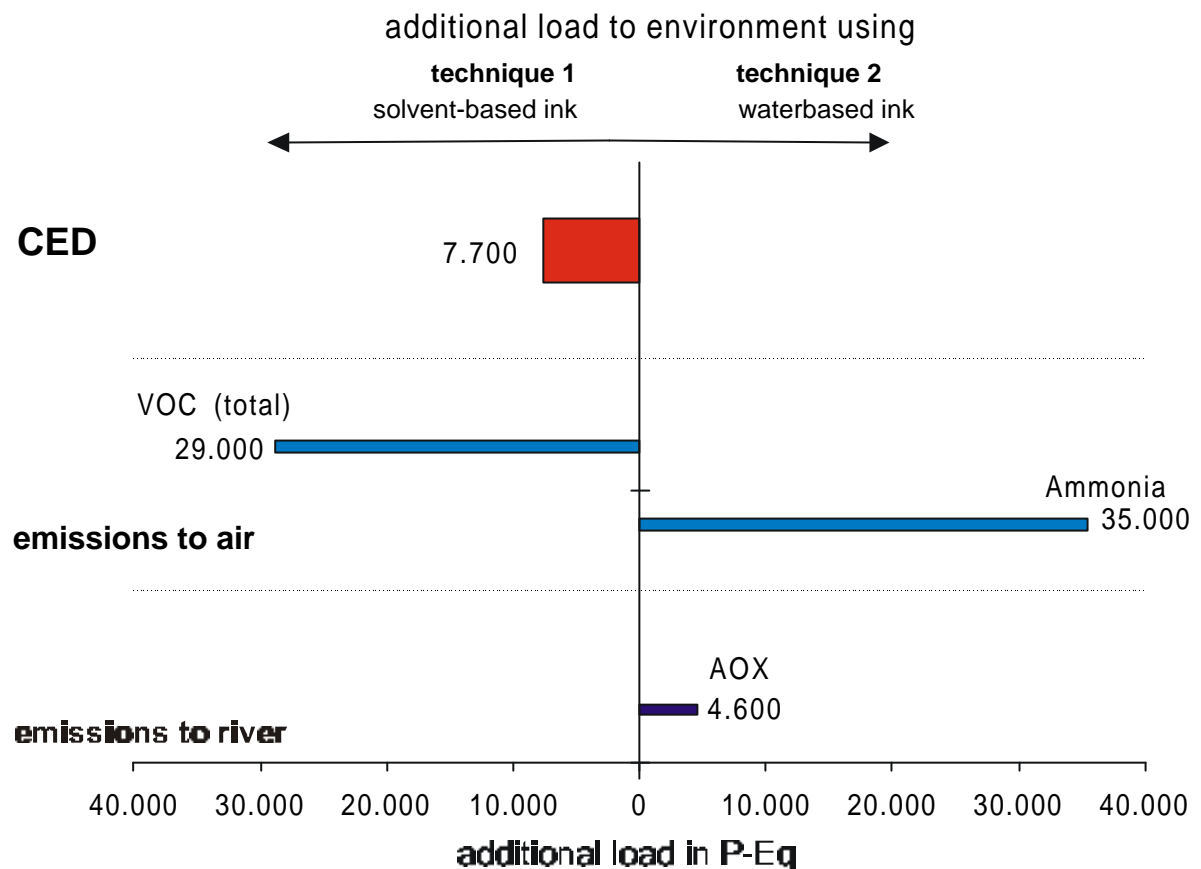


Figure 6: T-diagram for the comparison by pairs of solvent-based and water-based printing systems for flexographic packaging printing – comparison of differences in P-Eq for the whole branch in Germany

When considering the waste gas immissions from a fictitious plant (Fig. 7) the solvent-based flexographic printing process shows a considerably higher “exhaustion” of the guideline values for VOC than the water-based process. On the other hand, the immission of ammonia in the water-based flexographic printing process is very high (more than 100% of the guideline value). The immission burden caused by the wastewater from the water-based flexo printing process is below the recommended relevance threshold (highest individual value: 0.95 % for chemical oxygen demand). This applies to the normal situation in Germany, where wastewater is subject to a final cleaning in a municipal sewage treatment plant. Therefore, this is not shown here. Without this final cleaning, relevant immissions of AOX (adsorbable organic halogens) can be expected.

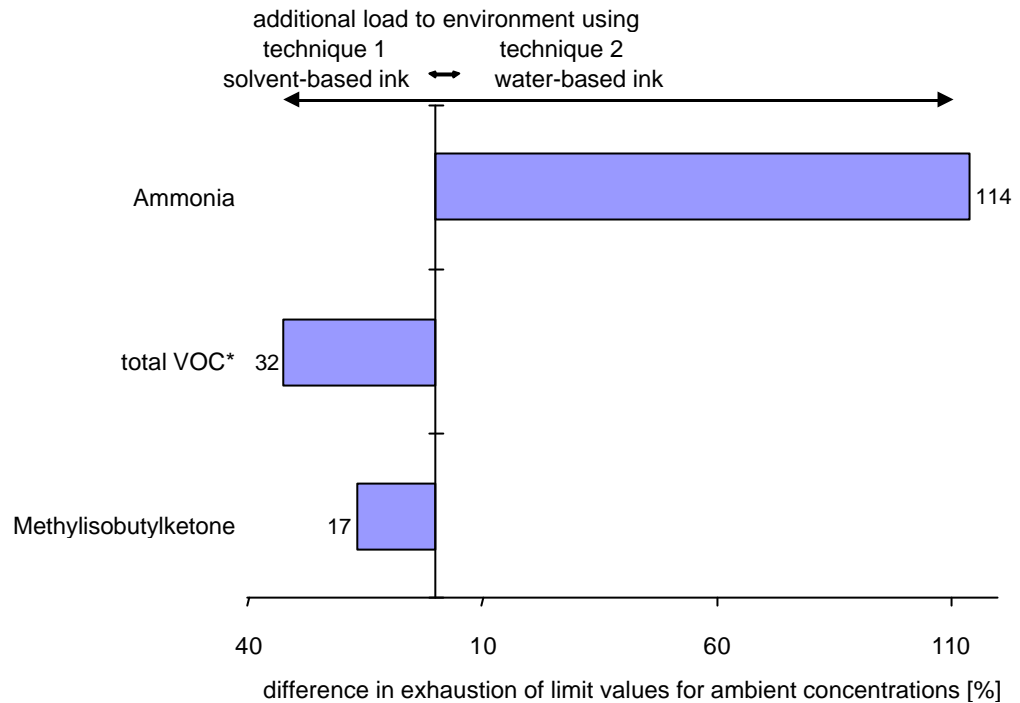


Figure 7: T-diagram for the comparison by pairs of solvent-based and water-based printing systems for flexographic printing (typical site with a capacity of 70 t ink/a, * = value of VOC is the sum of exhaustion of limit values for all single substances)

Conclusions

This example shows that in spite of the rather low relevance of the industry sector (maximum differences are in the magnitude of 10,000 PEV) in both technologies, there are considerable influences on the environment around the plants for individual parameters (VOC and ammonia). This example illustrates the advantage of the method presented here in which both the sector-related and plant-related aspects are combined.

0.3.3 Case study: Elutriation water from power plant flue gas desulphurisation plants

At present all German coal fired power plants discharge their wastewater from the elutriation process of the flue gas desulphurisation plants (FGD elutriation) into receiving bodies. The limit values for the relevant substances in the wastewater are formulated in a separate appendix to the framework wastewater regulations of the German Water Management Act. Calculations were carried out for the following variants, based on actual data from a large power plant in Germany:

- FGD elutriation with subsequent wastewater treatment and discharging the wastewater into a receiving body, and
- FGD elutriation where the wastewater is completely evaporated.

In this special case, evaporation as a process has not been implemented. This is actually an exemption criterion (technology has not been tested on a large commercial scale). However, the case study was handled, as

- A concentrating evaporation process has already been implemented for FGD wastewater on a large commercial scale, and
- Complete evaporation processes for much more complex wastewater from other sources have already been implemented.

Figure 8 shows the specific contributions (PEV) if the entire industry (coal-fired power plants) were to be equipped with wastewater discharge (the actual situation) and with a complete evaporation process for the FGD wastewater. The results of the cross-media assessment show that the evaporation process is associated with considerably higher energy expenditure, but considerable quantities of pollutants would not be discharged into the rivers and streams.

The plant-related effects were determined on the basis of a large power plant with 750 MW gross capacity (power plant purely with conversion of coal into electricity). Here, again the expected immission concentrations in the receiving body are relevant for most of the specific substances.

The sector-related assessment illustrated in Fig. 8 shows a difference in the PEV between the most unfavourable wastewater parameters (mercury, cadmium, chloride) and the general indicator CED. The plant-related values for the pollutants that are discharged into the rivers and streams (Fig. 9) underline the significant ecological disadvantage of the *“FGD where the wastewater is discharged into a receiving body”* option. As the technology has not been tested on a large commercial scale, this result only provides a reference to the possible benefits of further technological developments.

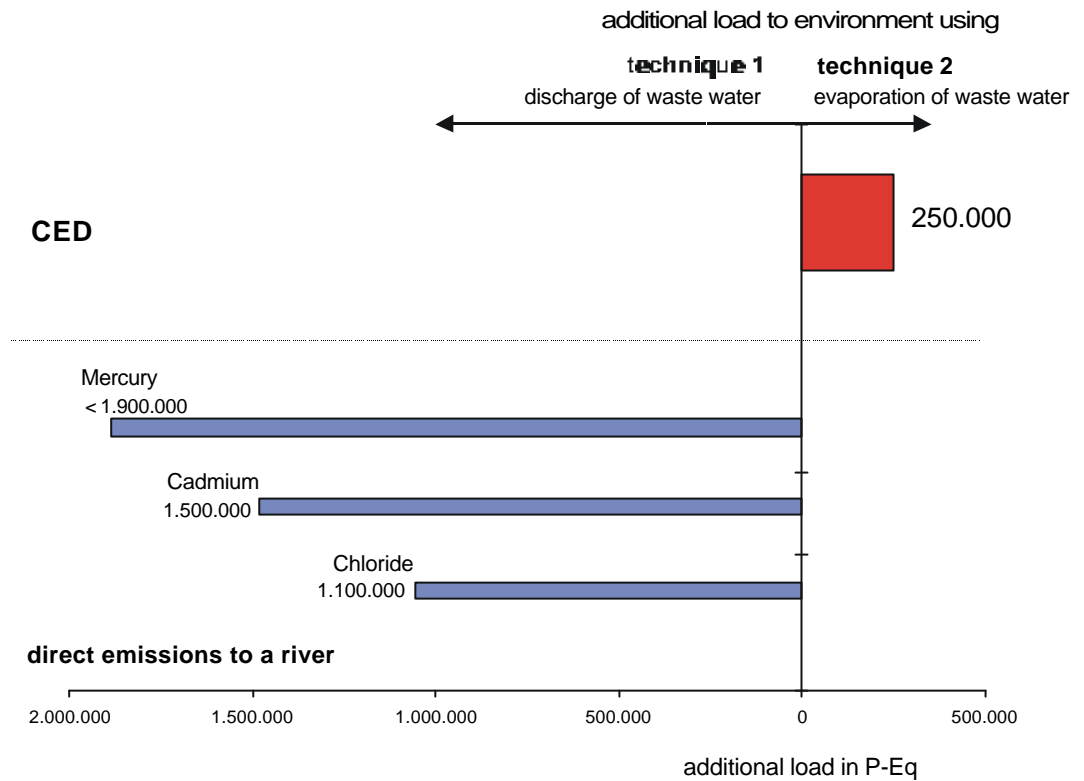


Figure 8: T-diagram for the comparison by pairs of FGD wastewater discharging resp. wastewater evaporating – comparison of differences in P-Eq, related to the whole capacity of German hard coal power plants (about 2.000 PJ)

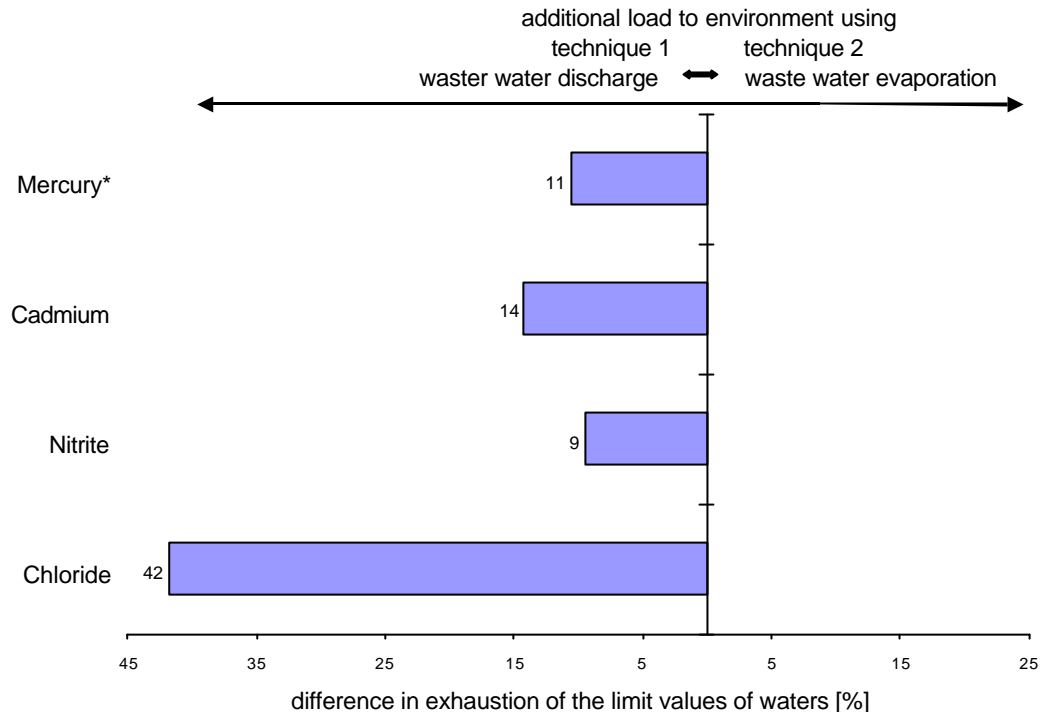


Figure 9: T-diagram for the comparison by pairs of exhaustion of the limit value for surface waters for FGD wastewater discharging resp. wastewater evaporating of hard coal power plants (750-MW-gross-hard coal power plant discharging 42 m³/h wastewater to a river with 10.000 m³/h flow; s = value near proving limit)

Conclusions

The case study shows that the standard scenarios have to be adapted with expertise when certain assumptions cannot apply. In the case study this is the receiving body with the usually assumed 1,000 m³/h discharge, which were not be suitable because of the cooling water requirements of a power plant. From a practical point of view, the receiving body was adapted to 10,000 m³/h in the case study calculations. The issues, which are very similar to case study 1 (waste incineration plant wastewater) from a technological point of view, also show that the sector-related standardisation of the entire environmental effects represents another important way of comparing different technologies in addition to a consideration of immissions: The assessment method reduces the complex overall situation to a consideration between direct emissions in a medium (here water) and the expense of energy generation and the associated indirect emissions. The final decision as to which of the technologies is preferable should be made by an expert committee on the basis of these results and possibly with the aid of additional selection criteria.

1 Vorgang, Aufgabenstellung, Zielsetzung

Die Europäische Richtlinie zur integrierten Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie) [1] verlangt den Einsatz der im Sinne eines medienübergreifenden Umweltschutzes besten verfügbaren Technik (BVT). Dieser Ansatz bedeutet eine Weiterführung des Begriffs „Stand der Technik“: Die Optimierung einer Produktions- oder Umwelttechnik mit dem Ziel der Entlastung eines bestimmten Umweltmediums darf nur zu einer tolerablen Belastung eines anderen Mediums führen. In der Praxis kann allerdings eine Aktivität zur Entlastung eines Umweltmediums häufig zur zusätzlichen Belastung eines anderen führen. Die Verminderung von Emissionen in die Luft oder in das Wasser erzeugt z.B. zusätzliche Abfälle oder verbraucht mehr Energie. Die IVU-Richtlinie fordert an dieser Stelle einerseits einen integrativen Ansatz – die Technik soll nach Möglichkeit so beschaffen sein, dass Belastungen in jedes Medium vermieden werden – und zwingt für die übrigen Fälle zur Auseinandersetzung darüber, ob die zusätzliche Belastung „mehr wiegt“ als die Entlastung und damit akzeptiert werden kann.

Die methodische Beantwortung solcher Medienkonflikte kann bei der Bewertung von Schadstoffemissionen grundsätzlich nur mit Hilfe von Expertenurteilen gelöst werden – so denn Verstöße gegen grundsätzliche genehmigungs- oder gar ordnungsrechtliche Vorschriften à priori ausgeschlossen werden. Eine klare Barriere stellen Emissionsgrenzwerte dar, für einzelne Anlagen auch Begrenzungen der emittierbaren Schadstofffracht. Die Frage der Abwägung stellt sich daher diesseits der zulässigen Grenzen im Sinne einer „Gesamtoptimierung“ des technischen Systems. Subjektivität bedeutet dabei keinesfalls Verzicht auf eine fundierte wissenschaftliche Basis, allerdings kann die Wissenschaft bislang und wohl auch in Zukunft keine Antwort z. B. darauf geben, wie viel Kilogramm CO₂, in die Atmosphäre abgegeben, ein Kilogramm Cadmium, in ein Gewässer eingeleitet, aufwiegt.

Um dennoch solche Fragestellungen zu einer sinnvollen wie auch notwendigen Antwort zu führen, wurden in der Vergangenheit bereits verschiedene Methodenansätze entwickelt. Davon ist der Ansatz der Ökobilanz (Life Cycle Assessment, LCA), der für Bewertungen von Produkten entwickelt wurde, der mittlerweile am weitesten entwickelte und am häufigsten in Anwendung befindliche. Er hat zudem durch die internationale Standardisierung im Normenwerk DIN ISO EN 14040 bis 14043 ein hohes Maß an Akzeptanz.

Andere Instrumente mit vergleichbarer Problemstellung stellen z. B. die Umweltverträglichkeitsprüfung oder die Risikoanalyse dar. Erstere hat zur Aufgabe, die erheblichen Umweltauswirkungen eines konkreten planerischen Vorhabens an einem konkreten Standort zu beurteilen, wobei grundsätzlich alle Medien zu berücksichtigen sind. Dabei steht jedoch allein das einzelne Vorhaben an sich zur Diskussion, wenngleich das UVP-Gesetz für bestimmte Vorhaben auch die Prüfung von Alternativen oder der Null-Option vorschreibt. Der Rahmen einer Risikoanalyse wiederum ist sehr stark auf eine Technik oder Technologie bezogen und stellt somit vom Ansatz her ein adäquates Instrument für eine Beurteilung von BVT dar. Allerdings gibt es bislang kaum ein standardisiertes Vorgehen.

In Rahmen einer früheren Studie für das Umweltbundesamt wurde durch Rentz et al. [2] bereits ein erster Vorschlag für ein mögliches Verfahren zur BVT-Bewertung vorgelegt und auch an Fallbeispielen getestet. Anhand des sehr eng an die Ökobilanz angelehnten Ansatzes wurden umfassende Stoffbilanzierungen durchgeführt. Es wurden jedoch auch Probleme deutlich betreffend Komplexität, Transparenz der Ergebnisse und deren Kommunizierbarkeit. Diesen Problemen entgegenzuarbeiten ist die vorrangige Aufgabe des jetzigen Vorhabens.

Die Weiterentwicklung der Methode zur Beurteilung von BVT soll mittels dreier industrieller Prozesse aus Anhang I der IVU als „Fallbeispiele“ praxisnah erfolgen:

- Rauchgasreinigungssysteme von Müllverbrennungsanlagen unter Einbeziehung abwasserfreier und abwassererzeugender Verfahren
- Rauchgasreinigungssysteme von Kohlekraftwerken
- Verfahren des Flexodrucks auf Lösemittel- und auf Wasserbasis.

Das Ziel bis zum heutigen Stand der Methodenentwicklung bestand darin, zunächst die Fallbeispiele anhand eines möglichst umfassenden Bewertungsansatzes mit verhältnismäßig weit gegriffenem Untersuchungsrahmen (von der Auswahl der Datenkategorien, der Systemgrenze wie auch der Detailtiefe her) ein möglichst vollständiges Bild über die Umweltauswirkungen der Technikvarianten zu gewinnen.

Ziel des mit vorliegender Studie abgeleiteten Bewertungsansatzes ist es, die für einen Prozesstyp des Anhangs I der IVU-RL jeweils zur Verfügung stehenden Techniken medienübergreifend zu vergleichen und daraus eine Bewertung abzuleiten. Zukünftige weitere Techniken sollten sich dem gleichen Bewertungsverfahren unterziehen. Der Antragsteller hat dabei den Vorteil, dass ihm die als relevant angesehenen Kriterien bereits bekannt sind.

2 Grundlagen zur Bewertung von Umweltauswirkungen industrieller Anlagen

2.1 Gesetzliche Randbedingungen

2.1.1 IVU-Richtlinie, BREF

Ziel der IVU-Richtlinie [1] (IPPC-Directive, integrated pollution prevention and control) ist die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung durch stoff-, lärm- und/oder wärmeemittierende Anlagen. Die Richtlinie wurde 1996 von der Kommission erlassen und ist durch die Staaten der EU in nationales Recht umzusetzen. Grundsätzlich soll die Verbesserung der Umweltauswirkungen in einem Medium (z.B. Luft) nicht zu Lasten eines anderen Mediums erfolgen (z.B. Wasser). Dabei ist die Wirkung auf die Umwelt insgesamt das Maß für die Bewertung der Umweltauswirkungen. Bei Anlagenneuerrichtungen oder Anlagenänderungen sind sogenannte „beste verfügbare Techniken“ (BVT, bzw. BAT im Englischen) einzusetzen. Über die Techniken, die als BVT zu betrachten sind, verständigen sich die Staaten der EU. In Anhang I zur IVU-Richtlinie sind diejenigen Anlagen genannt, für welche die IVU-Richtlinie anzuwenden ist (siehe hierzu auch [3]).

Die Definition des Begriffs „beste verfügbare Technik“ ist nicht mit der in Deutschland bisher üblichen Definition des „Standes der Technik“ identisch. Beste verfügbare Technik meint „den effizientesten und fortschrittlichsten Entwicklungsstand der Tätigkeiten und Betriebsmethoden“, wobei der Begriff „verfügbare Techniken“ solche Techniken definiert, die in der betreffenden Branche („Sektor“) unter Berücksichtigung des Kosten-/Nutzenverhältnisses die Anwendung unter den in der Branche technisch und wirtschaftlichen vertretbaren Verhältnissen ermöglicht (Artikel 2, Abs. 11 der IVU-Richtlinie).

Artikel 16 (2) der IVU-Richtlinie sieht den Informationsaustausch der Kommission mit den Mitgliedsstaaten und der betroffenen Industrie über die BVT vor. Dies erfolgt durch den

sogenannten „Sevilla-Prozess“: Für die einzelnen Branchen werden BREF (best available technology reference documents) auf europäischer Ebene durch sog. TWG (Technical Working Groups) erstellt. In die TWG sind Vertreter der EU, von den Staaten bestimmte Fachexperten, Vertreter der jeweiligen Branche und NGO (non-governmental organisations) delegiert. Neben den BREF für einzelne Branchen (d.h. „sektoral“, z.B. NE-Metall-Herstellung) werden auch technikbezogene BREF (z.B. Kühlsysteme) erstellt. In den BREF werden die derzeit in Verwendung befindlichen Techniken mit ihren charakteristischen Eigenschaften (insbesondere Auswirkungen auf die Umwelt) dargestellt und erläutert. Im streng festgelegten inhaltlichen Aufbau der BREF sind in Bezug auf die BVT die Kapitel 4 und 5 die wesentlichen. Hier werden die für die Definition von BVT im jeweiligen BREF relevanten Faktoren vorgestellt (Kapitel 4) und die letztlich als BVT befundenen Techniken festgelegt und charakterisiert (Kapitel 5). Die BREF bieten somit eine Basis für die einzelnen Anlagenzulassungen, denn dort sind die Bedingungen für BVT formuliert.

2.1.2 Situation für medienübergreifende Aspekte bei Anlagenzulassungen in Deutschland

Ein integriertes Konzept der Anlagenzulassung bei Änderung oder Neuerrichtung verlangt auf der Ebene von Zuständigkeitsordnungen und Verwaltungsorganisationen wie auf der Ebene der Bewertung einen transparenten und nachvollziehbaren medienübergreifenden Ansatz. Seit Veröffentlichung der IVU-Richtlinie im Jahr 1996 wurden die medialen Gesetze (Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG), Wasserhaushaltsgesetz (WHG), Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (Krw-/AbfG)) und auch das Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz (UVPg) um weitere Passagen ergänzt, die eine Verlagerung der Umweltauswirkungen von einem Medium zu Ungunsten eines anderen Mediums ausschließen sollen. Die IVU-Richtlinie selbst soll in Deutschland in Form eines Artikelgesetzes umgesetzt werden, es liegt bereits eine Entwurfsfassung vor (Stand: Februar 2001).

Über eine allgemein anerkannte und wissenschaftlich fundierte, objektivierte Methode zur ganzheitlichen Bewertung von Umweltauswirkungen, welche die Verlagerungen von Schadstoffen von einem Medium in ein anderes quantifiziert und bewertet, konnte bisher in Deutschland, wie auch auf EU-Ebene, kein Konsens gefunden werden.

2.2 Maßstäbe zur Bewertung stofflicher Emissionen und Immissionen

Die medienbezogene Bewertung von Emissionen aus technischen Systemen und den resultierenden Immissionen von Stoffen erfolgt in Deutschland vorrangig anhand von (branchenspezifischen) Grenzwerten für Emissionen und von Qualitätszielen (auch Prüfwerte oder Richtwerte genannt) für Immissionen. **Anhang 1** zeigt eine Auswahl der in Deutschland relevanten Regelwerke mit den darin aufgeführten Parametern.

Für **Böden** gibt es naturgemäß keine Emissionsgrenzwerte. Immissionsprüfwerte sind in der BBodSchV [15] festgelegt, und zwar nicht nur für Altlasten, sondern auch als Vorsorgewerte in Form zulässiger zusätzlicher jährlicher Frachten für ausgewählte Schwermetalle sowie Konzentrationsangaben für diese Schwermetalle und bestimmte organische Schadstoffe und Schadstoffgruppen.

Die **Emissionswerte für die Luft** in Form einer Begrenzung von Frachten und Konzentrationen werden im wesentlichen entsprechend den toxikologischen und organoleptischen Eigenschaften der emittierten Stoffe festgelegt. In Deutschland erfolgt dazu die Einteilung der Stoffe in Klassen gemäß TA Luft [14]. Anlagenspezifische Einzelregelungen der TA Luft berücksichtigen darüber hinaus insbesondere technische Besonderheiten.

Anforderungen für **Abwässer** werden im Gegensatz dazu meist branchenbezogen als **Emissionsgrenzwerte** in den Anhängen der Abwasserverordnung festgelegt. Anforderungen an die Frachten gibt es in speziellen Fällen. Dabei wird den möglichen Schadwirkungen im Gewässer (Vorfluter) Rechnung getragen. Branchenübergreifende Regelungen sind oft schwierig, weil die zur Verfügung stehenden Rückhaltetechniken unterschiedlich sein können.

Infolge der unterschiedlichen Bewertungsgrundlagen (branchenübergreifende Klassifizierung und Grenzwertsetzung für Emissionen in die Luft versus branchenbezogene Emissionsregelung für das Wasser; Berücksichtigung der Frachten bei der Luft, jedoch nur in Einzelfällen beim Wasser) ist ein medienübergreifender Vergleich der Anforderungen an die BVT anhand der Emissionen kaum möglich.

In der Praxis können zum Beispiel die Auswirkungen einer Verlagerung der Emissionen von der Luft ins Wasser durch Änderung oder Wechsel der Technik nur anhand der Ein-

haltung geltender Emissionsobergrenzen bewertet werden, d.h. nur anhand der minimalen Grundvoraussetzung für eine BVT, nicht aber vergleichend und graduell im Bereich unterhalb der Emissionsgrenzwerte.

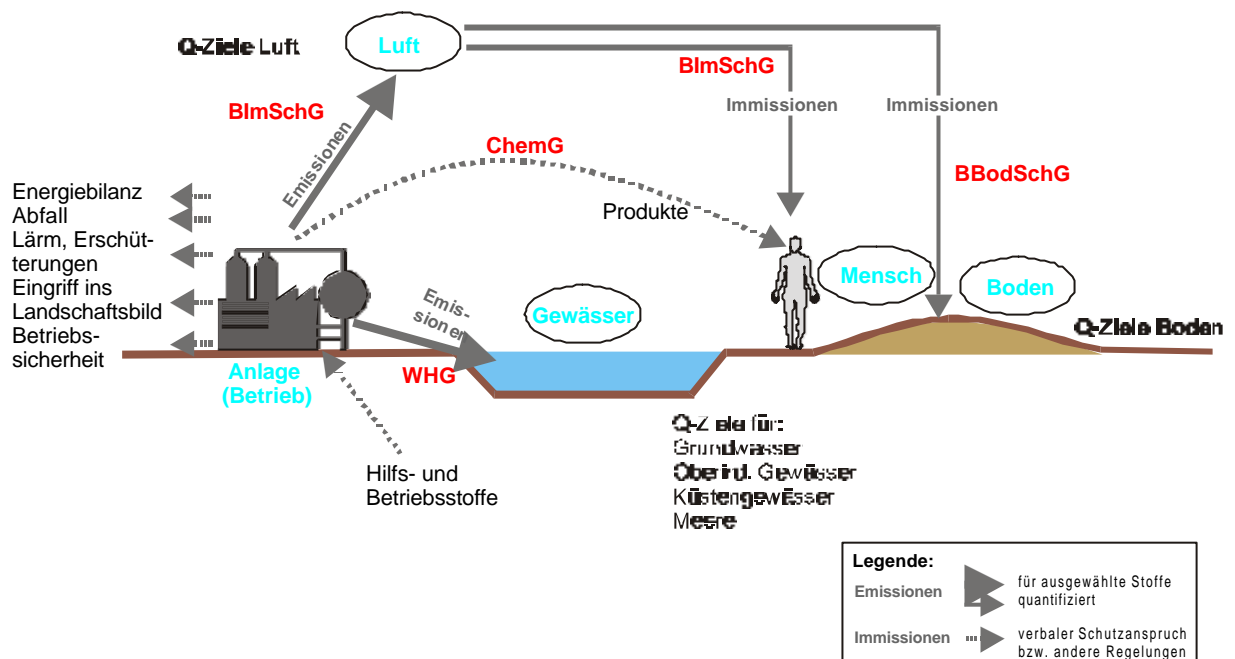


Abbildung 10: Darstellung der Emissions- und Immissionspfade einer Anlage

Anders sieht die Bewertungssituation bei den **Immissionen (Luft und Wasser)** aus. Hier haben sich im letzten Jahrzehnt Bewertungsnormen durchgesetzt, mit denen zumindest für das Schutzgut „menschliche Gesundheit“ tolerierbare Aufnahmemengen je Zeiteinheit unabhängig vom Aufnahmeweg („Expositions-, Wirkungspfad“) formuliert worden sind. Ein Vergleich stofflicher Umweltbelastungen verschiedener Medien ist somit vom Grundsatz her möglich.

Zusätzlich zur menschlichen Gesundheit werden für die Festlegung von Qualitätskriterien weitere Schutzgüter wie Pflanzenwachstum (bei Luftschadstoffen) oder aquatische Lebewesen (Algen, Wasserflöhe, Fische usw.) berücksichtigt. In der Praxis werden die Immissions-Qualitätsziele (QZ) so gewählt, dass bei Unterschreitung dieser Werte mit hinreichender Wahrscheinlichkeit keine Schädigung eines Schutzgutes eintritt.

Für die vergleichende Bewertung verschiedener Techniken im Wettbewerb um die BVT bedeuten die Immissions-Qualitätsziele Folgendes:

- Die Überschreitung eines oder mehrerer QZ in einem Umweltmedium verringert die Chancen einer Technik, die viel von diesem Schadstoff emittiert, als BVT anerkannt zu werden.
- Je mehr das QZ bezüglich eines Parameters unterschritten wird, desto weniger relevant ist dieser Parameter für die Gesamtbewertung. Ab einem noch zu definierenden Verhältnis (z. B. 1:100) ist der Parameter für die Bewertung einer Technik vernachlässigbar. Auf diese Weise lässt sich die Zahl zu betrachtender Schadstoffe objektivierbar erheblich reduzieren.

2.3 Methodische Grundlagen

Die zwei Kernanforderungen, die an die zu entwickelnde Methode gestellt werden, lauten:

1. Sie muss einfach sein in der Anwendung wie in der Nachvollziehbarkeit, andernfalls wird sie sich in der Praxis nicht einführen lassen und bei den Adressaten nicht auf Akzeptanz stoßen.
2. Sie muss „richtige Ergebnisse“ erzielen, die ein Grundmaß an wissenschaftlicher Belastbarkeit erfüllen, andernfalls ist die Methode fachlich angreifbar und erreicht keine Akzeptanz.

Diese unterschiedlichen Anforderungen machen das methodische Problemfeld der hier vorliegenden Aufgabenstellung deutlich. Es gilt daher zu erkennen, wo innerhalb der jeweiligen Grenzen beide Anforderungen hinreichend erfüllt werden können. So nachvollziehbar der Wunsch nach höchstmöglicher Einfachheit des Verfahrens ist, so gilt es zu akzeptieren, dass die Komplexität von Umweltbewertungen grundsätzlich in der Natur der Sache liegt. Unverzichtbar ist dabei:

- Ein umfassendes Verständnis der technischen Rahmenbedingungen,

- die Erkenntnis über die relevanten Problembereiche,
- Zugang zu fundierten Daten über diese Problembereiche,
- und Verständnis über die Daten.

Sind alle diese Bedingungen erfüllt, so bleibt der letzte Schritt – das zwangsläufige Werturteil – nicht erspart. Gerade dieser Schritt stellt denn auch nach wie vor den mit Abstand umstrittensten Teil bei Umweltbewertungen dar. Dabei konkurrieren drei Strategien:

1. Die erste sieht vor, auf der rein naturwissenschaftlichen Ebene, der Ebene der Sachbilanz, zu verbleiben (meist als die Ebene der Sachbilanz verstanden, wobei allerdings leicht übersehen wird, dass das Ziehen der Systemgrenze, innerhalb derer die Sachbilanz erhoben wird, bereits ein rein subjektiver Akt ist),
2. die zweite Strategie versucht subjektive Urteile mittels mechanisierter Rechenvorschriften zu objektivieren, wobei der Bewertungsvorgang durch den Autor der Rechenvorschrift vorweggenommen wird,
3. Die dritte Strategie beschreitet offensiv den Weg in die Subjektivität und bedient sich einer verbalen argumentativen Abwägung der Sachdaten.

2.3.1 Vorhandene Ansätze

An der Entwicklung von Bewertungsmethoden für die Umweltauswirkungen technischer Systeme wird schon seit längerer Zeit intensiv gearbeitet. Einige Ansätze werden bereits regelmäßig praktisch angewandt [4]. Im Folgenden werden einige Beispiele kurz beschrieben, wobei insbesondere Vor- und Nachteile hinsichtlich einer BVT-Bewertung diskutiert werden.

2.3.1.1 Ökobilanz (Life Cycle Assessment)

Eine Ökobilanz ist entsprechend der Norm DIN EN ISO 14040 als „Zusammenstellung und Beurteilung der Input- und Outputflüsse und der potentiellen Umweltwirkungen eines Produktsystems im Verlauf seines Lebenswegs“ definiert. Sie wurde methodisch durch Einzelarbeiten in der Schweiz, den Niederlanden und der Bundesrepublik Deutschland im Verlauf der späten Achtziger Jahre entwickelt, wobei zu Beginn häufig die Fragestellung nach der besseren Umweltverträglichkeit von Mehrweg- und Einwegverpackungssystemen stand.

Die Befürworter der einen Seite führten das Argument der Abfallvermeidung und Schonung von Rohstoffen ins Feld, die andere Seite den geringeren Transportaufwand. Damit war die Notwendigkeit der Lebenswegbetrachtung (Life Cycle Assessment) offenbar – mit der Ökobilanz sind Systeme beliebiger Komplexität bewertbar bzw. miteinander vergleichbar - da die zahlreichen und vielfältigen Stoffflüsse über das Gesamtsystem aufaddiert werden. Der Preis dafür besteht im Verlust der räumlichen und zeitlichen Dimension.

Zur Durchführung der Ökobilanz ist nach der DIN EN ISO 14040 die in nachfolgender Abbildung dargestellte Verlaufsstruktur vorgegeben. Diese Struktur ist das Ergebnis langjähriger Auseinandersetzungen von Ökobilanz-Experten in den Normierungsausschüssen der ISO und basiert auf frühen Vorschlägen aus den Niederlanden [5] und der Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) [6].

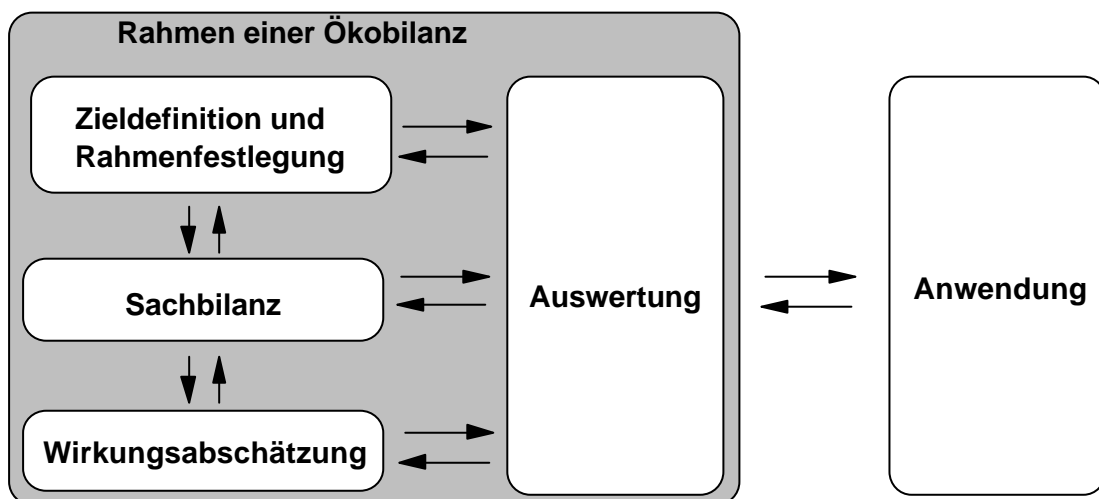


Abbildung 11: Bestandteile und Verlaufsstruktur der Ökobilanz nach DIN EN ISO 14040

Zieldefinition und Rahmenfestlegung

Der entscheidende Schritt einer Ökobilanz ist bereits der erste: Ohne eindeutige Klarheit über das Ziel der Untersuchung, über die gestellte Frage, die es zu beantworten gilt, und über den Zweck der Antwort und ihre Adressaten werden die Ergebnisse der Untersuchung schlechterdings zu keinerlei bedeutender Erkenntnis führen. Keinesfalls ausgeschlossen ist, dass sich im Verlauf der Ökobilanzbearbeitung die Ziele, z.B. aufgrund von bei der Bearbeitung gewonnener „Erkenntnisse“, ändern oder inhaltlich erweitern.

In direkter Wechselwirkung mit dem Ziel steht auch der Rahmen der Untersuchung, der den Anforderungen der Zielsetzung in jedem erforderlichen Maße gerecht sein muss. Der Rahmen beschreibt methodische Vorgehensweisen, Detailtiefen und die Systemgrenze der Betrachtung. Im Vordergrund steht das Festlegen der funktionalen Einheit, d.h. der Größe, auf welche die Bilanz hin berechnet werden soll.

Sachbilanz

Die wesentlichen Schritte der Sachbilanz bestehen in der Modellierung der zu bewertenden Systeme. Sind die Systeme als Kette oder Netz von Einzelprozessen definiert, so werden im nächsten Schritt diese einzelnen als Module verstandenen Prozesse modelliert. Sowohl die System- als auch die Prozessmodellierung bedarf üblicherweise umfangreicher Datensammlungen.

Wirkungsabschätzung

Das Ergebnis einer Sachbilanz besteht primär in einer (häufig sehr umfangreichen) Aufstellung einer Tabelle von Inputs und Outputs des betrachteten Systems. Die Wirkungsabschätzung dient dabei dazu, den Umfang an Datenwerten durch Zusammenfassen von solchen mit gleichartiger Wirkung (Klassifizierung) anhand sogenannter Wirkungsindikatoren (z.B. Treibhauseffekt) und durch deren numerische Aggregation nach Wirkungsäquivalenzwerten (Charakterisierung) einzuschränken. Daneben lässt die entsprechende Norm⁷ eine weitere Aufbereitung der Wirkungsindikatorergebnisse anhand normierender Schritte oder einer qualitativen Einordnung der verschiedenen Indikatoren nach zugemessener Wichtigkeit zu. Hierbei ist ein hohes Maß an Transparenz verbindlich, eine Gewichtung nach Punktwerten ist nicht zulässig.

Auswertung

Von der Auswertung wird eine Beantwortung der zu Beginn gestellten Frage erwartet. Die entsprechende Norm⁸ lässt frei, auf welchem Weg dies erfolgen kann (ausgeschlossen sind, wie oben angeführt, jedoch Punktwertverfahren). Sie schreibt jedoch verbindlich vor, dass in diesem Schritt die signifikanten und sensitiven Parameter hinsichtlich des Ergebnisses offenzulegen sind. Auch sollen hier die Qualität der Daten diskutiert werden.

Zu veröffentlichende Ökobilanzstudien müssen im übrigen einer kritischen Prüfung durch Dritte unterzogen werden.

Beurteilung des Ansatzes für die BVT-Bewertung

Die Eignung der Ökobilanzmethode zur Bewertung von BVT besteht vom Grundsatz her in ihrem generell medienübergreifenden Ansatz und in der Möglichkeit, einfache wie komplexe Systeme zu vergleichen. Letzteres ist jedoch nur von bedingtem Vorteil, da der Systemansatz die Betrachtung zwangsläufig weniger übersichtlich gestaltet und damit Probleme der Transparenz auftreten können.

7 DIN EN ISO 14042: Ökobilanz - Wirkungsabschätzung

8 DIN EN ISO 14043: Ökobilanz - Auswertung

Auch ist das vollständige Fehlen eines Wirkungsbezugs des bei einer BVT-Bewertung im Zentrum stehende Objekt - Technik oder Verfahren gegenüber der Umgebung - problematisch. Es ist daher in Frage zu stellen, ob der Ökobilanzansatz für eine Bewertung von ortsfesten Techniken hinreichend adäquat ist, oder ob die Methode – bei Vereinfachungen an anderer Stelle - hier einer Erweiterung bedarf.

2.3.1.2 Screening-LCA

Der häufige Vorwurf an Ökobilanzen, zu komplex, zu wenig nachvollziehbar und - vor allem - zu aufwendig in der Erstellung zu sein, hat schon seit längerer Zeit zu Bemühungen um Vereinfachungen der Methode geführt. Ein Ansatz wurde unter dem Begriff der Screening-LCA in die Diskussion - insbesondere in den Niederlanden – geführt.

Das Wesen der Screening-LCA besteht darin, die Anzahl der betrachteten Wirkungsindikatoren erheblich einzuschränken, somit die Datenbearbeitung hinsichtlich der Anzahl der Datenkategorien gering zu halten und insbesondere die Auswertung zu vereinfachen. Mit der Beschränkung der Indikatoren werden zwangsläufig mögliche Konflikte durch gegenläufige Indikatorenergebnisse verringert.

Dieser Ansatz kann für viele Fragestellungen sehr nützlich sein, da er vielfach zu einer realen Minderung des Bearbeitungsaufwands führt und ein einfaches, übersichtliches Ergebnis liefert.

Das Grundproblem einer Screening-LCA liegt jedoch, wie der Begriff Screening selbst impliziert, in der Validität der Schlussfolgerung. Um sich eines verlässlichen Ergebnisses sicher sein zu können, bedarf es der Gewissheit, den oder die „richtigen“ Indikatoren ausgewählt zu haben. Dies setzt wiederum voraus, dass die zu vergleichenden technischen Systeme in ihrer ökologischen Tragweite vorab bereits beurteilt wurden. Die Erkenntnis über einen geringeren Beitrag zum Treibhauseffekt oder zur Versauerung der Böden ist beispielsweise nicht ausreichend, wenn der Verdacht besteht, dass eine bestimmte toxische Substanz durch eine Technik im Vergleich zu einer anderen verstärkt freigesetzt wird.

2.3.1.3 Der MIPS-Ansatz

Von Schmidt-Bleek [8] wurde ein Ansatz entwickelt, wonach ein Produktionssystem (bei ihm Serviceeinheit genannt) anhand der Gesamtheit der damit verbundenen bewegten Massen beurteilt wird (MIPS, Masseintensität pro Serviceeinheit). Der Hintergrund dieses Ansatzes beruht auf der kaum bestreitbaren Feststellung, dass der Materialumsatz unserer Gesellschaft viel zu hoch sei und drastisch gemindert werden muss. MIPS soll dabei als ein universelles Maß dienen – wer viel an Masse bewegt, führt zu hohen Belastungen in der Umwelt.

Die Wahl dieses Summenparameters wird weiterhin durch die Feststellung begründet, Stoffstrombilanzen (und damit Ökobilanzen) seien zu aufwendig in der Datenerhebung und Berechnung und verlagerten den Blickwinkel zu häufig in den Bereich der Nanogramms (Stichwort Dioxine). Da sich die MIPS tatsächlich auf die Inputseite der Bilanz beschränken, kann die Bearbeitung der Outputseite (der Emissionen) entfallen. Erfahrungen aus der Praxis zeigen jedoch, dass sich eine Datenrecherche, die sich auf die Inputseite beschränkt, kaum im Arbeitsaufwand von einer vollständigen Erhebung von Input und Output unterscheidet, da beide Datengruppen grundsätzlich miteinander erhoben werden können. Im Gegenteil sind die Outputwerte (Emissionen) häufig einfacher zu gewinnen, da sie meist gezielt gemessen werden, während Daten zu masseintensiven Materialien, wie z. B. Deckgebirge und Gangart beim Rohstoffabbau, Kühlwasser oder Verbrennungsluft bei Energieprozessen schwerer zugänglich sind.

Insgesamt ist das MIPS-Konzept als Ansatz für die BVT-Beurteilung als wenig zielführend einzuschätzen, da die reine Massenbetrachtung für eine gezielte Problemidentifizierung zwischen zwei Technikalternativen zu grob ist.

2.3.1.4 Der KEA-Ansatz

Werden bei den MIPS die Kilogramm addiert, so verbirgt sich hinter dem KEA (kumulierter Energie-Aufwand) die Summe der Kilojoule. Konkret werden bei der Ermittlung des kumulierten Energieaufwands (nach der VDI-Richtlinie 4600⁹) alle eingesetzten Primärenergien aufsummiert. Das Ergebnis stellt damit, wie bei den MIPS, eine Teilinformation der Sachbilanz dar.

Die Energieinputs werden nach festen Regeln auf den Primärenergieaufwand bezogen. Für einige Sachverhalte wie die Nutzung von Wasserkraft und Photovoltaik oder die Einbeziehung von Kraft-Wärme-Kopplung kann es zu methodischen Schwierigkeiten kommen, die jedoch allgemeine Probleme der Sachbilanz darstellen. Der Energieinhalt von Produkten („Feedstock“) wie z.B. bei Kunststoffen wird berücksichtigt. Der für jeden Schritt berechnete Primärenergieaufwand wird addiert und ergibt den Kennwert KEA für das untersuchte System.

Die VDI-Richtlinie 4600 beschreibt nicht weiter, wie der berechnete Wert zu verwenden ist. Dazu sind zwei Möglichkeiten gegeben: Zum einen könnte der KEA - analog den MIPS - eine erste Näherung für das Gesamtumweltverhalten eines Systems darstellen, das alle Verbräuche an Energieressourcen und Energiebereitstellungsemissionen umfasst. Zum anderen könnte er eine Wirkungskategorie für die zu schätzende Gesamtressource Energie - ohne Berücksichtigung der Knappheit einzelner Energieträger - darstellen und mit anderen Kategorien in eine abschließende Bewertung einbezogen werden.

Als Instrument zur Umweltbewertung auf vereinfachter Basis eines Summenparameters bietet der KEA eine vergleichsweise hohe Repräsentanz für Umweltwirkungen. Er deckt von den üblicherweise verwendeten Wirkungskategorien im wesentlichen den Treibhauseffekt, die Versauerung, die Eutrophierung (via luftseitige Emissionen), teilweise die Öko- und Humantoxizität und den Verbrauch energetischer Ressourcen ab.

9 „Der kumulierte Energieaufwand gibt die Gesamtheit des primärenergetisch bewerteten Aufwands an, der im Zusammenhang mit der Herstellung, Nutzung und Beseitigung eines ökonomischen Gutes (Produkt oder Dienstleistung) entsteht bzw. diesem ursächlich zugewiesen werden kann.“ (VDI 4600)

Sommersmog und Lärmbelastungen, die vorwiegend auf den Kfz-Verkehr zurückzuführen sind, sind über den Transportenergiebedarf teilweise im KEA repräsentiert. Ressourcenbedarf findet zumindest über die Energieaufwendung zur Gewinnung und Bereitstellung Berücksichtigung. Explizit nicht abgedeckt sind Ozonabbau, die Eutrophierung durch wasserseitige Emissionen, mineralische Ressourcen und Naturraumbeanspruchung.

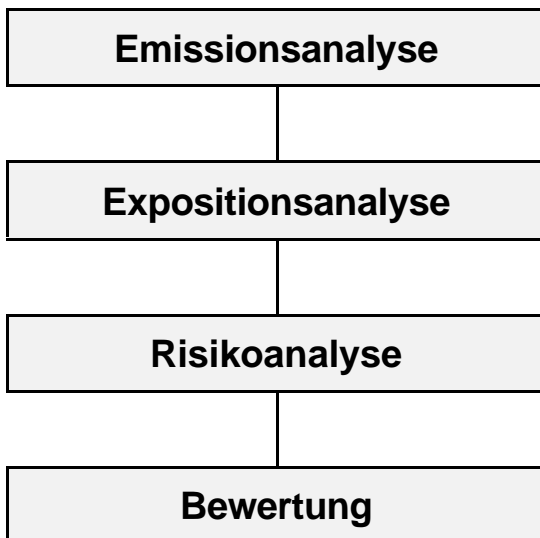
2.3.1.5 Der UVP-Ansatz

Eine Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) hat grundsätzlich eine umfassende Beurteilung der Umwelteinflüsse einer Technik auf betroffenen Medien zur Aufgabe. Für eine BVT-Bewertung ist sie damit vom Prinzip her sehr gut geeignet: Sie bewertet zielgenau und medienübergreifend den Umwelteinfluss einer Technik. Im Mittelpunkt stehen dabei allerdings die Wirkungen auf Schutzziele (Mensch, Pflanzen, Tiere, Klima) und nicht der Vergleich von Technikalternativen.

Im deutlichen Gegensatz zur hier geforderten Ansatz steht allerdings – zumindest bei UVP für konkrete Einzelvorhaben (Projekt-UVP) – der unabdingbare Standortbezug. Spezielle örtliche Verhältnisse sind bei der UVP stets zu berücksichtigen. Aus den räumlichen Gegebenheiten (Topographie, Meteorologie, Nutzungsstruktur, Naturraum etc.) und dem Schadstofffreisetungsverhalten der fraglichen Anlagen (Abgasmenge, Freisetzungshöhe etc.) werden Prognosen zur Immission, zum Eintrag in die Medien und zu Wirkungen auf bzw. Risiken für die Schutzgüter angestellt (siehe auch Abbildung 12). Hierzu bedarf es in vielen Fällen der Anwendung vergleichsweise komplexer Rechenmodelle.

Die hier geforderte Methode soll jedoch vor der konkreten Zulassung für eine Technik ansetzen und explizit standortunabhängig erfolgen. Dennoch bietet die übliche UVP-Methodik Ansatzmöglichkeiten für eine Grobabschätzung von möglichen Maximalbelastungen in der Standortumgebung der zu beurteilenden Techniken. Durch eine stark vereinfachte und von konkreten Standorten abstrahierte Expositionsanalyse kann durchaus eine orientierende Bewertung des Einflusses einer Technik auf die Umgebung durchgeführt werden. So kann z. B. aus den bei zahlreichen fallbezogenen Untersuchungen gewonnenen Erfahrungen ein Standardausbreitungsfaktor für die von der Technik freigesetzten Schadstoffe – in Luft wie Wasser – abgeleitet werden.

ifeu-Modell (z.B. [29])



Lahmeyer-Modell (z.B. [30])

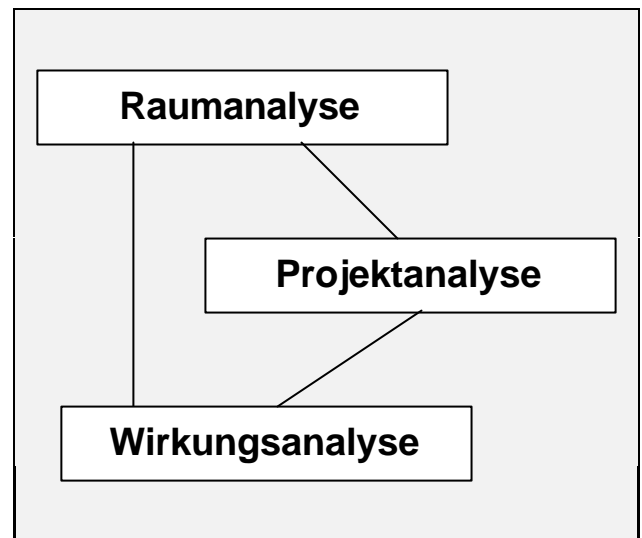


Abbildung 12: Zwei mögliche Ansätze für den methodischen Ablauf einer UVP

2.3.1.6 Der „niederländische Vorschlag“

Mit der gleichen Zielsetzung wie das hier vorliegende Forschungsvorhaben wurde durch Breedveld [7] ein methodischer Vorschlag als sogenannter „Dutch Approach“ in die Diskussion gebracht.

Der als „streamlined LCA“ bezeichnete Ansatz deckt sich im Wesentlichen mit der Ökobilanz. Für die zu bewertenden Techniken werden Sachbilanzen erstellt, wobei der Bilanzrahmen die Technik selbst und die vorgelagerten Prozesse wie z.B. Energievorketten (als Gesamtsystem „cradle to grave“) umfasst. Die Sachbilanzergebnisse werden anschließend nach einer Standardliste von Wirkungskategorien aggregiert [5].

Als abschließende Interpretationshilfe werden die Wirkungsindikatorenergebnisse entsprechend der DIN EN ISO 14042 „normiert“ (Bezug auf die Gesamtumweltbelastung in Europa bzw. in den Niederlanden – vgl. weiter unten den Ansatz des Einwohnerdurchschnittswerts, EDW). Das „Profil“ der neben einander gestellten normierten Umweltwirkungen der einzelnen Techniken sollen den Anwender in die Lage versetzen, eine Interpretation hinsichtlich BVT durchführen zu können.

2.3.1.7 Die Standortmethode (UK)

In UK wird eine Methode zur Bewertung angewendet, die sich noch in der Entwicklung befindet. Sie ist modular aufgebaut, wobei nach dem aktuellen Stand der Kenntnis [48] folgende Schritte festgelegt sind:

- Festlegen des Untersuchungsrahmens (Modul 1)
- Aufzeigen der technischen Alternativen (Modul 2)
- Auflisten der Emissionen und Emissionsstellen (Modul 3)
- Quantifizieren von lokalen Wirkungen (Modell) (Modul 4)
- Herausnehmen von nicht signifikanten Emissionen (Modul 5)
- Vergleich der Modellergebnisse mit Umgebungskonzentrationen (Modul 6)
- Vergleich der Modellergebnisse mit Einwohnerequivalenzen (Modul 7)
- Summieren der lokalen Wirkungen, Wirkungsaggregation (Modul 8)
- Vergleich der Immissionen mit Grenzwerten zur Lösung medienübergreifender Wirkungen (Modul 9)
- Kosten-/Nutzenanalyse für alle technischen Optionen (Modul 10)

2.3.1.8 Der Stand der Methodenentwicklung aus der Vorstudie des DFIU

Auch von deutscher Seite wurde bereits 1998 ein Methodenvorschlag vorgelegt, welcher im Rahmen einer Forschungsarbeit für das Umweltbundesamt von Renz et al. [2] am Deutsch-Französischen Institut für Umweltforschung (DIFU) erarbeitet worden ist. In weitgehender Anlehnung an die Ökobilanzmethode sieht dieser Vorschlag eine modulare Untergliederung in eine Abfolge separater Schritte vor mit dem Ziel, durch vorzeitigen Abbruch den Aufwand zu mindern. Neben einem „First Screening“, welches als eine Art Eingangskontrolle ein schnelles Urteil über „BVT - ja/nein“ zulassen soll, wird eine Bruchstelle jeweils zwischen den Ökobilanz-Schritten Sachbilanz – Wirkungsabschätzung – Auswertung vorgeschlagen.

Anhand der in jüngster Zeit zahlreich veröffentlichten Ökobilanz-Studien ist allerdings äußerst fraglich, ob diese Gliederung in irgend einer Weise eine Zeitersparnis oder gar einen Gewinn an Transparenz ermöglicht. Sofern der Ersteller einer Ökobilanz nicht bereits über fundierte Datenmengen verfügt, stellt die Datenerhebung und Datenberechnung der Sachbilanz den überwiegenden Teil der Ökobilanzarbeit dar. Hat man diese abgeschlossen, ist eine Zeiteinsparung kaum mehr möglich, da die nachfolgenden Schritte der Wirkungsabschätzung wie auch der Auswertung vergleichsweise stark standardisierbar sind¹⁰. Weiterhin verfolgen die abschließenden Schritte der Ökobilanz keineswegs einen Selbstzweck, sondern sollen dem Anwender und Zielkreis der Studie helfen, der fast durchgängig unübersichtlichen Datenmenge der Sachbilanz überhaupt erst ein Ergebnis abzuringen. Selbst im extremen Ausnahmefall, in welchem eine von zwei zu vergleichenden Optionen in allen Datenkategorien der Sachbilanz günstiger abschneidet als die andere, kann die Sachbilanz nicht vermitteln, ob die einzelnen Vorteile überhaupt eine Signifikanz aufweisen; sie können ja alle miteinander vernachlässigbar sein.

Diese Problematik ist gerade bei der hier gestellten Aufgabe – der Differenzierung zwischen BVT und Nicht-BVT – besonders ausgeprägt. Es kann allein auf der Erkenntnis, Option A verursache 10 % weniger NO₂-Emissionen als Option B, kein Urteil darüber getroffen werden, ob deshalb A eine BVT und B keine BVT ist, so lange nicht geklärt ist, ob diese 10 % insgesamt überhaupt relevant sind.

¹⁰ Dies gilt selbstverständlich nicht für die u.U. äußerst umfangreichen Aufgabenstellungen der Sensitivitätsanalyse oder der Dokumentation, wie sie die E DIN EN ISO 14043 im Rahmen der Auswertung fordert.

Die Autoren der hier vorliegenden Studie gehen daher davon aus, dass für die Fälle, für deren Klärung der Weg über ökobilanzielle Arbeitsschritte unumgänglich ist, dieser Weg auch in allen Schritten durchzuführen sein wird. Die Entscheidungen über abkürzende Wege müssten daher vor dem Einschlagen des „Ökobilanzwegs“ fallen (wie groß ist der Bilanzraum zu stecken, auf welche Datenkategorien lässt sich die Erhebung beschränken, genügt der Einsatz von der Methode beiliegenden Standarddatensätzen?).

Dem zentralen Ansatz des Methodenvorschlags [2], dass eine „Vereinfachung“ der Methode nur durch einen modularen Ablauf erreichbar ist, ist in jedem Fall beizupflichten. Als sinnvoll ist ebenfalls das „First Screening“ anzusehen, wobei geprüft werden sollte, ob nicht andere Kriterien neben dem der Grenzwernerfüllung zusätzlich herangezogen werden können.

2.3.2 Ansatzpunkte für die Weiterentwicklung einer medienübergreifenden Bewertungsmethode für BVT

Aus den vorangehend kurz charakterisierten Methoden lassen sich eine Vielzahl von sinnvollen Ansatzpunkten für die hier geforderte medienübergreifenden Bewertungsmethode für BVT erkennen. In den nachfolgenden Tabellen sind die zuvor genannten Methoden bezüglich wichtiger Kriterien für die Verwendbarkeit zur Bewertung einer Anlagentechnik charakterisiert. Die Kriterien leiten sich im Wesentlichen aus der Aufgabenstellung des UBA an die Forschungsnehmer ab. Der „Niederländische Ansatz“ [7] (Kap. 2.3.1.6) ist nicht explizit aufgeführt; er ist in seinen Eigenschaften der LCA-Methodik zuzuordnen. Die Screening-LCA-Methode ist vergleichbar dem KEA-Ansatz.

Tabelle 1: Bewertung vorhandener Methoden zur Verwendbarkeit des Vergleichs von Techniken (konventionelle Methoden)

Methode	LCA	KEA	UVP
siehe Kapitel	2.3.1.1	2.3.1.4	2.3.1.5
Grundprinzip	Wirkungsaggregation aller Teilschritte in Wirkungskategorien	Kumulation aller Teilprozesse in Energieaufwendungen	Wirkungsprüfung auf Schutzgüter
Erkennbarkeit der Wirkung einer Einzelanlage	NEIN: nicht erkennbar durch Aggregation der vor- und nachgelagerten Prozesse mit der Wirkung der Einzelanlage	JA: Möglich bei Bilanzierung über typische Anlagengröße	JA: unmittelbare Bewertung der Einzelanlage in einem Betrachtungsraum
Ortsunabhängige Einsetzbarkeit	JA: eine Lebensweganalyse ist zwangsläufig mit einer Aufgabe jeglichen Ortsbezugs verbunden	JA: siehe LCA	NEIN: Bei Projekt UVP ist Standortbetrachtung oder Raumanalyse unverzichtbar
Erkennbarkeit der Branchenwirkung	TEILWEISE: nur als Summe der Einzelanlagen mit vor- und nachgelagerten Prozessen	TEILWEISE: siehe LCA	NEIN: wird nicht geprüft
Bewertung von Schadstofffrachten	TEILWEISE: nur als Summe der Einzelanlagen mit vor- und nachgelagerten Prozessen	TEILWEISE: siehe LCA	JA
Bewertung von Immissionen	NEIN: eine Lebensweganalyse ist zwangsläufig mit einer Aufgabe jeglichen Ortsbezugs verbunden	NEIN: siehe LCA, Immissionen nicht durch Energie Massen ausdrückbar	JA

Methode	LCA	KEA	UVP
siehe Kapitel	2.3.1.1	2.3.1.4	2.3.1.5
Transparenz des Ergebnisses	NEIN: keine Differenzierung zwischen der zu bewertenden Technik und vor-/nachgelagerten Prozessen explizit vorgesehen	NEIN: siehe LCA	HOCH: alle zur Bewertung herangezogenen Informationen werden in einem Bericht zusammengefasst;
Aufwand	HOCH: Es muss ein Datenbanksystem vorhanden sein, um sinnvolle Ergebnisse zu produzieren	MITTEL: siehe MIPS	HOCH: Nur Fachgutachter können die vielen zu bewertenden Einflüsse feststellen und validieren
Vorzeitige Abwertung von Techniken möglich (Verfahrensverkürzung)	NEIN	NEIN	JA: Aufgabe des Gutachters bei Erkennen

Tabelle 2: Bewertung vorhandener Methoden zur Verwendbarkeit des Vergleichs von Techniken (neuere Methoden)

Methode	MIPS	DFIU	Niederländischer Vorschlag	Englische Methode
siehe Kapitel	2.3.1.3	2.3.1.8	2.3.1.6	2.3.1.7
Grundprinzip	Kumulation aller Teilprozesse in Massenintensitäten	Wirkungsaggregation analog LCA; Gegenüberstellen von Einzelstoffwerten und Schutzzielen	nahezu identisch LCA-Methode, allerdings nur Bilanzierung der relevanten Daten des Kernprozesses (zu bewertende Technik)	Mehrstufige (10 Moduln) Bewertung mit Modellanlage im Mittelpunkt der Bewertung
Erkennbarkeit der Wirkung einer Einzelanlage	NEIN: siehe LCA	JA: durch Gegenüberstellen der Einzelstoffwerte einer Anlage und Schutzzielen gegeben	NEIN: siehe LCA	JA: Standardanlage wird definiert und Bewertung durchgeführt
Ortsunabhängige Einsetzbarkeit	JA: siehe LCA	JA: siehe LCA	JA: siehe LCA	JA: Modellanlage ist ortsunabhängig
Erkennbarkeit der Branchenwirkung	TEILWEISE: siehe LCA	TEILWEISE: siehe LCA	TEILWEISE: siehe LCA	Nein: Bezug zur Modellanlage bleibt in allen Modulen der Bewertung erhalten
Bewertung von Schadstoff-frachten	TEILWEISE: siehe LCA	TEILWEISE: siehe LCA		JA: Wirkungskategorien (global warming, u.a.) werden über Emissionenskonzentrationen und Mengen (also Frachten) diskutiert.

Methode	MIPS	DFIU	Niederländischer Vorschlag	Englische Methode
siehe Kapitel	2.3.1.3	2.3.1.8	2.3.1.6	2.3.1.7
Bewertung von Immissionen	NEIN: siehe LCA, Immissionen nicht durch Massen ausdrückbar	NEIN: siehe LCA	NEIN: siehe LCA	JA: Immissionskonzentrationen für Luft und Wasser bei der Modellanlage
Transparenz des Ergebnisses	NEIN: siehe LCA	TEILWEISE: nur als Summe der Einzelanlagen mit vor- und nachgelagerten Prozessen	NEIN: siehe LCA	HOCH: Es werden alle Bilanzwerte (Sachbilanz) dargestellt.
Aufwand	MITTEL: Für vor- und nachgelagerte Prozesse müssen möglichst Datenbanken nutzbar sein	HOCH: siehe LCA	MITTEL: Für vor- und nachgelagerte Prozesse müssen möglichst Datenbanken nutzbar sein	MITTEL BIS GERING: Sachbilanz für die zu bewertende Technik ist sicher in jeder Bewertung als Basis notwendig
Vorzeitige Abwertung von Techniken möglich (Verfahrensverkürzung)	NEIN	TEILWEISE: wenn eindeutiges Ergebnis in frühem Schritt des Bewertungsablaufs	NEIN	JA: Wenn für eine Technik in Modul 6/7 zu hohe Wirkungen gefunden werden (nach der Sachbilanz !) oder in späteren Modulen

2.3.2.1 Grundstruktur der Ökobilanz als geeigneter Basisansatz

Der *Ökobilanz*-Ansatz kann mit seiner hohen Anwendungsflexibilität und bereits weit gediehenen Standardisierung sicher als sinnvolles Grundprinzip dienen. Eine Stoffstromanalyse der Technik, die im Ergebnis zu einer Sachbilanz (Input-Output) führt, ist als unabdingbare Basisarbeit für die Bewertung der Umweltwirkung einer Technik anzusehen. Fraglich ist allerdings, ob hier der Schritt der Wirkungsabschätzung dringend erforderlich ist. Schließlich ist dieser u.a. aus der „Not“ der definitiv nicht lokalisierbaren Emissionen (und auch der meist immens hohen Anzahl an stofflichen Parametern) bei Analysen über den gesamten Lebensweg in die Ökobilanzmethode eingeführt worden. Bei der Technik-Bewertung steht jedoch primär eine Technik und damit eine Anlage in einer definierten Umgebung im Fokus.

Die *Normierung* freigesetzter Schadstoffmengen anhand der Gesamtbelastungssituation (Deutschland oder Europa) ist ein weiteres Element aus der Ökobilanzmethodologie, welches hier als überaus hilfreiche Bewertungshilfe anzusehen ist. Von den vorangehend beschriebenen Ansätzen ist es in den Vorschlägen aus den Niederlanden [7] sowie in der Vorstudie [2] implementiert. Diese Vorgehensweise hat vor allem durch Arbeiten des Umweltbundesamtes unter dem Stichwort „spezifischer Beitrag“ [4], [9] eine Verbreitung in Ökobilanzen erfahren und stellt nach DIN EN ISO 14042 unter dem Begriff „Normierung“ eine mögliche Aufbereitung von Ergebnissen der Wirkungsabschätzung wie auch der Sachbilanz dar.

Der spezifische Beitrag drückt aus, welche „Stellschraube“ die größten Reduktionseffekte bezogen auf das untersuchte System besitzt. Er sagt allerdings nichts über die qualitative Wichtigkeit des normierten Parameters. Der spezifische Beitrag eines Verfahrens berechnet sich, indem man seine Emissionswerte (z.B. von Schwefeldioxid) auf die Gesamtemissionen (in Deutschland oder der EU) bezieht. Dabei ist auf eine einheitliche Vergleichsbasis zu achten (beide Größen jeweils über den Zeitraum eines Jahres). Als Ergebnis erhält man einen Anteilswert an der Gesamtemission. Dieser kann als einfacher Quotient, als Prozentwert oder als **EDW (Einwohnerdurchschnittswert)** ausgedrückt werden.

$$\text{EDW [kg/a•E oder kJ/a•E]} = \frac{\text{Gesamtemission/-verbrauch EU bzw. D in [kg/a oder kJ/a]}}{\text{Einwohnerzahl EU bzw. D}}$$

Der Einwohnerdurchschnittswert gibt die durchschnittliche Emission oder den durchschnittlichen Verbrauch pro Kopf der Bevölkerung an (in Kilogramm oder Kilojoule pro Einwohner und Jahr). Dividiert man die Emission oder den Verbrauch eines Systems oder einer Technik durch den jeweiligen Einwohnerdurchschnittswert, so erhält man den **spezifischen Beitrag** in EDW (als Anzahl Einwohner)¹¹.

¹¹ In Anhang 2 findet sich eine Aufstellung der später in den Fallbeispielen verwendeten Einwohnerdurchschnittswerte

$$\text{Spezifischer Beitrag einer Technik A [Anzahl EDW]} = \frac{\text{Emission/Verbrauch der Branche mit Technik A [kg/a oder kJ/a]}}{\text{EDW [kg/a} \bullet \text{E oder kJ/a} \bullet \text{E]}}$$

Es hat sich in zahlreichen Arbeiten – nicht zuletzt auch des Umweltbundesamts – bewährt, die Höhe von Umweltwirkungen eines Systems oder Prozesses in EDW auszudrücken. Diese vergleichsweise anschauliche Einheit erlaubt es, die Größenordnung von Umwelteffekten (z.B. den Unterschied zwischen zwei Produktionsweisen) mit der einer Großstadt oder der eines Dorfs zu vergleichen.

Neben dem Verzicht auf eine Wirkungsaggregation¹² (s.o.) erscheint mit dem Ziel einer Vereinfachung auch eine Eingrenzung des Betrachtungsrahmens sinnvoll. Auch Breedveld [7] geht mit dem Ansatz „cradle to gate“ diesen Weg. Der hier erarbeitete Vorschlag geht dabei noch weiter und minimiert den Rahmen der Stoffstrombilanz sogar auf „gate to gate“ - sprich: nur die Technik bzw. Anlage selbst. Vor- und nachgelagerte Prozesse sollen aber dennoch – über einen einfachen Summenparameter – mit abgedeckt werden (siehe hierzu den folgenden Abschnitt).

Zielen die vorangehenden Elemente auf eine Vereinfachung und Verringerung des Umfangs der Methoden, so ist an anderer Stelle eine Ergänzung des Ökobilanzansatzes mit der zusätzlichen Einführung eines UVP-artigen Elements sinnvoll. Anhand von Standard-Szenarien kann die Relevanz der von der Anlage freigesetzten Schadstoffmengen für die Umgebung eingeschätzt werden. Dies wird weiter unten erläutert.

¹² Dieser Verzicht ist keinesfalls kategorisch zu verstehen. In Fällen, in welchen eine Wirkungsaggregation hilfreich ist (z.B. wenn große Zahl an Stoffen mit gleichartiger Wirkungsweise freigesetzt werden), sollte eine Solche durchaus erfolgen können.

2.3.2.2 Der KEA als eine repräsentative Größe für die Umweltbelastungen durch vor- und nachgelagerte Prozesse

Die Aufgabenstellung der hier vorliegenden Methodenentwicklung ist die umweltseitige Bewertung von einzelnen Technikalternativen. Um die umweltseitigen Effekte von Techniken beurteilen zu können, bedarf es in jedem Falle einer mehr oder weniger detaillierten Analyse aller stofflichen und energetischen Inputs und Outputs, vergleichbar mit der Sachbilanz einer Ökobilanz. Zur Einschränkung des Erhebungs- und Bilanzierungsaufwands wird in dem hier vorgeschlagenen Konzept einer BVT-Bewertungsmethode diese umfassende Stoffstrombetrachtung auf die im Kern der Bewertung stehende Technik begrenzt – auf die direkten Emissionen der Technik in die Umwelt (Abwasser, Abgas bzw. Abgas).

Nun gehen mit der Technik grundsätzlich immer auch vor- und nachgelagerte Prozesse einher: Energie wird von extern bezogen, Hilfs- oder Betriebsstoffe – die selbst wieder unter Energieverbrauch und Emissionen hergestellt sind - werden beansprucht, Abfälle entstehen und müssen entsorgt werden. Die Technik zieht ein ganzes System aus zahlreichen anderer Prozesse nach sich, deren Berücksichtigung für eine „korrekte“ Bewertung unabdingbar ist. Bei einer Ökobilanz werden solche oft sehr komplexen Systeme gesamtheitlich bilanziert. Da letztlich die Umweltauswirkung zur Herstellung eines **Produktes** bewertet werden soll, ist diese umfassende Aufsummierung von unterschiedlichsten Wirkungen an verschiedenen Orten gerechtfertigt.

Für eine **Technikbewertung** erscheint der Aufwand einer umfassenden gesamtheitlichen Bilanzierung, die u.U. eine Erhebung und Berechnung von etlichen anderen Prozessen erfordern würde, nicht angemessen. Außerdem besteht die Gefahr, dass dadurch ein direkter und klarer Zusammenhang der für die zu bewertende Technik spezifischen Umwelteinflüsse mit dem aus zahlreichen Faktoren aggregierten Endergebnis der umfassenden Bilanz nicht mehr erkennbar sein kann. Es bräuchte dann wiederum eine sehr differenzierte Ergebnisanalyse. Ein bedeutender Fehler würde unter Umständen dadurch entstehen, dass eine Technik deshalb ungünstig bewertet wird, weil ein vorgelagerter Prozess derzeit mit hohen Umweltauswirkungen verbunden ist. Dieser vorgelagerte Prozess unterliegt aber selbst wiederum einer Optimierung, d.h. man bewertet letztlich wieder das Produkt.

Die Lösung des hier vorgeschlagenen Bewertungskonzept besteht darin, alle vor- und nachgelagerten Prozesse nur anhand des mit ihnen verbundenen Primärenergieaufwandes – den so genannten kumulierten (Primär-)Energieaufwand (**KEA**) – mitzubilanzieren. Der Vorteil besteht darin, die Berechnung und Bewertung auf eine Zahl zu minimieren, wobei gerade zu dieser Größe bereits umfassende Datenbanken vorliegen und in breiter Weise zur Verfügung stehen [61].

Warum den KEA verwenden? Grundsätzlich bieten sich verschiedene Indices an, um eine generelle Information über das Umweltverhalten eines Systems zu erhalten. Die gute Eignung des Energieverbrauchs wurde dabei schon in verschiedensten Arbeiten erkannt, z.B. [31], [32]. Zieht man die üblichen Kataloge der Kategorien negativer Umwelteinwirkungen [65], [66] heran, so lässt sich erkennen, dass etliche dieser Wirkungen in weitem Maße mit Energieverbräuchen einhergehen.

Im Standardfall korrelieren beispielsweise die Wirkungskategorien *Treibhauseffekt*, *Versauerung*, *Eutrophierung* (via luftseitige Emissionen) und der Verbrauch endlicher (sprich fossiler) *Ressourcen* eindeutig mit dem KEA. Der Verbrauch mineralischer Ressourcen findet zumindest über die Energieaufwendung zur Gewinnung und Bereitstellung Berücksichtigung. Auch werden Luftschadstoffe mit *human-* und *ökotoxischer* Wirkung zu nicht unerheblichem Anteil aus Energieumwandlungsprozessen freigesetzt. Die Vielfalt dieser Wirkungskomplexe lässt sich allerdings schwer repräsentieren. *Sommersmog* und *Lärmbelastungen*, die vorwiegend auf den Kfz-Verkehr zurückzuführen sind, sind über den Transportenergiebedarf teilweise im KEA repräsentiert. Explizit nicht abgedeckt sind *Ozonabbau*, die *Eutrophierung* durch wasserseitige Emissionen und Naturraumbeanspruchung. In Abbildung 13 und Tabelle 3 werden die Zusammenhänge in Übersicht dargestellt.

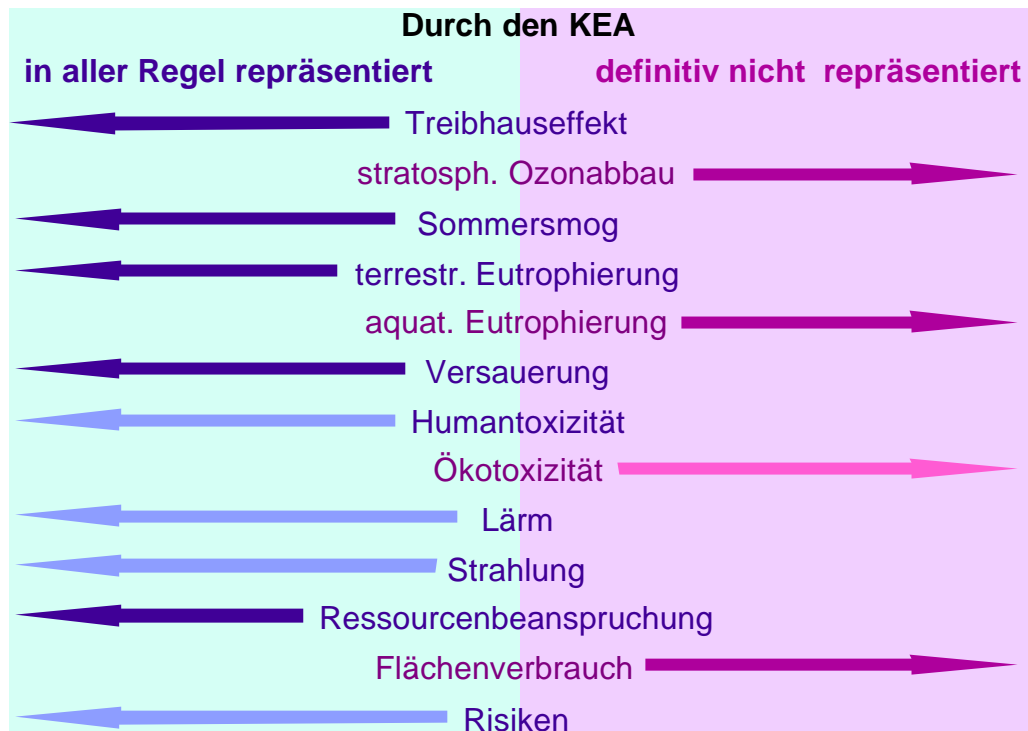


Abbildung 13: Repräsentativität des KEA für einzelne Wirkungskategorien in Ökobilanzen (Standardliste des UBA)

Da es sich im Zusammenhang mit der Durchführung der BVT-Bewertungsmethode bei den zu berücksichtigenden vor- und nachgelagerten Prozessen im typischen Standardfall um die Energiebereitstellung handelt, erscheint der KEA als der zielgenaue Parameter, diese Prozesse in der Regel abzudecken. Zeichnen sich die benötigten Hilfsstoffe und Betriebsmittel nicht durch eine ökologisch besonders problematische Herstellungsweise – jenseits des Energieverbrauchs – ab, so bleiben auch hier für diesen Bereich keine offenen Bewertungskonflikte. Es stellt sich dabei grundsätzlich die Frage, ob nicht solche Hilfs- und Betriebsstoffe, deren Herstellung mit großer Umweltrelevanz verbunden sind, ohnehin durch die IVU-Richtlinie einer eigenen Suche nach der/den BVT unterliegen. Bei nachgelagerten Prozessen – zumeist handelt es sich hier um die Entsorgung entstehender Abfälle – ist der Transport und der energetische Aufwand einer langfristigen Ablagerung oder einer Verbrennung berücksichtigt. Nicht berücksichtigt wird hierbei, dass eine bestimmte Menge an Abfall an sich entsteht und damit eventuell ein Langzeitrisiko entstehen kann oder der grundsätzlich nur begrenzt zur Verfügung stehende Raum an Deponievolumen beansprucht wird.

Sollten im Einzelfall die vom KEA kaum repräsentierbaren Wirkungskategorien – stratosphärischer Ozonabbau, Ökotoxizität und Wirkungen im aquatischen Bereich – von Bedeutung sein, so ist wahrscheinlich, dass die direkten Emissionen der zu bewertenden Technik die Quelle darstellen. Diese stünden dann in jedem Fall im Zentrum der Bewertung nach dem vorgeschlagenen Methodenansatz.

Tabelle 3: Erläuterungen des Bezugs zwischen KEA und ökobilanziellen Wirkungskategorien

	Bezug zu KEA	Einschränkung
Treibhauseffekt	In der Regel über Energieerzeugungsprozesse (fossiles CO ₂)	Im Einzelfall können CH ₄ oder N ₂ O bestimmend sein
stratosphärischer Ozonabbau	<i>Von FCKW dominiert. Kein direkter Zusammenhang mit Energieprozessen.</i>	
Sommersmog	NO _x deutlich, VOC in vielen Fällen von Energieprozessen dominiert.	VOC aus Prozessemissionen nicht berücksichtigt.
terrestrische Eutrophierung	NO _x deutlich von Energieprozessen dominiert	Im Einzelfall kann NH ₃ bestimmend sein
aquatische Eutrophierung	<i>Kein direkter Zusammenhang zwischen aquatischen Emissionen und Energieprozessen</i>	
Versauerung	SO ₂ und NO _x deutlich von Energieprozessen dominiert	Im Einzelfall kann NH ₃ bestimmend sein
Humantoxizität	Zahlreiche toxische Luftschadstoffe durch Energieprozesse dominiert	Im Einzelfall sind vielfach spezifische Prozessemissionen bestimmend
Ökotoxizität	<i>Vielfalt ökotoxischer Wirkungen meist ohne Zusammenhang mit Energieprozessen.</i>	
Lärm	Als Transportlärm über Kraftstoffverbrauch im KEA enthalten.	Andere Lärmquellen außer Transport nicht berücksichtigt
Strahlung	Wirkung über Kernenergie im KEA enthalten.	Andere Strahlungsquellen nicht enthalten
Ressourcenbeanspruchung	Direkte Abhängigkeit zwischen fossilen Ressourcen und Energie.	Mineralische Ressourcen nicht als Solche berücksichtigt.
Flächenverbrauch	<i>Kein direkter Zusammenhang zwischen Flächenverbrauch und Energieprozessen.</i>	
Risiken	Als Transportrisiken im KEA enthalten. Damit auch sekundär Risiken durch Lagerung (großer Transportaufwand = große Mengen = große Lagerkapazitäten)	Andere Risiken nicht berücksichtigt

2.3.2.3 Standard-Szenarien zur Abschätzung maximaler Immissionen durch die Techniken

Im Mittelpunkt der Vermeidungs- und Verminderungsanforderungen der IVU-RL stehen stoffliche Emissionen. **Mindestkriterium** für Anlagen bester verfügbarer Technik ist die Einhaltung aller nach dem Immissionsschutzrecht vorgeschriebenen **Emissionsgrenzwerte**. Zusätzlich müssen die **Immissionsgrenzwerte**, insbesondere der TA Luft, eingehalten werden. Da diese jedoch umgebungsbezogen abgeleitet werden und von der Dimensionierung der Anlage (insbesondere Schornsteinhöhen) abhängig sind, ergibt sich die Schwierigkeit, dennoch eine ortsunabhängige Bewertung durchzuführen.

Am konkreten Standort einer bestehenden technischen Anlage lassen sich Emissionen und Immissionen im Regelfall messen. Die prognostische Berechnung der Emissions- und Immissionsdaten für eine geplante Anlage an einem konkreten Standort lässt sich mit geeigneten Modellen und Modellannahmen ebenfalls ausreichend qualifizieren. Schwieriger wird eine Quantifizierung der Immissionen, wenn vom Standort abstrahiert werden soll, denn die meisten wesentlichen Einflüsse werden vom Standort geprägt. Genau die standortunabhängige Beurteilung ist aber gefragt, wenn über die allgemeine Eignung einer Technik als BVT entschieden werden soll. Um dieses Ziel zu erreichen, wird hier vorgeschlagen, in Analogie zur Expositionsabschätzung im Rahmen anderer medienbezogener Regelungen (z. B. BBodSchV [15], TrinkwV [49], AbfKlärV) **Standardszenarien** für ungünstige, aber noch plausible Fallgestaltungen zu definieren.

Immissionsanforderungen an die **Umgebungsluft**-Qualität haben im Sinne der gestellten Aufgabe (medienübergreifende Bewertung) den Vorteil, dass sie im Gegensatz zu den Emissionsanforderungen den Einfluss des Standortes auf mögliche Umweltbelastungen mit berücksichtigen und somit einen relativen Vergleich verschiedener Techniken prinzipiell ermöglichen. Sie haben ferner den Vorteil, dass verschiedene Wirkungskategorien, z. B. direkte Humantoxizität, direkte Schädigung von Öko-Systemen, photochemische Oxidantienbildung, stratosphärischer Ozonabbau, Treibhauseffekt oder Versauerung von Öko-Systemen für jeden relevanten Schadstoff zu einem Wert aggregiert werden können.

Der Immissionsgrenzwert kann als ein Qualitätsziel (QZ) für den jeweiligen Schadstoff angesehen werden, das unter Berücksichtigung von Emissionen aus anderen Quellen als noch akzeptierbar angesehen wird. Je weiter ein solcher Wert für einen Schadstoff unterschritten wird, desto größer ist der „Sicherheitsabstand“ zu eventuellen Schäden. Als Maß kann der Quotient aus (für „Standardbedingungen“ errechneter) Schadstoffimmissionskonzentration und Immissionsgrenzwert dienen. Je kleiner dieser Quotient ist, desto geringer ist die (absolute) Bedeutung des betreffenden Schadstoffs am Standort.

In der gleichen Art und Weise können Qualitätsziele für **Gewässer** als integrierter Maßstab für die Wirkungen auf verschiedene Schutzgüter betrachtet werden, z. B. Eutrophierung, Schädigung aquatischer Lebewesen oder Sedimentbewohner, die Nutzung von oberirdischen Gewässern zur Gewinnung von Trinkwasser oder die Fischerei (Wirkungspfad Wasser → Fisch → Mensch).

Die Vorsorgewerte der BBodSchV können als Qualitätsziele für **Böden** verstanden werden. Hier gibt es auch eine direkte Verknüpfung zu den Anlagen: Eine Überschreitung der Vorsorgewerte markiert eine schädliche Bodenveränderung, für die eine Begrenzung der Einträge über alle möglichen Pfade (Verwehung, luftbürtige Immissionen usw.) vorgeschrieben ist.

Als Verknüpfung zwischen den genehmigungsrechtlich relevanten Erlaubnissen der Einleitung von Schadstoffen in Gewässer (Emissionen) und den schutzgutbezogenen Qualitätszielen, die z. B. in den Qualitätszielen des entsprechenden Arbeitskreises schutzgutbezogen bzw. von der LAWA [10] zusammenfassend aggregiert sind, muss zwischen den Emissionen und Immissionen ein Faktor gefunden werden, der diese für ein ausgewähltes Szenario miteinander verknüpft (s. Abschnitt 3.4.2 bzw. Anhang).

Eine solche „umgebungsbezogene Normierung“ stellt eine wichtige Ergänzung zum Informationsgehalt des spezifischen Beitrags (s.o. unter EDW) dar. Ein von seiner Fracht her wenig relevanter Beitrag zur Gesamtbelastung in Deutschland oder Europa (z.B. weil die entsprechende Branche ein vergleichsweise geringes Volumen einnimmt) kann in der Umgebung einer Anlage zu durchaus erheblichen Immissionsbelastungen führen (z.B. weil die einzelne Anlage groß dimensioniert ist). Umgekehrt zeigt sich, ob durch eine Technik auch bei deutlicher Unterschreitung eines Qualitätsziels dennoch ein relevanter Beitrag zur Gesamtschadstoffbelastung geliefert wird.

Eine Verschiebung von Emissionen zu Parametern, die nach Maßgabe der QZ-Bewertung vernachlässigbar wären („Auffüllung“ bis zur Relevanzschwelle) wird mit dem unabhängigen Parameter „spezifischer Beitrag“ für einen Stoff ausgedrückt.

3 Vorschlag für einen Bewertungsablauf für BVT

Das Projektziel sieht, wie bereits als Ergebnis aus dem Gutachten von Rentz et al. [2] festgehalten, vor, dass die Bewertung von Techniken differenziert und transparent vorbereitet und dann einem Expertengremium der EU vorgestellt und zur abschließenden Stellungnahme dort behandelt wird. Der Ablauf aller Prüfungsstufen außerhalb des Expertengremiums soll sich daher in einen festgelegten, wenig zu Interpretationen geeigneten Rahmen einfügen.

Der als geeignet angesehene Rahmen sieht dabei folgende Elemente vor:

1. Die Methode verfolgt einen streng einzuhaltenden Ablaufplan (Algorithmus), der für alle Arten der in Anhang I der IVU-Richtlinie genannten Anlagen geeignet ist.
2. Der Ablauf enthält insbesondere in den ersten Stufen Abfragen, die das Merkmal „Technik ist BVT“ oder „Technik ist nicht BVT“ eindeutig zur Folge haben. Durch diese Vorgehensweise soll erreicht werden, dass Techniken, die mit einfachen Mitteln einer der beiden Klassen zugeordnet werden können, nicht dem komplizierteren und aufwendigeren Bewertungsprozess unterzogen werden.
3. Für alle nicht vorab bewertbaren Sachlagen müssen prozessspezifische Daten gesichtet oder erhoben werden, wobei zunächst der jeweils im Brennpunkt stehende Medienkonflikt zu identifizieren ist, um eine Beschränkung auf die „wesentlichen“ prozesstechnischen Informationen zu ermöglichen.
4. Durch Normierung der medienbezogenen Wirkungen (v.a. direkte Emissionen in Luft oder Wasser) werden die „signifikanten Parameter“, die einen Ausschluss einer Technik aus dem Kreis der BVT rechtfertigen, identifiziert.

Als ein wesentliches Element zur Durchführung der Methode werden qualitative oder halbquantitative „Prüf-“ oder „Kontrollfragen“ eingeführt. Durch eine richtig gesetzte Frage zu einem frühen Zeitpunkt des Verfahrens lässt sich der nachfolgende Datenbearbeitungsaufwand oft auf ein geringeres Maß begrenzen.

Der methodische Ablauf lässt sich in fünf Hauptschritte einteilen, die sich wiederum in Teilschritte gliedern lassen. Sie sind in Tabelle 4 aufgelistet und werden im Anschluss beschrieben. Die jeweils in Klammern angegebenen Kürzel für die Schritte und Unterschritte dienen der einfacheren Zuordnung in später verwendeten graphischen Darstellungen in Ablaufdiagrammen.

Tabelle 4: Methodischer Ablauf der Bewertung von BVT

Hauptschritt	Teilschritt
1. Vorbereitende Arbeiten (S1)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Festlegen der Bewertungsebenen (Definition des Untersuchungsobjekts) (S1.1) ▪ Übersicht über technische Alternativen (S1.2) ▪ Vorprüfung BVT ja/nein (S1.3)
2. Identifikation des Medienkonflikts (S2)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Grobanalyse der zu erwartenden Umweltbelastungen (S2.1) ▪ Scharfe Eingrenzung des Bilanzraumes und des Datenbedarfs (S2.2)
3. Datenerhebung und Berechnung der Inventare der technischen Alternativen (S3)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Erhebung (S3.1) ▪ Berechnung (S3.2) ▪ Datenqualitätskontrolle (S3.3)
4. Normierung (S4)	<ul style="list-style-type: none"> • ortsunabhängige Normierung der technikbezogenen Unterschiede in stofflichen Emissionen (Hilfsgröße EDW) (S4.1) Normierung des Energieaufwands (als KEA) vor- und nachgelagerter Prozesse (Hilfsgröße EDW) (S4.1) ▪ umgebungsbezogene, ortsunabhängige Normierung geschätzter stofflicher Immissionen auf der Basis einer Standardausbreitung in die Umweltmedien mit Hilfe von Immissionsmaßstäben (S4.2)
5. Abschließende Bewertung (S5)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Auswertung der einzelnen Normierungsergebnisse unter Zuhilfenahme von Orientierungsschwellen und ggf. gegenseitiges Abwägen (S5)

Die von uns gewählte Darstellungsmethode in Ablaufdiagrammen soll die mechanistische Abfolge eindeutiger (und objektiver) Einzelschritte zeigen, also eine Art „Kochrezept“ darstellen. Im Idealfall kann dieser Algorithmus von einem Programmierer direkt in ein EDV-Programm umgewandelt werden, das dem Benutzer über Eingabemasken (Zahlen, Daten, Antworten auf Fragen) wenig Spielraum zu Interpretationen (= subjektive Entscheidungen in der Vorprüfung) lässt.

3.1 Vorbereitende Arbeiten

Vor Beginn der eigentlichen Bewertungsschritte bedarf es einer Reihe vorbereitender Arbeiten, die

- einerseits der klaren Eingrenzung von Untersuchungsobjekt und -rahmen dienen und
- andererseits Techniken identifizieren, die keiner vollständigen Abarbeitung der Bewertungsmethode bedürfen und ein vorzeitiges Urteil über BVT ja/nein zulassen.

Es ist davon auszugehen, dass diese Teilschritte anhand der in Form branchenbezogener Referenzdokumente bereits ausgearbeiteten Informationen zur Anlagentechnik zu bewerkstelligen sind. Deskriptive bis halbquantitative Informationen sind hier zunächst ausreichend. Sollten diese Daten nicht verfügbar sein, ist ein gewisser (wenn auch in diesem Stadium der Betrachtung kleiner) Aufwand zur Datenerhebung notwendig.

Zu jedem dieser Schritte finden sich in den Unterkapiteln Ablaufdiagramme, die den derzeitigen Stand der Methodenentwicklung repräsentieren.

3.1.1 Festlegen der Bewertungsebenen (Definition des Untersuchungsobjekts)

Die IVU-Richtlinie zählt in Anhang I diejenigen Produktionsprozesse auf, für welche die Richtlinie gültig ist. Ähnlich der in Deutschland gültigen 4. BImSchV, welche die nach BImSchG genehmigungsbedürftigen Anlagen enthält, ist auch die IVU-Richtlinie für in ihrer Art sehr unterschiedliche Produktionsprozesse gültig. Für die Bewertung, ob eine Technik BVT ist, ist es unabdingbar, dass bei der Erstbewertung für eine Verfahrensart nach Anhang IVU auf einer zulässigen Bewertungsebene gearbeitet wird: Es dürfen nur solche Techniken miteinander verglichen oder gegen einen Maßstab bewertet werden, die wirklich vergleichbar sind.

Dabei soll als „1. Ebene“ die Anlagenart nach Anhang I IVU-Richtlinie bezeichnet werden.

Eine weitere Aufgliederung erfolgt in die zweite, dritte usw. Ebene.

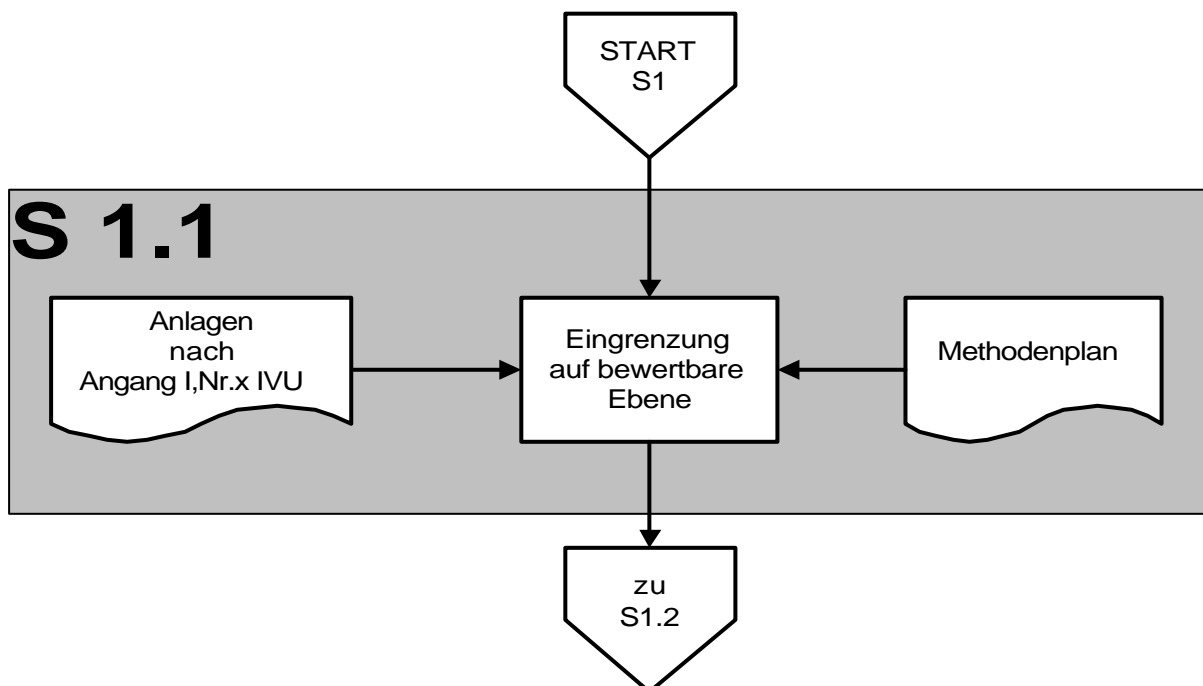


Abbildung 14: Eingrenzen der Techniken auf eine bewertbare Ebene

Beispiele

Am Beispiel der Rauchgasreinigung von Müllverbrennungsanlagen lässt sich dies folgendermaßen beschreiben: Die zu untersuchenden Systeme sind IVU, Anhang I, Nr. 5.2 zuzuordnen (1. Ebene). Aufgrund der sehr unterschiedlichen Rohgaszusammensetzung von Sondermüll- und Hausmüllverbrennungsanlagen erscheint eine Trennung dieser Bereiche notwendig. Diese beiden Anlagenarten bilden also die 2. Ebene. Rohgase konventioneller Hausmüllverbrennungsanlagen unterscheiden sich in Bezug auf die zu bewertenden Rauchgasreinigungstechniken nicht; damit ist eine weitere Ebene entbehrlich (Sonderfälle wie Schwel-Brennverfahren, Thermoselect usw. sollen zunächst ausgeklammert werden). Die „richtige“ Bewertungsebene des Beispiels ist also die 3. Ebene der Anhangsnummer nach IVU-Richtlinie.

Am zweiten Beispiel der Druckerei zeigt sich Folgendes: Es sollen wasserbasierte und lösemittelbasierte Drucksysteme im Flexo-Druck verglichen werden. Unter der Nummer 6.7 von Anhang I der IVU-Richtlinie sind alle Anlagen aufgeführt, die bei der Beschichtung, Imprägnierung usw. mehr als 150 kg/h oder 200 t/a Lösemittel verbrauchen (= 1. Ebene). Druckereien bilden in Abgrenzung zu Imprägnierungen, Beschichtungen usw. die 2. Ebene. Die 3. Ebene ist die Verfahrensart „Flexo-Druck“ (neben z. B. Offset-Druck, Tiefdruck). Erst in der 4. Ebene kann nun zwischen wasserbasierten und lösemittelbasierten Systemen des Flexo-Drucks unterschieden werden. Auf dieser Ebene hat die vergleichende Bewertung anzusetzen.

Es zeigt sich folglich, dass die Bewertungsebene für BVT-Technikvergleiche auf der erstmöglichen Ebene der Differenzierung erfolgen muss, die **eine freie Auswahl zulässt in bezug auf die zu bewertenden Techniken bei gleicher Produktart und -qualität** (Vergleich von Produktionsprozessen) bzw. **gleichem Anwendungsgebiet** (Vergleich von nachgeschalteten Reinigungsprozessen).

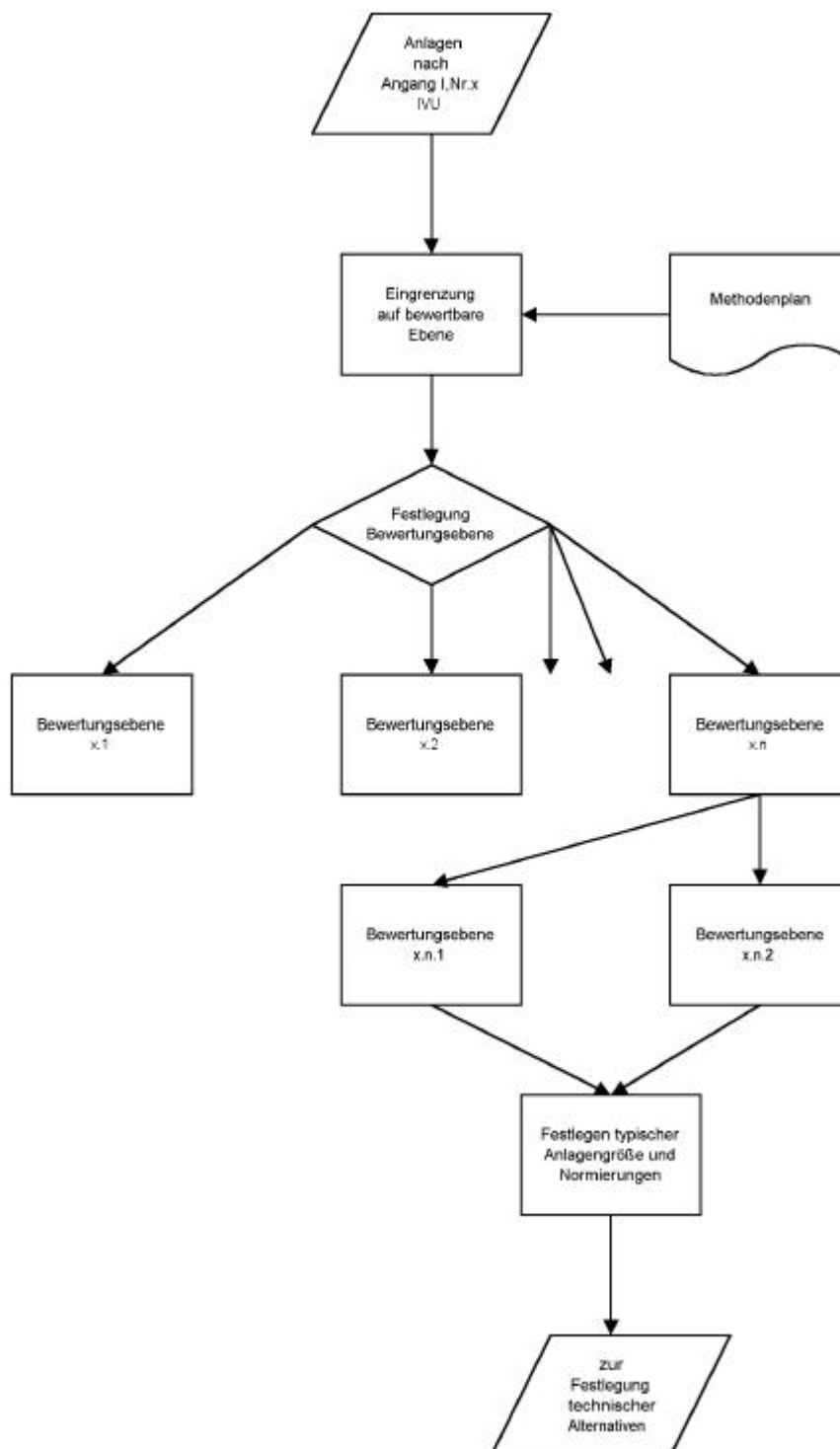


Abbildung 15: Ablaufdiagramm: Festlegung der Bewertungsebene

3.1.2 Erstellen der Übersicht technischer Alternativen

Im nächsten Schritt ist es notwendig, die nach dem Stand der Technik (Voraussetzung für BVT) auf der ausgewählten Ebene eingesetzten Verfahren durch eigenes Wissen, Literaturauswertung, Befragen von Experten usw. festzustellen. Die Informationen zu technischen Alternativen bestehen in dieser Stufe nur aus grundsätzlichen begrifflichen Wörtern (nasse Rauchgasreinigung mit Abwasser, mit Eindampfung; quasi-trockenes Verfahren usw.) sowie weitergehenden Informationen zur Art der Anwendung, Realisationsgrad usw. Ein möglicher formalisierter Ablauf ist in Abbildung 16 dargestellt.

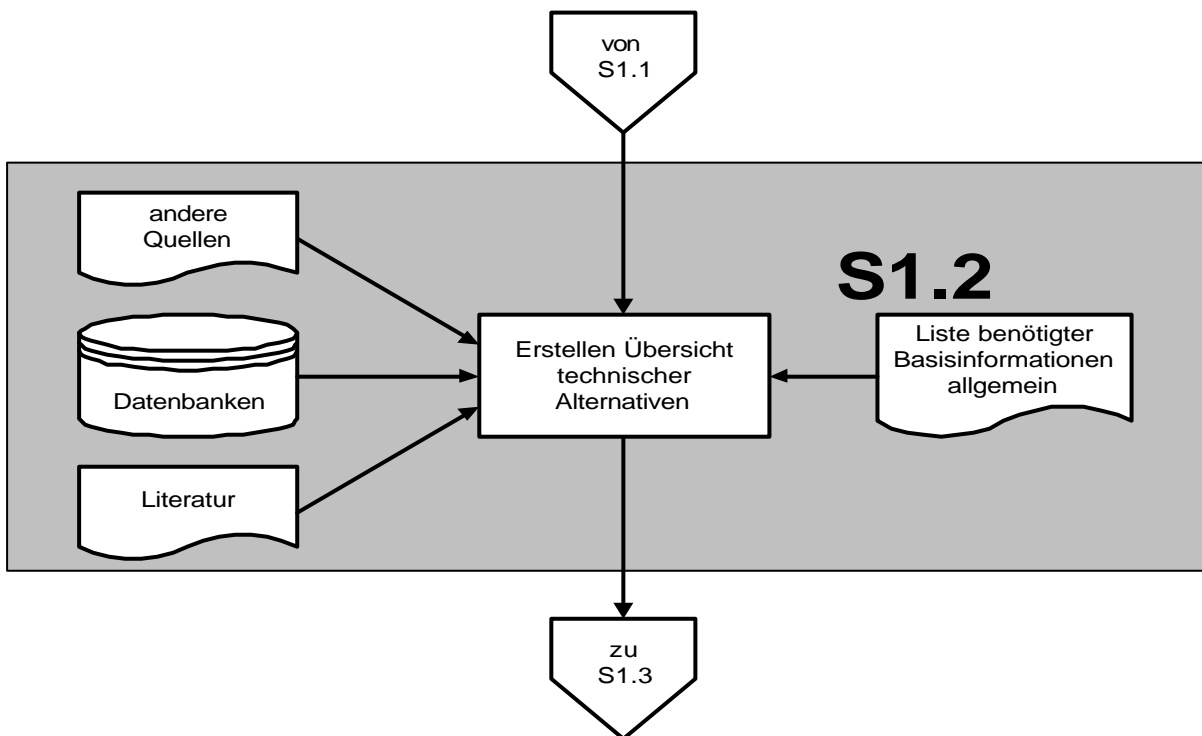


Abbildung 16: Ablaufdiagramm: Erstellen der Übersicht technischer Alternativen

3.1.3 Vorprüfung zum vorzeitigen Ausschluss von BVT

In der Vorprüfung sollen alle diejenigen Verfahren bereits ausgeschlossen werden, die durch ein mit geringem Aufwand ermittelbares Kriterium grundsätzlich nicht als BVT in Frage kommen können.

Nach unserem gegenwärtigen Stand der Diskussion können diese Kriterien sein:

1. Bei Produktionstechniken

- Bisher keine ausreichende Realisierung (keine großtechnische Anlage läuft),
- Zu spezielles Einsatzgebiet (eigentlich wird dieses Verfahren dann auf der falschen Bewertungsebene geprüft, es hätte erst mindestens eine Ebene tiefer in die Bewertung aufgenommen werden dürfen),
- Produktion verstößt gegen irgendwelche Gesetze (in Deutschland z. B. das Inverkehrbringen von DDT oder Pentachlorphenol)
- Anforderungen nach dem Stand der Technik (z.B. VDI-Richtlinien) werden nicht eingehalten

2. Bei nachgeschalteter Reinigungstechnik

- Zunächst auch die Punkte unter 1.
- Daneben noch: Es können gültige Grenzwerte für Abgas/Abwasser nicht eingehalten werden.
- Effizienz ist nicht nachgewiesen.

Unter bestimmten Voraussetzungen kann es aber auch interessant sein, eine Technik, die einem der Ausschlusskriterien unterliegt, trotzdem mit in die Bewertung aufzunehmen (z. B. wenn bisher nur halbtechnische Anlagen gebaut werden oder wenn die Miteinbeziehung in die BVT-Begutachtung zu diesem Zeitpunkt darüber Auskunft geben soll, ob das Verfahren grundsätzlich eine Perspektive hat).

Beispiele können sein:

- Eine Technik führt spezifisch zu problematischen Abfällen (in Qualität und Menge)
- Eine Technik ist unter sicherheitstechnischen Aspekten problematisch zu bewerten (z.B. Explosionsgefahr)
- Der Arbeitsschutz ist problematisch sicherzustellen.

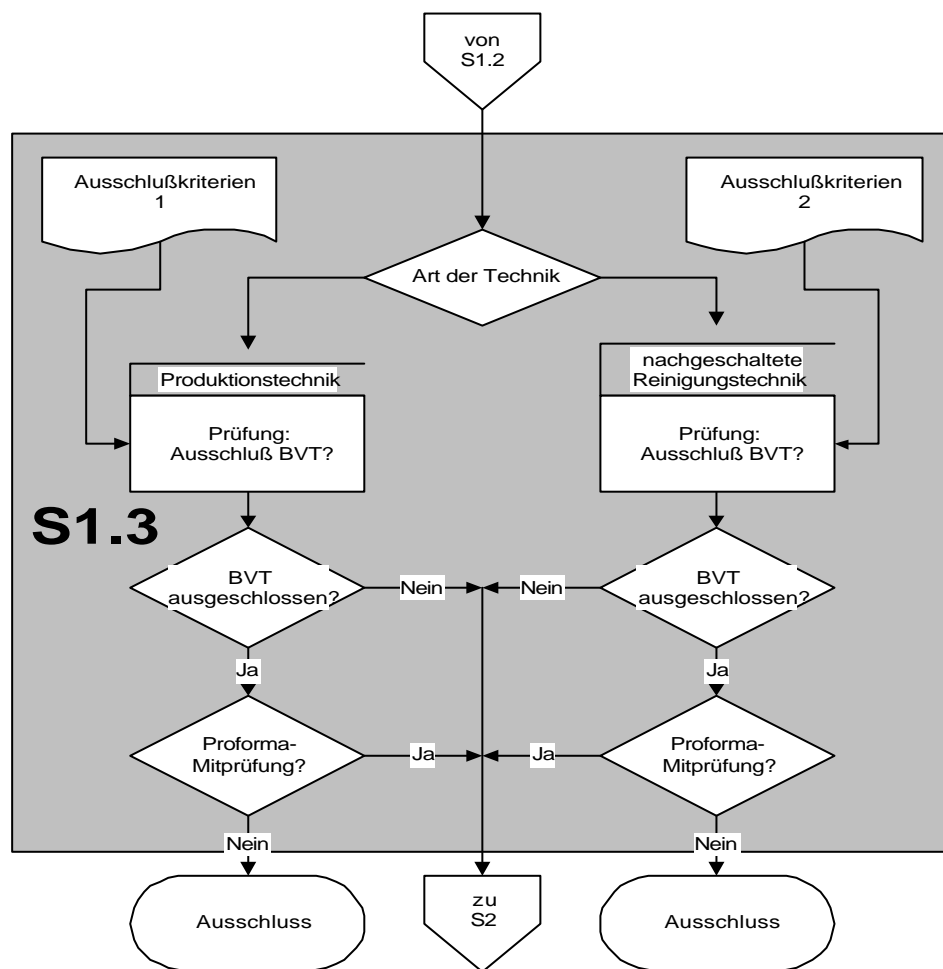


Abbildung 17: Ablaufdiagramm Vorprüfung BVT-Ausschluss

3.2 Identifikation des Medienkonflikts

Am Ende des ersten Hauptschritts besteht weitgehende Klarheit über die Art der sich bietenden technischen Alternativen, die es zu bewerten gilt. Nicht unbedingt auf der Hand liegt dabei, worin genau der Medienkonflikt zwischen den Alternativen besteht. Die Aufgabe dieses Schritts besteht daher darin, das Vorhandensein und die Art des Konflikts zwischen den konkret betroffenen Umweltmedien zu identifizieren. Hierzu dient eine Grobanalyse der zu erwartenden Umweltbelastungen durch die jeweiligen Technikalternativen. Ist diese vollzogen, so lässt sich in aller Regel der datentechnisch zu bewältigende Rechenaufwand möglichst scharf auf den Medienkonflikt bezogen eingrenzen.

Im Kontext von Ökobilanzen gedacht, entspricht diese Stufe der Zieldefinition und Rahmenfestlegung, welche in ersten Zügen bereits im vorangehenden Hauptschritt begonnen wird. Es ist in diesem Schritt die Möglichkeit einer vorzeitigen Entscheidung implementiert.

3.2.1 Grobanalyse der zu erwartenden Umweltbelastungen

Die Art der von den Technikalternativen zu erwartenden Umweltbelastungen soll an dieser Stelle zunächst als Grobanalyse qualitativ bis halbquantitativ analysiert werden. In aller Regel bedarf es hierzu noch keiner umfassenden Datenrecherche, da die Beschreibung einer Technik – in der Informationsdichte, wie sie z.B. BVT-Merkblätter des IPTS aufweisen – hierzu schon deutliche Anhaltspunkte liefert. Ziel ist es, die jeweils spezifischen Medienkonflikte, die bei den nach Anhang I der IVU-Richtlinie zu bewertenden Techniken äußerst vielfältig sein können, zu identifizieren.

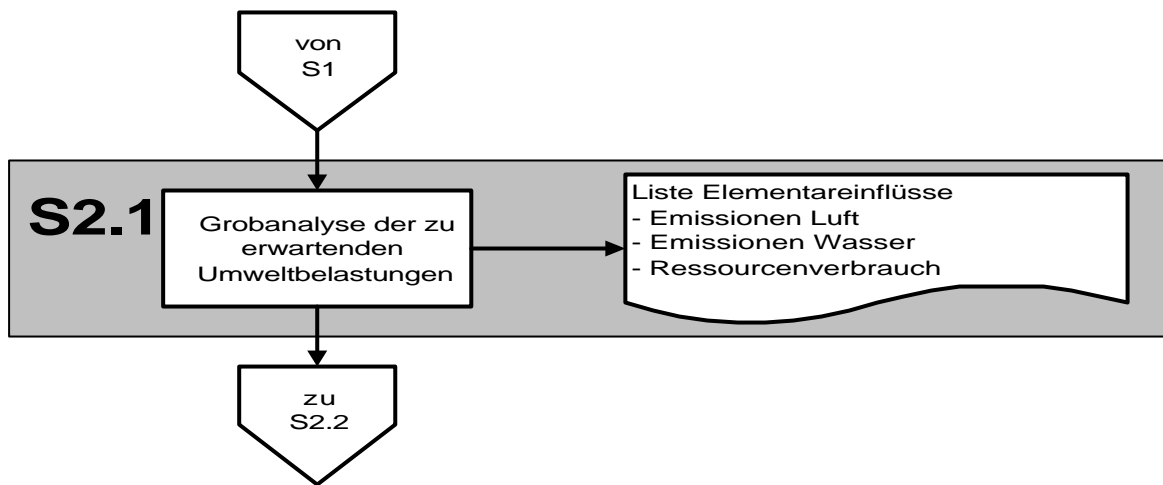


Abbildung 18: Ablaufdiagramm Grobanalyse der zu erwartenden Umweltbelastungen

Folgende Beispiele sollen dies veranschaulichen.

Beispiele

- Im hier betrachteten Fallbeispiel der MVA steht zunächst ein trockenes Rauchgasreinigungsverfahren gegen eines mit einer Waschstufe, von welchem eine höhere Reinigungsleistung angenommen wird, welches andererseits jedoch Prozessabwasser erzeugt. Wird dieses Prozessabwasser (nach entsprechender Aufbereitung) in ein Gewässer eingeleitet, so lautet der Medienkonflikt in erster Näherung:

Höhere Schadstofffreisetzung in die Luft

versus

Einleitung von Schadstoffen in Gewässer.

Genauer betrachtet kann der Konflikt komplizierter liegen, da beide Verfahren einen nicht unbeträchtlichen Anteil der Schadstoffe in einem festen Abfall aufkonzentrieren. Wie groß der Anteil ist, ist wiederum vom Verfahren abhängig. Der Medienkonflikt müsste daher lauten:

Höhere Schadstofffreisetzung in die Luft	versus	Einleitung von Schadstoffen in Gewässer und höhere Schadstoffanreicherung in einem Abfall.
---	---------------	---

- Als dritte Technikvariante steht den beiden genannten Verfahrensarten eine nasse Wäsche mit anschließender Eindampfung des Prozessabwassers gegenüber. Diese ist, wie die erste, abwasserfrei, die Eindampfung bedarf jedoch zusätzlicher Energie, die die beiden anderen Verfahren nicht benötigen. Die Eindampfung führt darüber hinaus zu einer noch deutlicheren Verlagerung von abgereinigten Schadstoffen in einen Abfall. Der Medienkonflikt zwischen allen drei Alternativen lautet daher:

Höhere Schadstofffreisetzung in die Luft	versus	Einleitung von Schadstoffen in Gewässer und höhere Schadstoffanreicherung in einem Abfall.
	versus	höherer Energiebedarf und höhere Schadstoffanreicherung in einem Abfall.

Neben den beispielhaft gezeigten Medienkonflikten können noch eine Reihe weiterer Konstellationen auftreten. So kann auch eine technische Alternative qualitativ andere oder mengenmäßig deutlich mehr oder weniger Betriebsstoffe als die Vergleichstechnik beanspruchen. Sie kann erheblich mehr oder weniger an Transportaufwendungen induzieren oder wesentlich größere Flächen in Anspruch nehmen. Sie kann sich auch im Bedarf an Investitionsgütern wesentlich unterscheiden (dies können z. B. in der Herstellung sehr aufwendige und damit umweltseitig nicht unproblematische Baustoffe oder kurze Standzeit der Aggregate sein).

Es wird nicht möglich sein, im Rahmen einer auf Komplexitätsminderung ausgerichteten Bewertungsmethode alle solche Abhängigkeiten hinreichend vollständig zu berücksichtigen. In jedem Fall soll die Grobanalyse zunächst eine klare Unterscheidung der Umwelteinflüsse ermöglichen, die von der Technik direkt verursacht werden (direkte Luftschadstoffemissionen, direkte Abwassereinleitungen) oder von indirekten Umwelteinflüssen (Emissionen durch Energieverbrauch, Transport, Abfallentsorgung usw.).

Angelehnt an die Vorgehensweise bei Ökobilanzen – die darauf ausgerichtet sind, die Sachbilanzergebnisse möglichst vollständig in den sogenannten Elementarflüssen¹³ auszudrücken – erscheint es ratsam, die möglichen Medienkonflikte durch wenige elementare Kategorien auszudrücken. Empfohlen werden an dieser Stelle folgende drei Kategorien (vgl. Abbildung 19):

- Emissionen in die Luft (zu verstehen als die direkten Emissionen der Prozesstechnik)
- Emissionen in Gewässer (zu verstehen als die direkten Emissionen der Prozesstechnik)
- Beanspruchung von natürlichen Ressourcen (zu verstehen als energetischer oder stofflicher Aufwand der Prozesstechnik)

¹³ Elementarfluss: Nach DIN EN ISO 14040: Stoff oder Energie, der bzw. die 1. dem untersuchten System zugeführt wird und der Umwelt ohne vorherige Behandlung durch den Menschen entnommen wurde oder 2. das untersuchte System verlässt und ohne anschließende Behandlung durch den Menschen an die Umwelt abgegeben wird.

Umweltzielkonflikte bei der Bewertung von BVT

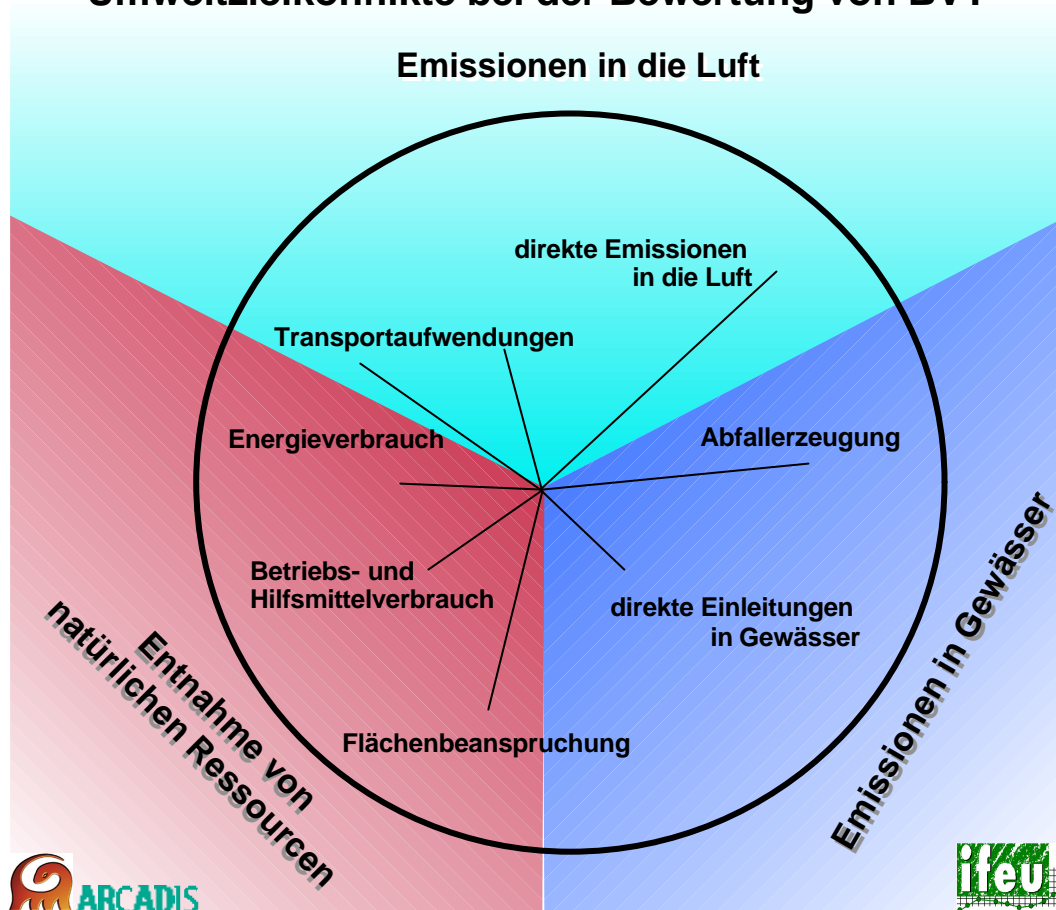


Abbildung 19:

Mögliche Kategorien für Umwelteinflüsse einer Technik (innerhalb des Kreises) und deren Rückführung auf Elementarflüsse (außerhalb des Kreises);

(Anmerkung: Die Zuordnung zu den Sektoren ist nur angedeutet und nicht eindeutig zu verstehen)

3.2.2 Klare Eingrenzung des Bilanzraumes und des Datenbedarfs

Ist der bei der Bewertung alternativer Verfahrenstechniken auftretende Medienkonflikt in der vorangehend beschriebenen Weise identifiziert, kann als nächster Unterschritt eine scharfe Eingrenzung des Bilanzraums und damit auch des Datenbedarfs auf den maximal notwendigen Umfang erfolgen. Hierzu ist es notwendig, die wesentlichen prozesstechnischen Abläufe nachzuvollziehen, dabei die Spezifika der einzelnen Technikalternativen zu erfassen und auf dieser Basis die Grenze zu erkennen, innerhalb derer die Unterschiede der zu vergleichenden Techniken auftreten. Diese Arbeitsstufe enthält viele nicht mechanisierbare Teilstufen; sie erfordert eine ausreichende technische Kenntnis des Bearbeiters. Unabdingbar sind hierzu hinreichend informative Verfahrensfliessbilder.

Zur Unterstützung der Eingrenzung folgt man sinnvollerweise der Frage: Welche Datenkategorien sind formal der Bewertung zu Grunde zu legen und welche davon sind beeinflusst durch die Wahl der Technikalternativen?

Beispiel

Wiederum im Kontext des Beispiels der Rauchgasreinigungsverfahren von Müllverbrennungsverfahren heißt dies: Erstens gelten formal die Emissionsparameter der 17. BImSchV bzw. der Europäischen Abfallverbrennungsrichtlinie [18], von denen auszugehen ist, dass sie wissenschaftlichem Sachverstand gemäß alle für diese Technik als relevant anzusehenden Datenkategorien enthalten.¹⁴ Zweitens lautet der Alternativenvergleich Trockenverfahren gegen Nasswäsche mit Abwasser und Nasswäsche mit Eindampfung, was die Parameter auf die von diesen Technikkomponenten beeinflussten Stoffe einschränkt. Nicht von Interesse sind z. B. Stickstoffoxide und Kohlenmonoxid, die von keiner der genannten Techniken gemindert werden. Nur schwach reduziert werden Staub und organische Verbindungen wie Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane („Dioxine/Furane“).

In diesem Zusammenhang ist es bereits sinnvoll, die Frage nach Datenqualitäten zu stellen (siehe weiter unten), da in dieser Phase die Datenunsicherheiten einzelner Parameter schon zu Tage treten.

¹⁴ Dieser günstigste Sachverhalt bei Abfallverbrennungsanlagen mit dem vergleichsweise jungen Regelwerk ist leider für andere Branchen nicht in dem Maße gegeben.

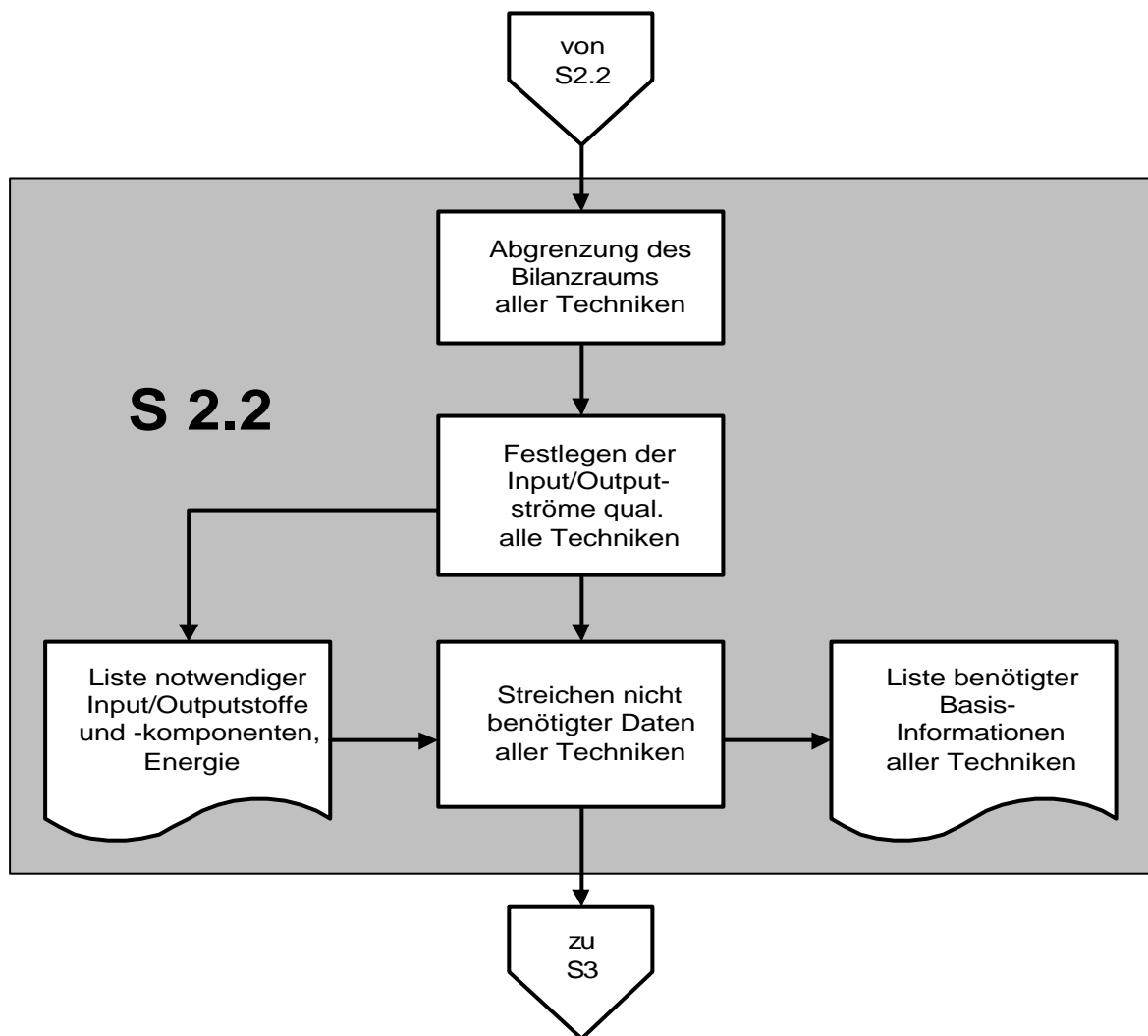


Abbildung 20: Ablaufdiagramm Beschaffung benötigter Daten

3.3 Datenerhebung und Berechnung der Inventare der technischen Alternativen

Sind Bilanzraum und die zu bearbeitenden Datenkategorien festgelegt, so besteht der nächste Schritt in der Erhebung der Daten und der rechnerischen Modellierung der Prozesse. Er entspricht damit im Grunde der Sachbilanz im Rahmen der Ökobilanzmethodik und stellt das sachliche Grundgerüst für alle weiteren Schritte dar.

3.3.1 Erhebung

Häufig wird die Datenerhebung als der arbeitsintensivste Schritt z.B. bei Ökobilanzen bezeichnet. Dort ist meist ein relativ umfangreicher Bilanzraum (Gesamtlebensweg eines Produkts) ausschlaggebend für den hohen Aufwand, im Gegensatz zum begrenzten technischen Prozess bei der BVT-Bewertung. Allerdings kann die Beschaffung spezifischer und valider Daten auch für einen einzelnen technischen Prozess einen gewissen Aufwand bedeuten. Probleme bestehen insbesondere dort, wo umweltbezogene Daten entweder nicht öffentlich verfügbar sind (auch nicht in der einschlägigen Literatur oder Datenbanken) oder überhaupt nicht in dem Maße erhoben werden. Mit Letzterem ist man vor allem bei Techniken konfrontiert, die sich vorzugsweise in kleineren Unternehmen wiederfinden. Hier sind gesetzlich nur sehr wenige Parameter reglementiert und zu messen. Auch spezifische Energieverbräuche werden oft nicht erfasst, oder sie sind aufgrund prozesstechnischer Kopplungen schwer erfassbar.

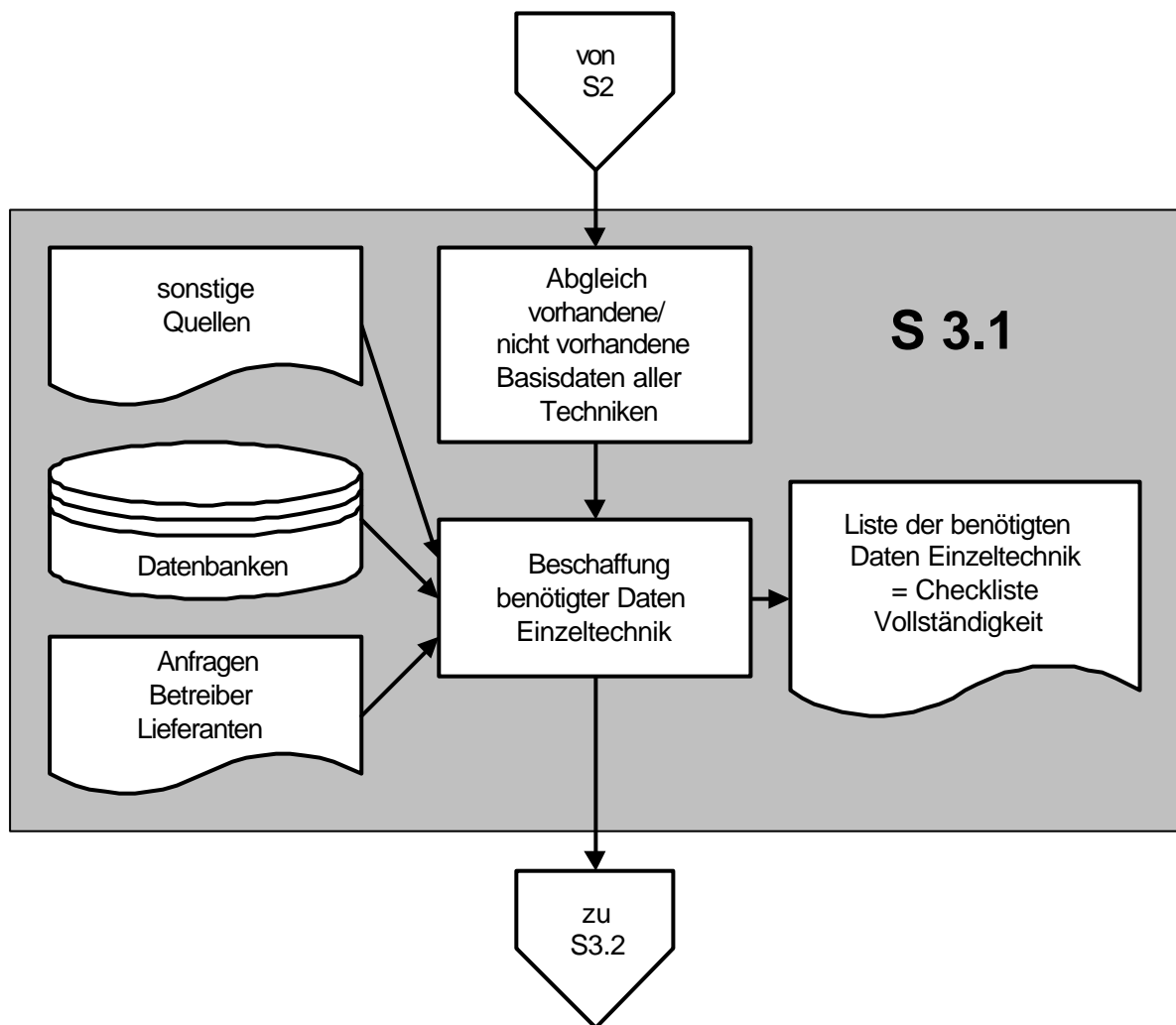


Abbildung 21: Ablaufdiagramm Beschaffung zusätzlicher Daten

Beispiel

Im Falle der Abgasreinigung von MVA befindet man sich demgegenüber in einer ausgesprochen komfortablen Situation, da dieser Sektor intensiven Messkontrollen unterliegt und seit einiger Zeit immer mehr Messwerte der Öffentlichkeit zur Verfügung gestellt werden. Daneben gibt es hierzu eine umfassende Literatur. Dennoch ist auch dieses Fallbeispiel von der Datenseite her nicht unproblematisch: Belastbare Daten, mit denen spezifische Unterschiede zwischen technischen Varianten analysiert werden können (und darin besteht hier die Kernaufgabe), sind auch nicht ohne weiteres einfach verfügbar. Hinzu kommt das praktische Problem, dass die vorhandenen Anlagen in Deutschland allesamt sehr unterschiedlich konfiguriert sind und die Emissionswerte im Übrigen von dem in seiner Zusammensetzung extrem schwankenden Verbrennungsgut Hausmüll abhängen (siehe hierzu auch Kapitel 4).

3.3.2 Berechnung von Kennzahlen

Im einfachsten Fall beschreiben die erhobenen Daten bereits den Fall eines berechneten Prozesses, sofern die Daten aller zu vergleichenden Technikalternativen auf der gleichen Basis beruhen (Emission von Stoff X pro t verbranntem Abfall, oder pro t Produkt). Bietet sich für komplexere Ökobilanz-Berechnungen entsprechende Software-Unterstützung an, so ist hier, da im wesentlichen ein Einzelprozess zu kalkulieren ist, eine gängige Tabellenkalkulation mit Sicherheit ausreichend.

Datentechnische Unterstützung ist für die ggf. zu berücksichtigenden vor- und nachgelagerten Prozesse zu leisten. Zur Umrechnung von Energieaufwendungen wie Strom, Prozessdampf oder Primärenergieträger in die generelle Größe KEA stehen hinreichend umfassende Datenbanken zur Verfügung. Für zahlreiche häufig eingesetzte Betriebs- oder Hilfsmittel, aber auch Dienstleistungen wie Transporte oder Entsorgung können standardisierte Datensätze bezüglich deren spezifischer KEA herangezogen werden und zur einfachen rechnerischen Einbeziehung z. B. in einem Arbeitsblatt vorprogrammiert werden.

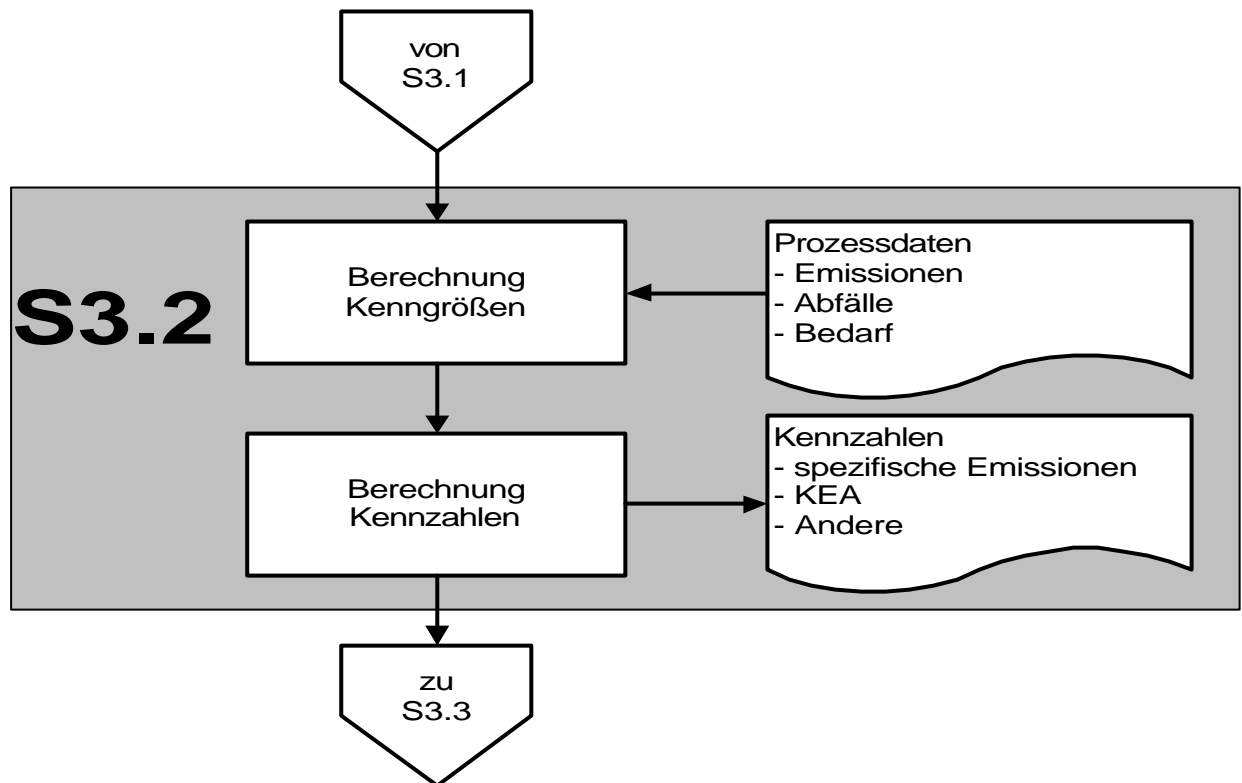


Abbildung 22: Ablaufdiagramm Berechnung von Kennzahlen

3.3.3 Datenqualitätskontrolle

Die Sicherheit eines Bewertungsergebnisses steht und fällt mit der Sicherheit der zu Grunde liegenden Basisdaten. Es ist daher angebracht, bereits bei der Erhebung eines Datums dessen Qualität zu prüfen und zu dokumentieren. Die Prüfung der Datenqualität kann zum Teil durch mechanisierte Methoden (Abhakliste für Einzeldaten, Input/Output-Bilanz für Plausibilität) erfolgen, setzt aber wiederum auch technische Kenntnisse des Bearbeiters voraus, da die Plausibilität von Daten umso besser bewertet werden kann, je mehr persönliche Erfahrungen vorhanden sind.

Auch in dieser Stufe sollte ein Ausschluss von Techniken möglich sein: Immer dann, wenn es nicht möglich ist, plausible Daten bzw. ausreichende Daten zur Bewertung zu erhalten, ist die Weiterbetrachtung eigentlich zwecklos. Nur mit „wenn , dann...“-Formulierungen können solche Techniken gegebenenfalls noch weiter betrachtet werden.

In der Abbildung 23 sind die notwendigen Arbeitsschritte als Ablaufdiagramm dargestellt.

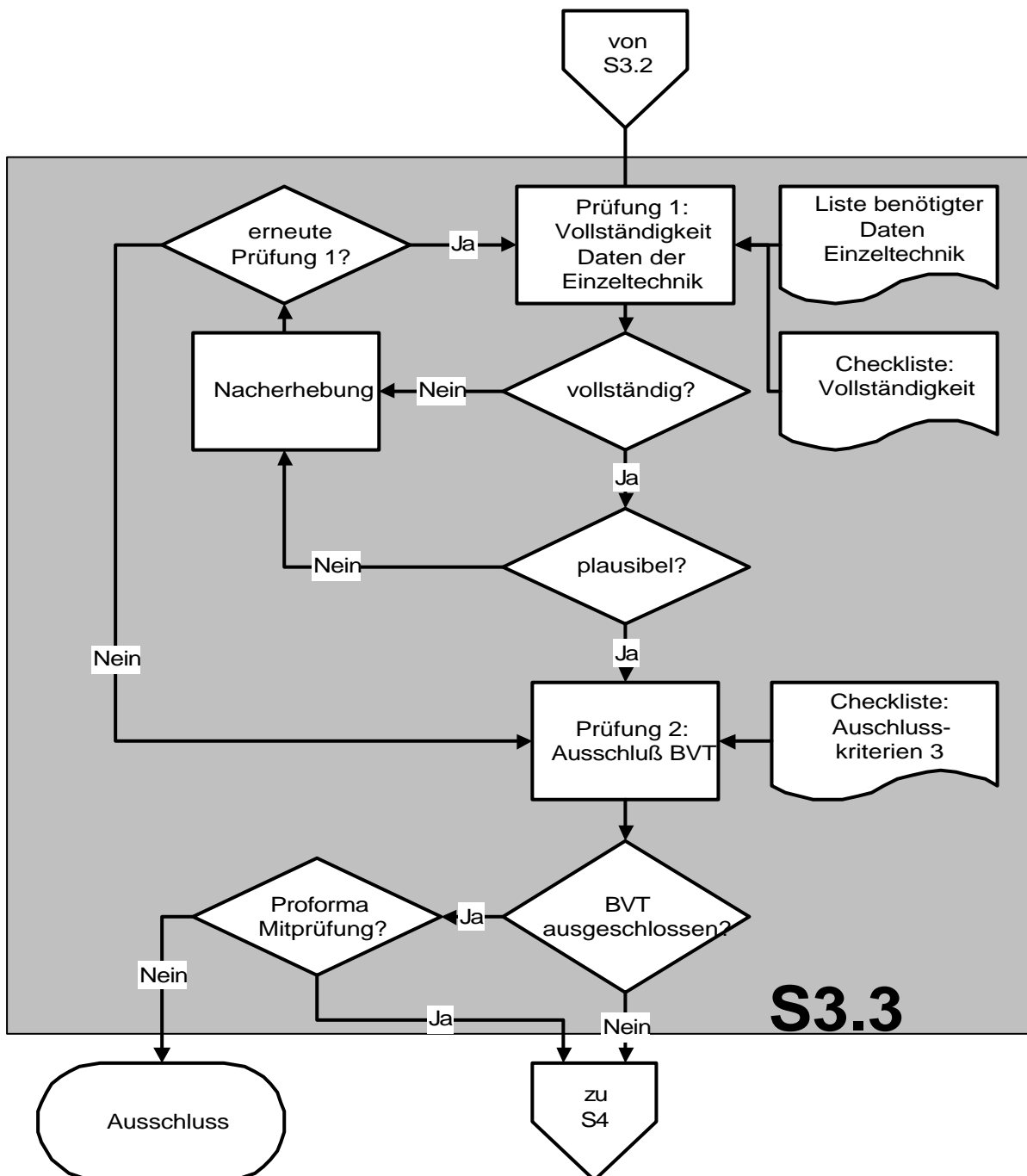


Abbildung 23: Ablaufdiagramm Prüfung der Datenqualität

3.4 Normierung

Der vorangehende Schritt endet mit einem „klassischen“ Sachbilanzergebnis: Für jede betrachtete Technikvariante wird eine Ergebnistabelle zu direkten Emissionen in Luft und Wasser sowie den KEA der vor- und nachgelagerten Prozesse erstellt. Theoretisch kann die eine Technikvariante an dieser Stelle bereits gegenüber ihrer Alternative durchgängig über alle Datenkategorien im Vorteil sein. Dieser Fall dürfte in der Praxis jedoch eher die Ausnahme darstellen und selbst wenn er eintritt, lässt er keinesfalls zwingend ein Urteil zu, wonach die erste Variante BVT ist und die zweite nicht. Schließlich können die rechnerischen Unterschiede absolut betrachtet so gering ein, dass eine klare Abwertung der zweiten unverhältnismäßig wäre. Eine weitere Aufbereitung der Sachbilanzwerte ist folglich in jedem Falle geraten. Ein Abbruch an dieser Stelle wird als nicht sinnvoll erachtet, zumal der hier anschließende Schritt der Normierung wiederum einfach mechanisierbar ist.

Die Normierung, welche die einzelnen Sachbilanzergebnisse mit ausgewählten Referenzwerten ins Verhältnis setzt, soll auf zwei verschiedenen Ebenen erfolgen:

1. auf der ortsunabhängigen Ebene (als Referenzgrößen dienen die Gesamtemissionen chemischer Stoffe bzw. Gesamt-KEA pro Kopf der Bevölkerung Deutschlands oder der EU; Hilfsgröße EDW)
2. auf der umgebungsbezogenen Ebene (als Referenzgrößen dienen Immissionswerte für Luft und Wasser, angewandt auf Standardszenarien)

Es ist anzumerken, dass im Unterschied zur Ökobilanz hier bei der ortsunabhängigen Ebene die Normierung auf der Sachbilanzebene erfolgt. Nach DIN EN ISO 14042 stellt die „Normierung“ dagegen ein optionales Element der Wirkungsabschätzung dar und operiert mit Wirkungsindikator-Ergebnissen. Angesichts des vergleichsweise engen Bilanzraumes und der Fokussierung der IVU-Richtlinie auf toxisch wirksame Schadstoffe erscheint eine solche Aggregation als akzeptabel und sinnvoll. Zudem soll gerade der KEA als eine Größe dienen, welche Kategorien wie den Treibhauseffekt, die Versauerung oder den luftseitigen Eintrag von Nährstoffen in weiten Zügen repräsentiert.

3.4.1 Ortsunabhängige Darstellung der technikbezogenen Unterschiede in den Emissionen chemischer Stoffe (Hilfsgröße EDW)

Wie im Abschnitt 2.3.2.1 beschrieben, kann man Unterschiede verschiedener Techniken ortsunabhängig durch Vergleich der spezifischen Beiträge, ausgedrückt als Einwohnerdurchschnittswerte (EDW), deutlich machen.

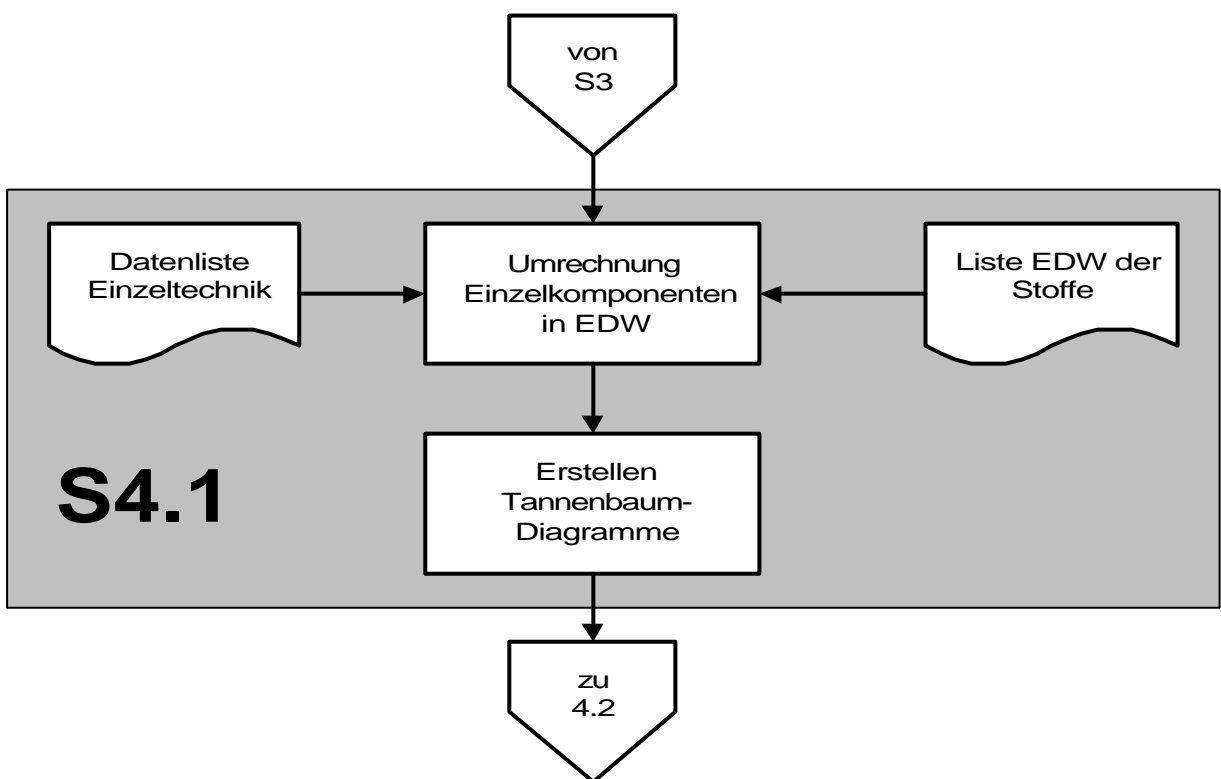


Abbildung 24: Ablaufdiagramm Normierung auf EDW

Mit dieser Größe kann ausgedrückt werden, ob sich die Emissionen einer Technik oder der Unterschied zweier Techniken bezüglich einzelner Schadstoffparameter in der Größenordnung einer Großstadt oder der eines Dorfs oder gar nur weniger Einwohner bewegen. Der spezifische Beitrag gibt damit an, welche „Stellschraube“ die größten Reduktionseffekte bezogen auf das untersuchte System besitzt.

Der spezifische Beitrag sagt allerdings nichts über die qualitative Wichtigkeit des normierten Parameters. In **Anhang 2** sind die in dieser Arbeit verwendeten Gesamtbelastungen Deutschlands und die auf den Einwohner bezogenen Mengen aufgeführt. Der Berechnungsvorgang verläuft folgendermaßen:

Der spezifische Beitrag, ausgedrückt als Zahl der EDW, berechnet sich für jede Datenkategorie, wobei gilt:

$$\text{EDW [kg/a oder kJ/a]} = \frac{\text{Gesamtemission/-verbrauch Deutschland (oder EU) [kg/a oder kJ/a]}}{\text{Einwohnerzahl Deutschland (oder EU)}} \quad (1)$$

und

$$\text{Spezifischer Beitrag [EDW]} = \frac{\text{Emission/Verbrauch Technik A [kg/a oder kJ/a]}}{\text{EDW [kg/a oder kJ/a]}} \quad (2)$$

Beispiel

In Deutschland werden jährlich 3 Mio. Tonnen Schwefeldioxid emittiert. Bei 82 Mio. Einwohnern macht dies ca. 37 kg pro Kopf, sprich der EDW beträgt bei SO₂ 37 kg/a. Durch eine Verfahrenstechnik würden nun jährlich 200 t SO₂ emittiert werden. Dies entspricht dem 5.400fachen der Pro-Kopf-Menge, sprich: 5.400 EDW.

Als Darstellungsformat bietet sich das ebenfalls durch das UBA entwickelte „Tannenbaum-Diagramm“ (T-Diagramm) an, wobei anstelle einer relativen Skalierung (Option A verursacht 50 % mehr an SO₂ als Option B) die absoluten Differenzbeträge zwischen den Verfahrensoptionen anhand der jeweiligen Gesamtbelastungswerte als EDW abgetragen werden (s. Abbildung 25).

Beispiel

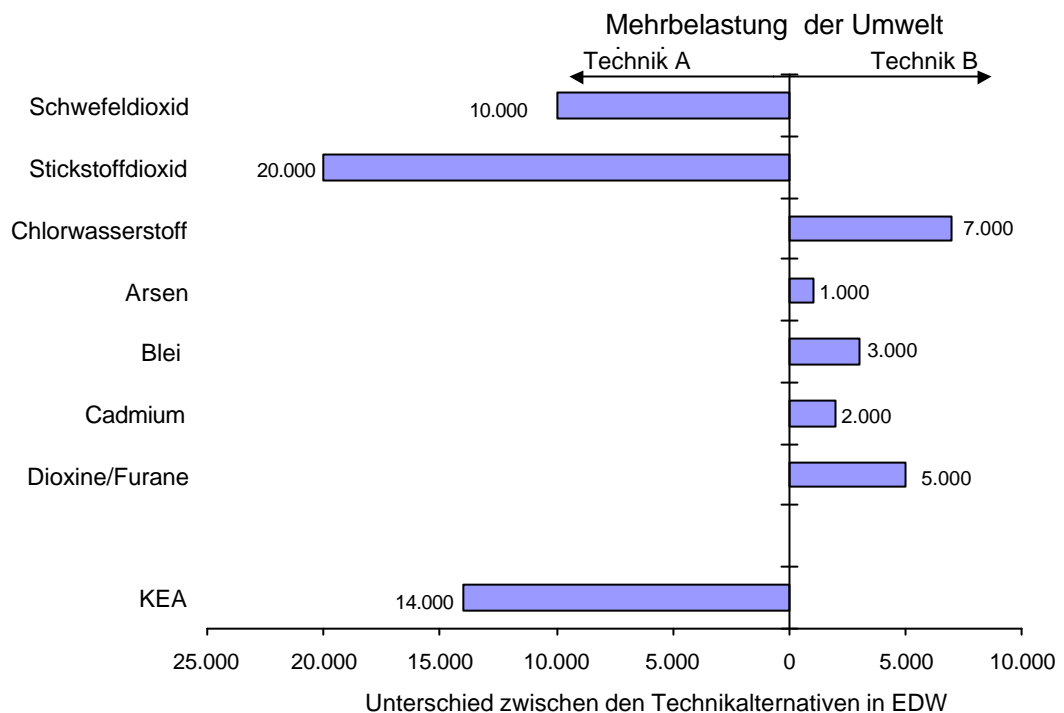


Abbildung 25: Beispiel für ein T-Diagramm zur Darstellung von Unterschieden zwischen zwei Verfahrensalternativen, normiert auf EDW

3.4.2 Umgebungsbezogene Darstellung geschätzter Immissionen auf der Basis von Standardszenarien für die Ausbreitung in die Umweltmedien mit Hilfe von Immissionsmaßstäben

Ökobilanzen werden üblicherweise zur Bewertung weit ortsübergreifender Lebenswegsysteme eingesetzt. Eine Normierung kann dabei – wie oben beschrieben – grundsätzlich nur anhand ortsunabhängiger Bezugsgrößen (z.B. Gesamtemissionen) erfolgen. Bei der hier vorliegenden Fragestellung steht jedoch die einzelne Technik(komponente) im Mittelpunkt, deren stofflichen Emissionen sich jeweils in der unmittelbaren Standortumgebung der jeweiligen Anlage niederschlagen.

Ein Bewertungsmodell nach Art der Ökobilanz ohne jeden Lokalbezug würde für den hier vorliegenden Fall folglich zu kurz greifen. Arbeitsschritte der Normierung sind

1. die Ableitung von Standardszenarien für die Ausbreitung in die Umweltmedien
2. die Bereitstellung von Immissionsmaßstäben.

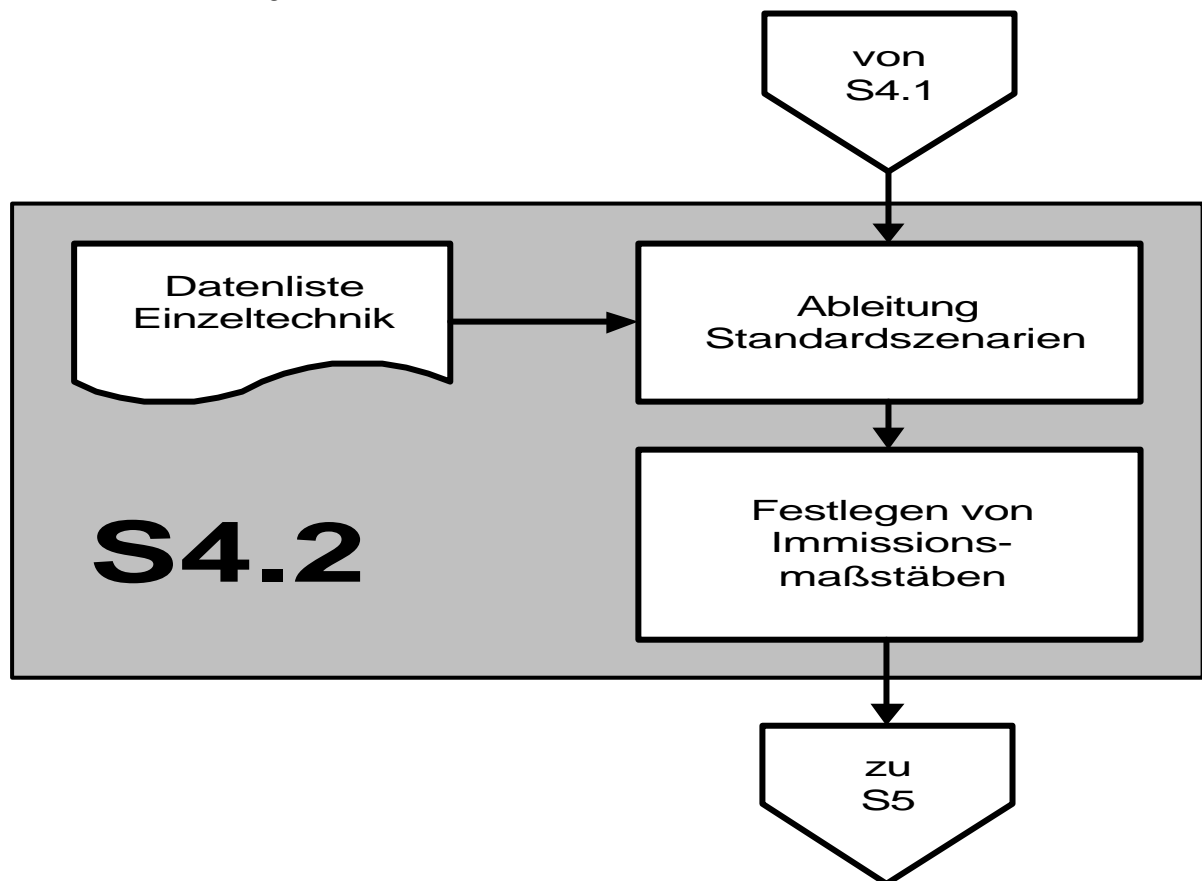


Abbildung 26: Ablaufdiagramm Ableitung von Standardszenarien

3.4.2.1 Ableitung von Standardszenarien für die Ausbreitung in die Umweltmedien

Die durch eine bestehende technische Anlage am konkreten Standort zusätzlich verursachten Immissionen lassen sich üblicherweise durch prognostische Berechnung mit geeigneten Modellen und Modellannahmen ausreichend quantifizieren. Hierzu bedarf es Informationen über konkrete Standortbedingungen und über Anlagenspezifika, Topographie und Meteorologie. Denn Anlagengröße, Abgasmenge und die Höhe von Schornsteinen haben, was die Luftseite betrifft, wesentlichen Einfluss auf die Größenordnung der zu erwartenden Zusatzbelastungen. Auf der Wasserseite ist vor allem die Größe und Art des Vorfluters entscheidend.

Dieser Standortbezug steht im Konflikt mit einer standortunabhängigen Beurteilung, die gefragt ist, wenn über die allgemeine Eignung einer Technik als BVT entschieden werden soll. Um diesen Konflikt zu lösen, wird hier vorgeschlagen, in Analogie zu Expositionsabschätzungen im Rahmen anderer medienbezogener Regelungen (z. B. BBodSchV, TrinkwV, AbfKlärV) **Standardszenarien für ungünstige, aber noch plausible Fallgestaltungen** zu definieren.

Die Anwendung von Standardszenarien ist in verschiedenen Zusammenhängen durchaus gängige Praxis. So wird z. B. in den Technical Guidance Documents, die zur Risikobewertung neuer Stoffe dienen, für Emissionen aus kommunalen Kläranlagen in oberirdische Gewässer eine 10fache Verdünnung der Emissionen angenommen [12].

Eine Auswertung von auf der Basis von Ausbreitungsrechnungen¹⁵ erstellten Immissionsprognosen für Verbrennungsanlagen für verschiedene Regionen Deutschlands zeigt, dass die Standortmeteorologie und -topographie bei gleicher Art der Emission (Frachten wie Schornsteinhöhe) nur im Falle von Extremsituationen (z. B. enge Tallage) zu wesentlichen Abweichungen in den Ausbreitungsfaktoren führt.

¹⁵ Das Gauß-Fahnenmodell nach Anhang C der TA Luft findet für solche Fälle überwiegend Anwendung. Bei extremen Standortverhältnissen werden seit mehreren Jahren vermehrt komplexere Modelle (z.B. die sogenannten Lagrange-Ausbreitungsmodelle) angewandt. Für beide Modelltypen liegen umfassende Ergebnisdaten aus der Praxis vor.

Eine methodisch sinnvolle Vereinfachung ist daher die Annahme eines Standardausbreitungs- respektive Verdünnungsfaktors, der sich auf wenige wesentliche Emissionscharakteristika stützt. Damit lässt sich die maximal zu erwartende Zusatzimmission für alle Schadstoffe abschätzen. Je nach Branche bzw. Typologie der emittierenden Anlagen muss ein solcher Standardfaktor separat abgeleitet werden. So liegen die Schornsteinhöhen von MVA häufig im Bereich zwischen 60 bis 80 m (bei sehr großen Anlagen auch deutlich über 100 m) und die Abgasvolumina im Bereich von 60.000 bis 100.000 m³ pro Stunde. Bei „normalen“ Standortverhältnissen werden die Ablüfte bis in Bodenhöhe um mindestens den Faktor 10⁵ verdünnt (in **Anhang 4** findet sich eine Zusammenstellung von Einzelfallergebnissen für verschiedene Ausbreitungsfälle).

In gleicher Weise wird für die Emission von Abwasser in oberirdische Gewässer vorgegangen. Im Realfall ist hier das Verhältnis zwischen der eingeleiteten Fracht und der Durchflussmenge des Gewässers ausschlaggebend. Allerdings erfolgt auch bei größeren Fließgewässern die Durchmischung mit dem Wasserkörper erst sehr langsam, so dass über längere Zeit vergleichsweise geringe Verdünnungsraten resultieren.

Es wird hier die folgende Standardisierung für abwasserseitige Emissionen vorgeschlagen: Die Abwasserinhaltsstoffe werden als Frachten (Masse je Zeiteinheit) formuliert und mit 1.000 m³/h verdünnt, entsprechend einem Bach mit mittlerer Wasserführung oder einem mittleren Fluss mit Niedrigwasserführung oder einem größeren Fluss im Bereich von bis zu 100 m nach der Einleitstelle.

3.4.2.2 Immissionsmaßstäbe

Die Ausbreitungsrechnung mit Standardszenarien ist der erste Schritt der umgebungsbezogenen Darstellung. Diese selbst erfolgt anhand von Immissionsmaßstäben. Immissionsanforderungen an die **Umgebungsluft**-Qualität haben im Sinne der gestellten Aufgabe (medienübergreifende Bewertung) den Vorteil, dass sie für die jeweilige Technik typische Umweltauswirkungen mit berücksichtigen (können). Immissionsgrenzwerte können als ein Qualitätsziel für den jeweiligen Schadstoff angesehen werden, das – unter Berücksichtigung von Emissionen auch aus anderen Quellen – als noch akzeptierbar angesehen wird. Je weiter ein solcher Wert für einen Schadstoff unterschritten wird, desto größer ist der „Sicherheitsabstand“ zu eventuellen Schäden. Als Maß kann der Quotient aus (für „Standardbedingungen“ errechneter) Schadstoffimmissionskonzentration und Immissionsgrenzwert dienen. Je kleiner dieser Quotient ist, desto geringer ist die (absolute) Bedeutung des betreffenden Schadstoffs.

In der gleichen Art und Weise können Qualitätsziele für **Gewässer** als integrierter Maßstab für die Wirkungen auf verschiedene Schutzgüter betrachtet werden, z. B. Eutrophierung, Schädigung aquatischer Lebewesen oder Sedimentbewohner, die Nutzung von oberirdischen Gewässern zur Gewinnung von Trinkwasser oder die Fischerei (Wirkungspfad Wasser → Fisch → Mensch).

Qualitätsziele wurden u.a. vom entsprechenden Bund-Länder-Arbeitskreis schutzgutbezogen bzw. von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) [10] zusammenfassend (aggregiert) abgeleitet.

In gleicher Weise können die **Vorsorgewerte der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)** [15] als Qualitätsziele für Böden verstanden werden. Hier gibt es auch eine direkte Verknüpfung zu den Anlagen: Eine Überschreitung der Vorsorgewerte markiert eine schädliche Bodenveränderung, für die eine Begrenzung der Einträge über alle möglichen Pfade (Verwehung, luftbürtige Immissionen usw.) vorgeschrieben ist. Mit einer Eintragungsgrenze für zusätzliche jährliche Frachten sind in der BBodSchV sieben Schwermetalle (Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink) versehen.

3.4.2.3 Stoffbezogene Verfügbarkeit von Grenz-, Richt- oder Orientierungswerten aus bestehenden Gesetzeswerken für die Formulierung von Qualitätszielen (Immissionsmaßstäben)

Die IVU-RL [1] beinhaltet im Anhang III ein nicht erschöpfendes Verzeichnis der (je nach Anlage/Anlagentyp) zu berücksichtigenden Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen. Die nachfolgende Tabelle 5 zeigt, dass sich von diesen Stoffen/Stoffgruppen aus Anhang III nur ein kleiner Teil in deutschen Regelwerken wiederfindet. In der Tabelle sind die **im Wortlaut genannten Stoffe fett** dargestellt; die in Anhang III IVU-RL dem Sinn nach genannten Stoffe sind in Normalschrift gehalten, die *nicht aufgeführten Parameter kursiv*. Als Regelwerke wurden berücksichtigt:

Für die Luft:

- MAK-Werte [13],
- EU-Luft-Qualitätsrichtlinien, z.B. [11], [17],
- die TA Luft (Emissionen und/oder Immissionen) [14],
- die verschiedenen BImSchV (ohne Berücksichtigung, ob sie sich im einzelnen auf die im Anhang I der IVU-RL genannten Anlagen beziehen; Emissionen und/oder Immissionen).

Für das Wasser:

- die Gewässergüteklassen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (Immissionen) [10],
- verschiedene Richt- und Grenzwerte der EU für oberirdische Gewässer mit Bezug auf unterschiedliche Schutzgüter (Immissionen),
- die Anhänge der AbwV (Emissionen) [16].

Für den Boden:

- die BBodSchV (Vorsorgewerte: Immissionen) [15].

Tabelle 5: Auswahl von Schadstoffen und deren Berücksichtigung in gesetzlichen Regelwerken

	Luft				Boden	Wasser	
	TA Luft	17. BImSchV	2., 13., 22., 23., 25., 27. BImSchV	EU-RL	BBodSchV	Anhänge AbwV	LAWA, EU
Schwefeloxide und sonstige Schwefelverbindungen	E, I	E	I (22.), E (13.)	I		37 Sulfit u. Sulfat, 39 Sulfid, 40 Sulfid, 41 Sulfat, 42 Sulfid, 43 Sulfat, 45) Sulfid und Mercaptane, 48 Sulfat-Fracht, 51 Sulfid, 54 Sulfid	I (LAWA, EU: Sulfat)
Stickoxide und sonstige Stickstoffverbindungen / Gesamt-N	E, I	E	I (23.), E (13.)	I		E (1, 5, 7, 8, 10, 12, 15, 18, 20, 22, 36, 37, 40, 43, 45, 46, 51, 55)+F24	I (LAWA, EU)
Ammonium-Stickstoff						E (1., 5., 7., 8., 10., 11., 12., 15., 18., 25, 37)	I (LAWA, EU)
Metalle und Verbindungen:							
Blei und Verbindungen	E, I	E	E (13.), I (27.)	I	I	E (9, 17, 22, 24B, 27,31, 37, 39, 40, 41, 47, 48, 51, 54, 55, 56)	I (LAWA, EU)
Arsen und Arsenverbindungen	E	E	E (13.)			E (24B, 313, F1239, 40, 51, , 54, 55)	I (EU)
Karzinogene, mutagene oder reproduktionstoxische Stoffe							
<i>Beryllium und Verbindungen</i>	E						

	Luft				Boden	Wasser	
	TA Luft	17. BImSchV	2., 13., 22., 23., 25., 27. BImSchV	EU-RL	BBodSchV	Anhänge AbwV	LAWA, EU
<i>Benzo[a]pyren</i>	E					E (46 PAK-Fracht)	I (EU: PAK)
<i>Dibenz[ah]anthracen</i>	E					E (46 PAK-Fracht)	I (EU: PAK)
<i>Benzol</i>	E		I (23.)	I		E (36 Benzol u. Derivate, 46 Benzol- u. Derivate-Fracht, 54 Benzol u. Derivate)	
<i>sonst. krebserzeugende organische Stoffe (Klasse I)</i>	E					E (37 Anilin-Fracht)	
Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane		E	E (27.)				
Halogenorganische Verbindungen und Stoffe, die halogenorganische Verbindungen bilden; AOX						E (9., 22., 24B, 25, 36, 39, 40, 42,43,45, 48, 51, 52, 53, 54, 55)	
Persistente Kohlenwasserstoffe sowie beständige und bioakkumulierbare organische Giftstoffe					I (PCB, PAK)	E (39 Hexachlorbenzol)	

Man erkennt aus der Tabelle 5, dass durch die TA Luft (im Februar 2001 liegt hierzu ein neuer Referentenentwurf vor) eine ganze Reihe von Stoffen erfasst sind. Für das Umweltmedium Wasser gibt es die größten Lücken. Es sollte ein Maßstab angestrebt werden, welcher die über die bestehenden schon erarbeiteten Werte hinaus nach vorgegebenem Verfahren die Herleitung weiterer Qualitätsziele erlaubt. Zusätzlich sollte für einen vorgegebenen Parameter bei einem Wechsel des Umweltmediums kein „Bruch in der Ableitungsphilosophie“ erfolgen, sondern die Bewertungskriterien sollten medienübergreifend anwendbar sein. Allgemein können weitere Immissions-Maßstäbe abgeleitet werden unter Zuhilfenahme von sogenannten „reference doses“ (RfD, U.S. Environmental Protection Agency) oder „tolerierbaren resorbierten Dosen“ (TRD, Umweltbundesamt) [50, 51]. Diese werden so formuliert, dass – nach Maßgabe des jeweils aktuellen Wissenstandes – für inhalative und orale Aufnahme diejenigen Stoffdosen benannt werden können, welche jeweils die gleiche Unterschreitung von Konzentrationen toxischer Wirkungen kennzeichnen. Für (potentielle oder nachgewiesene) krebserzeugende Stoffe wird analog für jeden Aufnahmeweg die einem bestimmten statistischen Risiko (z. B. $1:10^5$ auf Lebenszeit) entsprechende Stoffdosis benannt.

Ein Vergleich von Umweltbelastungen verschiedener Medien wird beispielsweise bei der Ableitung von Bodenprüfwerten der BBodSchV praktiziert: Die Prüfwerte werden so festgelegt, dass nicht mehr als 20 % der Gesamtexposition (über Nahrung, Luft, Trinkwasser) eines Menschen durch Aufnahme kontaminierten Bodens erfolgen sollen. Die Inkorporation des Bodens selbst wird durch Kombination von Staubinhalation, dermalen und oraler Bodenaufnahme ausgedrückt. Die tägliche Aufnahme von Luft bzw. Trinkwasser, z. B. durch einen erwachsenen Durchschnittsmenschen (Deutschland 70 kg, WHO 60 kg) ist per Konvention normiert ($20 \text{ m}^3/\text{d}$ bzw. 2 L/d).

3.5 Abschließende Bewertung

Der letzte Schritt der Methode besteht in der Auswertung der vorangehenden Normierungsschritte. Er setzt zwangsläufig stark subjektive Wertmaßstäbe. Gerade für die hier zu treffende „ja/nein“-Entscheidung über BVT ist eine – auf rein wissenschaftlicher Ebene nicht definitiv ableitbare - Erheblichkeitsschwelle vonnöten. Wir schlagen an dieser Stelle folgende ebenso begründbare wie diskussionswürdige Schwellenwerte vor:

1. Für die als Zahl der Einwohnerdurchschnittswerte angegebenen ortsunabhängigen Normierungswerte direkte Emissionen und KEA wird eine „Erheblichkeitsschwelle“ von

10.000 EDW

angesetzt, verstanden als Differenzwert zwischen zwei zu vergleichenden Verfahrensalternativen. Diese Schwelle kann z.B. für einen besonders kritisch eingestuften Stoff (z.B. Quecksilber oder Cadmium im Abwasser) um ein oder zwei Größenordnungen niedriger angesetzt werden.

2. Für die Differenz standardisiert abgeleiteter Immissionsbelastungen mit einem Schadstoff in Luft, Boden oder Wasser wird als umgebungsbezogene „Erheblichkeitsschwelle“ eine Ausschöpfung von

einem Prozent des jeweiligen Richtwertes

angesetzt.

Bestehen zwischen den zu vergleichenden Technikalternativen jeweils weniger als 10.000 EDW Unterschied und führt die Differenz bei keiner der umgebungsbezogenen Schadstoffbelastungen zu einer Überschreitung der „Erheblichkeitsschwelle“, so sind alle Alternativen prinzipiell „BVT-fähig“. Liegt eine Alternative in einer Kategorie oder mehreren um mehr als 10.000 EDW ungünstiger als eine andere und/oder wird die umgebungsbezogene „Erheblichkeitsschwelle“ überschritten, so ist die Umweltwirkung dieser Technik als relevant einzustufen.

Anmerkung: Zu klären ist noch der Fall, dass eine Technik die umgebungsbezogene Erheblichkeitsschwelle im Standardszenario deutlich überschreitet, die Emissionen aber an bestimmten Standorten harmlos sind (Beispiel Chlorid-Emissionen in Luft bzw. Wasser an der Küste).

Zeigt die Auswertung gegenläufige Tendenzen auf, d.h. sind die Alternativen in unterschiedlichen Kategorien jeweils um mehr als 10.000 EDW ungünstiger und/oder weisen Überschreitungen der Erheblichkeitsschwelle auf, so besteht Abwägungsbedarf. Im Stile einer verbal-argumentativen Ökobilanzbewertung kann an diesem Punkt ggf. ein signifikanter und damit die BVT-Fähigkeit einer Alternative in Frage stellender Nachteil identifiziert werden. Die für die Ökobilanzbewertung erforderlichen Daten sind zu diesem Zeitpunkt des Methodenablaufs ~~erarbeitet~~ (als spezifische Beiträge bzw. als stoffbezogene Wirkungen). Im Ablaufdiagramm der Abbildung 27 ist die abschließende Bewertung grafisch dargestellt.

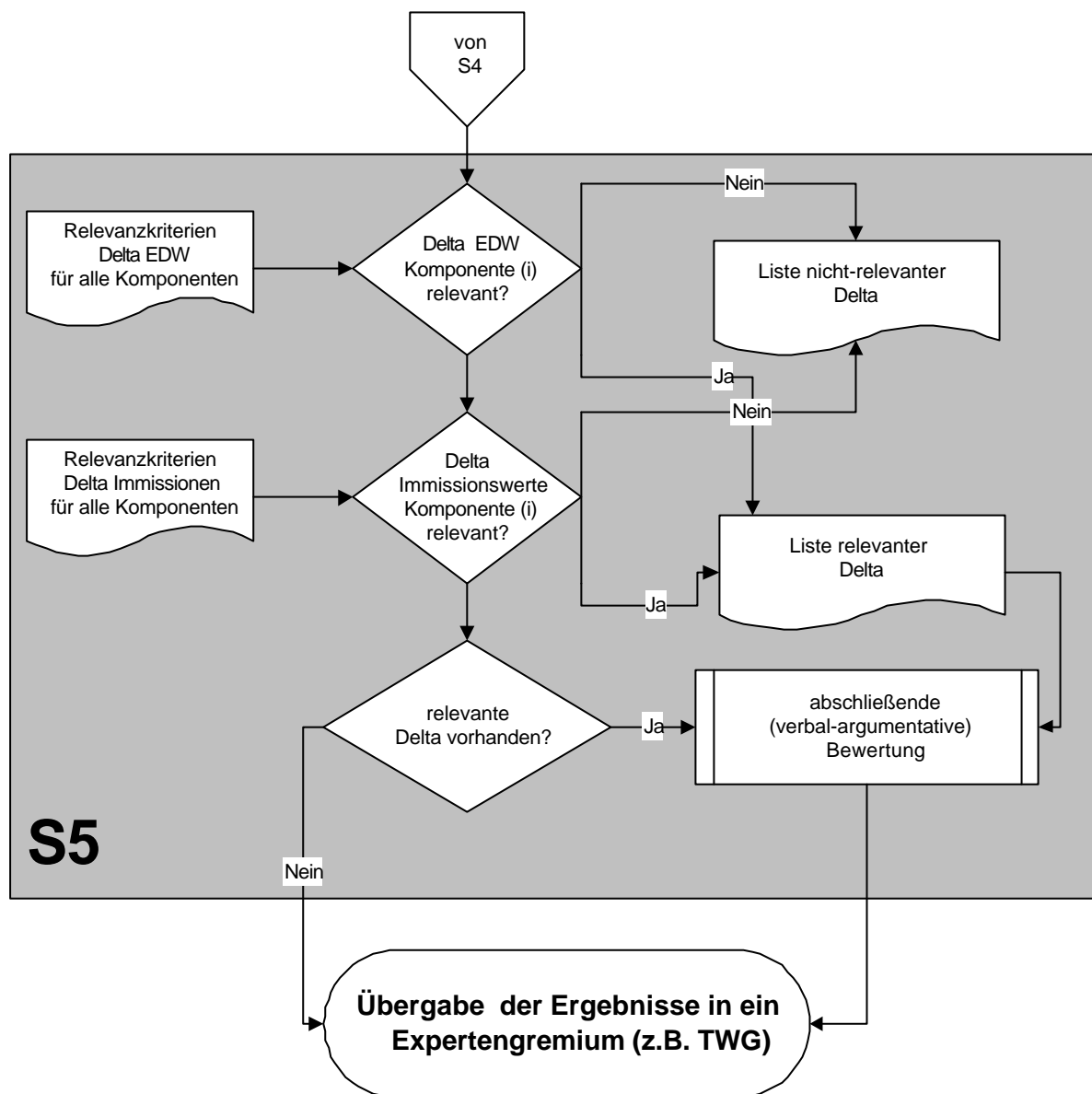


Abbildung 27: Abschließende Bewertung der Ergebnisse

3.6 Bewertung der neuen Methode

Die vorgeschlagene Methode zur medienübergreifenden Bewertung von Umweltbelastungen durch industrielle Prozesse wurde unter den in Kapitel 1 genannten Zielsetzungen entwickelt. Die vorrangigen Ziele

- eines methodischen Ablaufs, der insgesamt nachvollziehbar, transparent und generell auf alle industriellen Prozesse oder Teilprozesse anwendbar sein soll,
- der Ermittlung der erforderlichen Daten mit vertretbarem Aufwand,
- der möglichst frühzeitigen Identifizierung der Prozesse oder Techniken, die als BVT-Kandidaten nicht infrage kommen können und
- der Anwendbarkeit der Methode zur standortunabhängigen Bewertung von BVT-Kandidaten

werden erreicht. Nachfolgend ist auch diese neue Methode gemäß den in Kapitel 2.3 herangezogenen Kriterien für Methodenansätze bewertet. Die positive Bewertung der Methode ist nicht überraschend, da bei der Methodenentwicklung einerseits die vorgegebene Zielsetzung, andererseits die Vor- und Nachteile bzw. Erfüllung und Nicht-Erfüllung von Kriterien der vorhandenen Methoden bekannt waren (mit Ausnahme der „Englischen Methode“, die erst sehr spät bekannt wurde). Es konnten somit bestimmte positive Elemente anderer Methoden zum Vergleich herangezogen und negative Eigenschaften vermieden werden.

Tabelle 6: Bewertung der neuen Methode von ARCADIS/IFEU zur Verwendbarkeit des Vergleichs von Techniken

Methode	“Deutscher Vorschlag, ARCADIS/IFEU”
siehe Kapitel	3
Grundprinzip	Emissionsbewertung der Branche für zu bewertenden Prozess, vor- und nachgelagerte Prozesse im KEA aggregiert; Immissionsbewertung für Modellanlage
Erkennbarkeit der Wirkung einer Einzelanlage	JA: Standardanlage wird definiert und Bewertung durchgeführt
Ortsunabhängige Einsetzbarkeit	JA: Modellanlage ist ortsunabhängig
Erkennbarkeit der Branchenwirkung	JA: Die Emissionswirkung bezieht sich auf die gesamte zu bewertende Branche
Bewertung von Schadstoff-frachten	JA: Durch Emissionsbewertung; außerdem Zusatzfrachten für Deposition in Boden
Bewertung von Immissionen	JA: Immissionskonzentrationen für Luft und Wasser bei der Modellanlage
Transparenz des Ergebnisses	HOCH: Es werden alle Bilanzwerte (Sachbilanz) dargestellt. Verwendete Datenbankenwerte sind mit tabelliert und nachvollziehbar
Aufwand	MITTEL BIS GERING: Die notwendige Sachbilanz für die zu bewertenden Techniken ist in jeder Bewertung als Basis notwendig
Vorzeitige Abwertung von Techniken möglich (Verfahrensverkürzung)	JA: Wenn bestimmte Bedingungen durch die Technik nicht erfüllt werden (Abbruch vor Erstellung der Sachbilanz !!)

4 Fallbeispiel: Varianten der Abgasreinigung von MVA

Das Fallbeispiel „Abgasreinigung von MVA“ stellt aus verschiedenen Gründen eine besondere Herausforderung für die Methodenentwicklung dar. Zum Einen ist die Thematik gut untersucht und mit umfassenden Daten bestückt, andererseits gibt es bei den MVA für den Teilbereich „abwassererzeugender oder abwasserfreier Betrieb“ einen klassischen Medienkonflikt (siehe Kap. 4.2).

4.1 Vorbereitende Arbeiten

4.1.1 Festlegen der Bewertungsebenen (Definition des Untersuchungsobjekts)

Rauchgasreinigungssysteme von Müllverbrennungsanlagen sind in der IVU-RL [1], Anhang I, Nr. 5.2 zuzuordnen (1. Ebene). Aufgrund der sehr unterschiedlichen Rohstoffzusammensetzung von Sonderabfall- und Hausmüllverbrennungsanlagen erscheint eine Trennung in diese Bereiche bei Müllverbrennung notwendig.

Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle sind in Deutschland derzeit ausschließlich mit Rostfeuerungen ausgestattet.¹⁶ Zwar kann die technische Ausgestaltung der Rostsysteme von Fall zu Fall unterschiedliche Einflüsse auf die Rohgaszusammensetzung nehmen, im Rahmen der hier vorliegenden Aufgabenstellung – der Bewertung der nachgeschalteten Rauchgasreinigungstechniken - können diese Unterschiede jedoch vernachlässigt werden.

Das Untersuchungsobjekt ist somit die Reinigung von Rohgas der Hausmüllverbrennung. Somit ist die Bewertung dieses Beispiels auf der ersten Ebene unter der Anhangsnummer nach IVU-Richtlinie angesiedelt.

¹⁶ Die einzige bisherige Thermoselect-Anlage in Karlsruhe befindet sich noch nicht im genehmigten Dauerbetrieb, eine Anlage mit Schwel-Brenn-Verfahren in Fürth/Bayern ist stillgelegt

4.1.2 Erstellen der Übersicht technischer Alternativen

Entsprechend der Formulierung dieser Falluntersuchung sollen folgende grundsätzliche Verfahrensalternativen bewertet werden:

1. Nasse Abgasreinigung mit Abwasserreinigung, Einleitung der gereinigten Abwässer in den Vorfluter und Entsorgung der Abfälle (Schlämme)
2. Nasse Abgasreinigung mit Eindampfung des Abwassers und Entsorgung der Abfälle (Salze)
3. Trockene Abgasreinigung mit Entsorgung der trockenen Abfälle

Betrachtet man die Abgasreinigungssysteme von real existierenden MVA in Deutschland, so stellt man fest, dass die oben aufgelisteten Verfahrenskonzepte jeweils nur eine Teilkomponente einer umfangreicheren Verfahrenskette sind. Diese besteht in den meisten Fällen aus den zum Teil mehrstufigen Prozessschritten Entstaubung, Absorption, Feinreinigung und NO_x -Abreinigung. Allein an der speziellen Verfahrensweise der Absorption macht sich dabei der „nasse“ oder „trockene“ Charakter der Reinigung fest. Die übrigen Prozessschritte sind von der Wahl der Absorptionsweise weitgehend unabhängig.¹⁷

Die Hauptaufgabe der Absorption besteht – ob trocken oder nass – in der Abscheidung von sauren Schadgasen wie Schwefeldioxid, Chlor- und Fluorwasserstoff aus dem Rauchgasstrom. Als Nebeneffekt werden ebenso Metalle, in geringem Maße auch organische Schadstoffe abgeschieden.

Zur Differenzierung der oben bereits genannten Basisvarianten wurden vier verschiedene Verfahrensvarianten für die Bearbeitung im Fallbeispiel ausgewählt:

- Technik 1** Nasse Rauchgaswäsche mit Ableitung des aufbereiteten Waschwassers als Abwasser
- Technik 2** Nasse Rauchgaswäsche mit interner Eindampfung des Waschwassers im Abgasstrom mittels Sprühtrockner
- Technik 3** Nasse Rauchgaswäsche mit externer Eindampfung des Waschwassers (EDA)
- Technik 4** Trockene und quasitrockene Absorption durch Verdampfungskühler bzw. Sprühabsorber

¹⁷ Einflüsse können durchaus hinsichtlich der Abfolge der Komponenten oder auch ihrer möglichen Kombination bestehen.

4.1.3 Vorprüfung zum vorzeitigen Ausschluss von BVT

Von den an dieser Stelle zu prüfenden Fragen kann der Aspekt der „größtechnischen Realisierung“ für alle Verfahren bejaht werden. Da die Verfahrensrealisierungen jeweils mit Genehmigungen verbunden sind, ist im Grunde auch die hinreichende Reinigungseffizienz bzw. die Einhaltung der Grenzwerte anzunehmen. So beinhaltet dies die neue EU-Abfallverbrennungsrichtlinie [18] in Artikel 8, nach der die Ableitung bei Einhalten der Emissionsgrenzwerte gemäß Anhang IV der Richtlinie genehmigungsfähig ist.

Es besteht allerdings von gesetzgeberischer Seite in Deutschland ein klarer Vorbehalt hinsichtlich der grundsätzlichen Zulässigkeit der Einleitung von Prozessabwasser aus der Abgasreinigung von MVA. So ist unter Punkt 2.2.3 des Anhangs 47 der Rahmen-AbwasserVwV zum Wasserhaushaltsgesetz [33] für Hausmüllverbrennungsanlagen formuliert: „Abwasser aus der Rauchgasreinigung darf nicht eingeleitet werden.“ Ausnahmen sind nur zuzulassen, wenn die beim Betrieb der Rauchgaswäsche entstehenden Reststoffe (Abgasreinigungsprodukte wie Mischsalze, Schlämme oder Gips) nicht ordnungsgemäß und schadlos entsorgt werden können. Angesichts der bundesweit gegebenen Entsorgungsmöglichkeiten – eine ordnungsgemäße und schadlose Deponierung erscheint in jedem Falle möglich – ist der beschriebene Ausnahmefall kaum darstellbar.

Der Gesetzgeber präjudiziert somit bereits den Technologievergleich „abwasserfrei/abwassererzeugend“ eindeutig zu Gunsten der abwasserfreien Technik. Der **Ausschluss der abwassererzeugenden Technik aus dem Kreis der BVT** ist auf dieser Basis deshalb vertretbar. Zur praktischen Durchführung des Fallbeispiels sollen jedoch alle vier Techniken in die Betrachtung mit einbezogen werden.

4.2 Identifikation des Medienkonflikts

Wie bereits eingangs zum Fallbeispiel angeführt, stellt die Wahl zwischen abwassererzeugendem (Technik 1) und abwasserfreiem Betrieb (Techniken 2 bis 4) einen klassischen Medienkonflikt dar: Verlagerung der Schadstoffe aus ein und demselben Ausgangsmaterial (dem Abfall oder dem Rohgas) in unterschiedliche Umweltmedien. Dabei sind nicht nur der Konflikt „Wasser gegen Luft“, sondern auch die Aspekte Energieaufwand und Abfallerzeugung von Interesse.

4.2.1 Grobanalyse der zu erwartenden Umweltbelastungen

Die Grobanalyse soll die von den einzelnen Techniken jeweils im Vergleich zu den Alternativen ausgehenden Umweltbelastungen aufzeigen. Dies stellt sich folgendermaßen dar:

1. Die Techniken 1 bis 3 als allesamt nasse Waschverfahren sind gegenüber trockenen und quasitrockenen Verfahren (4) vom Prinzip her effizienter hinsichtlich der Abscheideleistung der entsprechenden Schadstoffe im Abgasstrom.
Dies lässt sich mit der innigeren und gleichmäßigeren Durchmischung der Abgas mit dem Absorptionsmittel wie auch mit der Möglichkeit einer Mehrstufigkeit (saure und neutrale Stufe) und damit gezielterer Elimination begründen.
→ **Grobaspekt 1: Nassverfahren haben geringere Umweltbelastungen bei der direkten Emission in die Luft**
2. Die nassen Verfahren mit Eindampfung (intern, Technik 2, oder extern, Technik 3) führen mehr Schadstoffe in einen festen (oder pastösen) Abfall über und beanspruchen mehr Energie im Verfahren (thermische Energie zur Wasserverdampfung und Strom wegen des größeren Abgasvolumens).
→ **Grobaspekt 2: Die Abwasserfreiheit von Nassverfahren geht zu Lasten höherer Abfallmengen und höheren Energieverbrauchs**
3. Die (quasi-)trockenen Verfahren (Technik 4) benötigen gegenüber den nassen Verfahren generell weniger Energie, weil das bei ihnen auftretende Abgasvolumen wesentlich geringer ist (kein Wasserdampf). Dafür benötigen die trockenen Verfahren deutlich größere Mengen an Absorptionsmitteln, um annähernd die Abscheidegrade der Nassverfahren zu erreichen. Sie verursachen damit auch deutlich größere Abfallmengen, die noch dazu tendenziell schwieriger verwertbar sind.
® **Grobaspekt 3: Trockene Verfahren sind günstiger im Energiebedarf, verursachen aber mehr Abfälle und beanspruchen größere Hilfsstoffmengen**

Die ohne weitere Datenbearbeitung und lediglich anhand einfacher Prozessinformationen durchgeführte Grobanalyse zeigt somit – erwartungsgemäß – auf, dass im Vergleich jede Technik Vor- und Nachteile besitzt. In diesem Fallbeispiel erlaubt die Grobanalyse allein keine Differenzierung zwischen „BVT und Nicht-BVT“. Sie zeigt aber klar die in den weiteren Schritten zu bewertenden Konfliktfelder auf und gibt damit Hilfestellung für die klare Eingrenzung des Bilanzraumes und für den Datenbedarf.

4.2.2 Klare Eingrenzung des Bilanzraumes und des Datenbedarfs

4.2.2.1 Eingrenzung des Bilanzraumes

Durch die Grobanalyse wird deutlich, dass der für dieses Fallbeispiel notwendige Bilanzraum zwei Segmente umfasst:

1. Zuerst sind die direkten Emissionen der Verfahrens-Kernprozesse zu modellieren, wobei eine Beschränkung auf die technischen Abschnitte, die die Verfahren differenzieren und die mittelbar betroffen sind, sinnvoll ist.

Differenzierende Aggregate sind die Wäscher und die Waschwasseraufbereitung einerseits (nasse Verfahren) sowie die Verdampfungskühler oder Sprühabsorber andererseits (trocken/quasitrocken)

Mittelbar betroffen ist ggf. die Abgasfeinreinigung mit Gewebefilter kombiniert mit einem Adsorbens, da diese oft in direkter Kombination mit den Nassverfahren mit interner Verdampfung (Sprühtrocknertechnik), bei trocken/quasitrockenen Verfahren mit dem Absorptionsverfahren erfolgt.

Definitiv unbeeinflusst von der Wahl der hier zu vergleichenden Techniken sind die Feuerung, die Entstaubung und die Entstickung (DENOX).

2. Im zweiten Segment sind die indirekten Umweltwirkungen der Verfahren zu modellieren, sprich die verfahrensspezifischen Mehraufwendungen an Energie, Hilfs- und Betriebsmittel sowie die zusätzlichen Abfälle.

4.2.2.2 Eingrenzung des Datenbedarfs

Der auf den Verfahrenskomplex der Absorption beschränkte Betrachtungsrahmen ermöglicht die Einschränkung auf die Parameter (Datenkategorien), die für die Beurteilung dieses Verfahrenskomplexes von Bedeutung sind, d. h. von ihm beeinflusst werden.

In den Tabellen 7 und 8 sind die im Anhang III der IVU-Richtlinie [1] aufgeführten und die durch die 17. BImSchV und die EU-Richtlinie [18] 558 luftseitig bzw. durch Anhang 47 der Rahmen-AbwasserVwV [33] wasserseitig für MVA reglementierten Stoffe zusammengestellt. In der Tabelle wird auch angemerkt, welche der Stoffe von dem Verfahrensabschnitt der Absorption beeinflusst werden.

Tabelle 7: Übersicht der in der IVU-Richtlinie Anhang III enthaltenen und in Gesetzen reglementierten Stoffparameter für die Luftseite

Stoffe aus Anhang III IVU-RL [1]		17. BImSchV [52]	Anhang V der EU-Verbrennungsrichtlinie [18]	Von Absorption beeinflusste Parameter
<i>Luftseitige Parameter</i>				
1	Schwefeldioxid und sonstige Schwefelverbindungen	Schwefeldioxid und –trioxid	Schwefeldioxid	Ja
2	Stickoxide und sonstige Stickstoffverbindungen	Stickoxide	Stickoxide	Nein
3	Kohlenmonoxid	Kohlenmonoxid	Kohlenmonoxid	Nein
4	Flüchtige organische Verbindungen	Organische Stoffe	Organische Stoffe	bedingt (wenn kombiniert mit Koks)
5	Metalle und Metallverbindungen	Cd, Tl, Hg, Sb, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn und Verbindungen	Cd, Tl, Hg, Sb, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V und Verbindungen	Ja
6	Staub	Staub	Staub	Geringfügig
7	Asbest	-	-	
8	Chlor und Chlorverbindungen	gasförmige anorganische Chlorverbindungen	Chlorwasserstoff	ja
9	Fluor und Fluorverbindungen	gasförmige anorganische Fluorverbindungen	Fluorwasserstoff	ja
10	Arsen und Arsenverbindungen	Arsen und Arsenverbindungen	Arsen und Arsenverbindungen	ja
11	Cyanide	-	-	
12	Karzinogene, mutagene oder reproduktionstoxische Substanzen	-	-	
13	Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF)	PCDD/PCDF	PCDD/PCDF	bedingt (wenn kombiniert mit Koks)

Tabelle 8: Übersicht der in der IVU-Richtlinie Anhang III enthaltenen und in Gesetzen reglementierten Stoffparameter für die Wasserseite

	Stoffe aus Anhang III IVU-RL [1]	Anhang 47 zur Rahmen-AbwasserVwV [33]	Anhang IV der EU-Abfallverbrennungsrichtlinie [18]	Von nasser Rauchgaswäsche beeinflusste Parameter
	<i>Wasserseitige Parameter</i>			
1	Halogenorganische Verbindungen und Stoffe, die im wässrigen Milieu halogenorganische Verbindungen bilden			
2	Phosphororganische Verbindungen			
3	Zinnorganische Verbindungen			
4	Stoffe und Zubereitungen mit nachgewiesenermaßen in wässrigem Milieu oder über wässriges Milieu übertragbaren karzinogenen, mutagenen oder sich möglicherweise auf die Fortpflanzung auswirkenden Eigenschaften			
5	Persistente Kohlenwasserstoffe sowie beständige und bioakkumulierbare organische Giftstoffe		PCDD/F	ja
6	Cyanide			
7	Metalle und Metallverbindungen	Cd, Hg, Cr, Ni, Cu, Pb, Zn	Cd, Hg, Cr, Ti, Pb, Cu, Ni, Zn,	ja
8	Arsen und Arsenverbindungen		As	ja
9	Biozide und Pflanzenschutzmittel			
10	Schwebestoffe	-	suspendierte Feststoffe	
11	Stoffe, die zur Eutrophierung beitragen (insbesondere Nitrate und Phosphate)			
12	Stoffe, die sich ungünstig auf den Sauerstoffgehalt auswirken (und sich mittels Parametern wie BSB und CSB messen lassen)			

Die im Folgenden zu berücksichtigenden Parameter sind die Schnittmenge zwischen den Stoffen aus Anhang III plus den verfahrensbezogen gesetzlich reglementierten Stoffen (aus 17. BImSchV, Anhang 47 zur Rahmen-AbwasserVwV [33], dem Anhang IV der EU-Abfallverbrennungsrichtlinie [18] sowie den von der Technik jeweils nachweislich beeinflussten Stoffen. Für die Luftseite sind dies die sauren Schadgase (SO_2 , HCl und HF) und alle in den Regelwerken genannten Metalle, für die Wasserseite ausschließlich die in den Regelwerken genannten Metalle.

Um den Umfang der Parameter weiter zu verringern, sollte ein Vorab-Ausschluss solcher Stoffe ermöglicht sein, von denen auszugehen ist, dass ihre negativen Umweltwirkungen vergleichsweise weniger gravierend sind und dass sie durch die verbleibenden Stoffe hinreichend repräsentiert werden. Ein solcher Ausschluss setzt selbstverständlich eine umfassende Erfahrung bei der umweltseitigen Bewertung der entsprechenden Techniken voraus. Im Rahmen dieses Fallbeispiels ist folgende Aussortierung denkbar: Die Abgasseitige Freisetzung von Kobalt, Kupfer, Mangan, Vanadium und Zinn ist bei ähnlichen Mengenverhältnissen wie Blei, Chrom, Nickel aus toxikologischer Sicht geringer zu wichten als die der Letzteren. Antimon und Thallium wiederum treten erfahrungsgemäß in Abgas von MVA nur in weit geringeren Konzentrationen auf als Arsen, Cadmium oder Quecksilber. Eine Beschränkung auf die Metalle Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel und Quecksilber – was die Abgasseite betrifft – wäre auf dieser Basis vertretbar.

Eine derartige Stoffeinschränkung wird jedoch in vielen Anwendungsfällen nicht möglich sein, da sie wie gesagt ein vergleichsweise hohes Maß an bereits antizipierter Bewertung der Umweltauswirkungen voraussetzt. Die Bewertung muss vom Bearbeiter der BVT-Bewertungsmethode wie auch von den Rezensenten (den Technical Working Groups) nachvollziehbar sein.

Im vorliegenden Fall ist es auf der Abwasserseite bereits deutlich schwieriger, Stoffe vorab als minder bedeutsam zu klassifizieren und auszuschließen.

Die in der Tabelle 9 zusammengestellte Stoffliste soll der anschließenden Datenerhebung und Berechnung zu Grunde liegen.

Tabelle 9: Zusammenstellung der für einen Vergleich verschiedener Rauchgasreinigungstechniken erforderlichen luft- und abwasserseitigen Parameter

Luftseitige Parameter	Wasserseitige Parameter
Saure Schadgase	Anionen
Schwefeldioxid (SO ₂),	Sulfat (SO ₄ ²⁻)
Chlorwasserstoff (HCl)	Chlorid (Cl ⁻)
Fluorwasserstoff (HF)	Fluorid (F ⁻)
Metalle	Metalle
Arsen (As)	Antimon (Sb)
Blei (Pb)	Arsen (As)
Cadmium (Cd)	Blei (Pb)
Chrom (Cr)	Cadmium (Cd)
	Chrom (Cr)
	Kobalt (Co)
	Kupfer (Cu)
	Mangan (Mn)
Nickel (Ni)	Nickel (Ni)
Quecksilber (Hg)	Quecksilber (Hg)
	Thallium (Tl)
	Vanadium (V)
	Zink (Zn)
	Zinn (Sn)

4.3 Datenerhebung und Berechnung der Inventare der technischen Alternativen

4.3.1 Erhebung

Als günstige Randbedingung der Datenrecherche für das Fallbeispiel „Abgasreinigung von Müllverbrennungsanlagen“ stehen überdurchschnittlich viele Daten zur Verfügung. Dies ist vor allem auf das starke Interesse der Öffentlichkeit an dieser Thematik zurückzuführen, welches zumindest in den 80er und frühen 90er Jahren geherrscht hat. Als Folge davon ist auch die strenge emissionsseitige Reglementierung zu sehen, die eine hohe Messaktivität über - verglichen mit anderen technischen Systemen - zahlreiche Schadstoffparameter nach sich gezogen hat.

Einschränkend muss allerdings festgestellt werden, dass sich die Messwerte fast ausschließlich auf Reingaskonzentrationen (gelegentlich auch auf Schadstoffkonzentrationen in Abfällen wie Filterstaub und Rauchgasreinigungsprodukte) beschränken. Als noch entscheidendere Einschränkung ist zu werten, dass die Daten verschiedener MVA bei vergleichbarem technischen Grundtyp aufgrund von Unterschieden im technischen Detail und in der Betriebsweise sowie vieler Unbekannter (v. a. Müllzusammensetzung) schwierig miteinander vergleichbar sind.

Dieser letztgenannte Aspekt soll durch nachfolgende Darstellungen veranschaulicht werden: Für zwei MVA mit Abwassererzeugung (Bamberg und Krefeld) und zwei MVA mit Sprühtrockner (Mannheim und Göppingen) wurde die Verteilung von Chlor und Schwefel (respektive deren Verbindungen) in die Medien Luft, Wasser sowie in den erzeugten Abfall analysiert [19]. Das Beispiel Chlor-Bilanz zeigt, dass selbst ein scheinbar gleichartiges Verteilungsmuster drastische Unterschiede aufweisen kann: Trotz jeweils gleichem Abgasreinigungstyp belässt z. B. die MVA Krefeld sechsmal mehr an HCl-Emissionen im Reingas als die MVA Bamberg, wobei möglicherweise auch das unterschiedliche Alter der Daten eine Rolle spielen kann¹⁸. Auch die Schwefel-Emissionen sind für die Anlagen gleichen Abgasreinigungstyps sehr unterschiedlich.

¹⁸ Die hier dargestellten Daten nach Achternbosch und Richers [19] sind ältere Werte, die nicht unbedingt mit der aktuellen Situation übereinstimmen müssen.

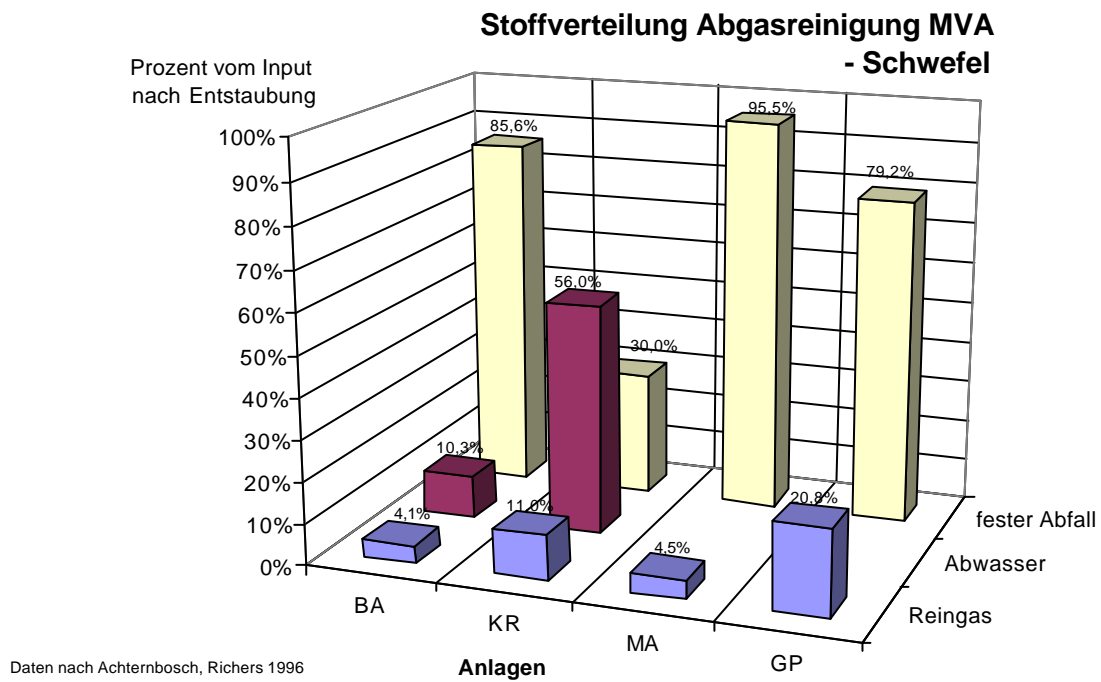
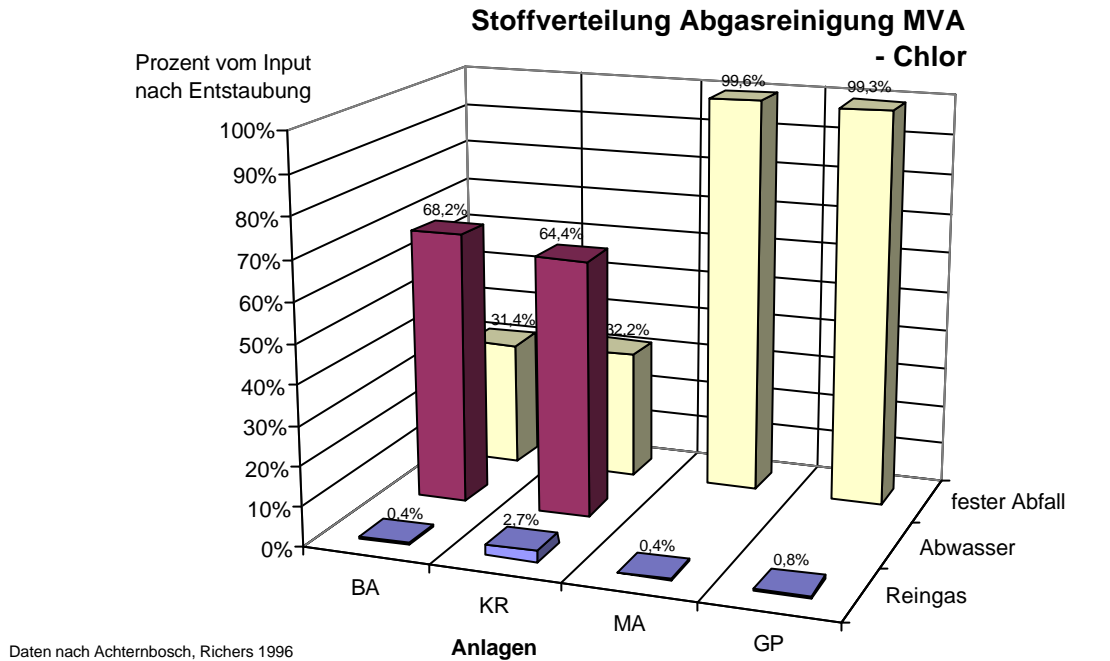


Abbildung 28: Stoffverteilung für Chlor und Schwefel in der Abgasreinigung MVA

Der Umgang mit derart starken Diskrepanzen in empirisch ermittelten Daten ist im Rahmen der Methodenentwicklung für die Beurteilung von BVT noch zu klären. Sie zeigen aber, dass für eine Technikbewertung von den real bestehenden Anlagen so weit abstrahiert werden muss, dass die spezifischen Prozesseigenschaften bewertet werden und die spezifischen Faktoren einzelner Anlagen (weitgehend) ausgeblendet werden können.

Hierzu bedarf es rein auf die Technik bezogene Daten, wie spezifische Abscheideleistung, Energie- und Hilfsstoffbedarf einzelner Aggregate. Die Fachliteratur bietet im Falle der MVA eine in den meisten – jedoch nicht allen – Punkten ausreichende Datenbasis [19], [20], [21], [22], [23], [24].

4.3.2 Modellierung und Berechnung

Da sich, wie zuvor ausgeführt, die einzelnen Anlagen mit ihren realen empirischen Messwerten praktisch nicht vergleichen lassen, bedarf es für einen „gerechten“ Vergleich der verschiedenen Techniken untereinander einer Modellierung anhand eines theoretischen bzw. generischen Ansatzes: Ausgehend von einem standardmäßig schadstoffhaltigen Rohgas (siehe Tabelle 7) werden die technischen Komponenten der einzelnen Technikvarianten „durchflossen“ und anhand von spezifischen Abscheidekenngrößen der Output (über Abgas und Abwasser) ermittelt. Diese Outputdaten stellen die Grundlage für die Berechnung der direkten Emissionen der Verfahren dar.

4.3.2.1 Kurzdarstellung der Modellierung der Techniken

Im Folgenden wird kurz beschrieben, wie die Stoffverteilung der zu bewertenden technischen Varianten modelliert wird.

Technik 1: Nasse Rauchgaswäsche mit Ableitung des aufbereiteten Waschwassers als Abwasser

Diese Variante (s. Abbildung 29) beinhaltet fünf technische Komponenten:

- eine saure Waschstufe (HCl-Wäscher)
- eine neutrale Waschstufe (SO₂-Wäscher)
- eine der neutralen Waschstufe nachgeschaltete Gipsentwässerung,
- eine Aufbereitungsanlage für das Waschwasser aus dem HCl-Wäscher und das Wasser aus der Gipsentwässerung
- einen Gewebefilter mit vorausgehender Adsorbenseindüngung

Eine Einbeziehung des als Flugstromadsorber mit Koks betriebenen Gewebefilters ist notwendig, da vergleichbare Aggregate bei den Techniken mit Sprühtrocknung und SprühabSORPTION im Verfahrensablauf integriert sind.

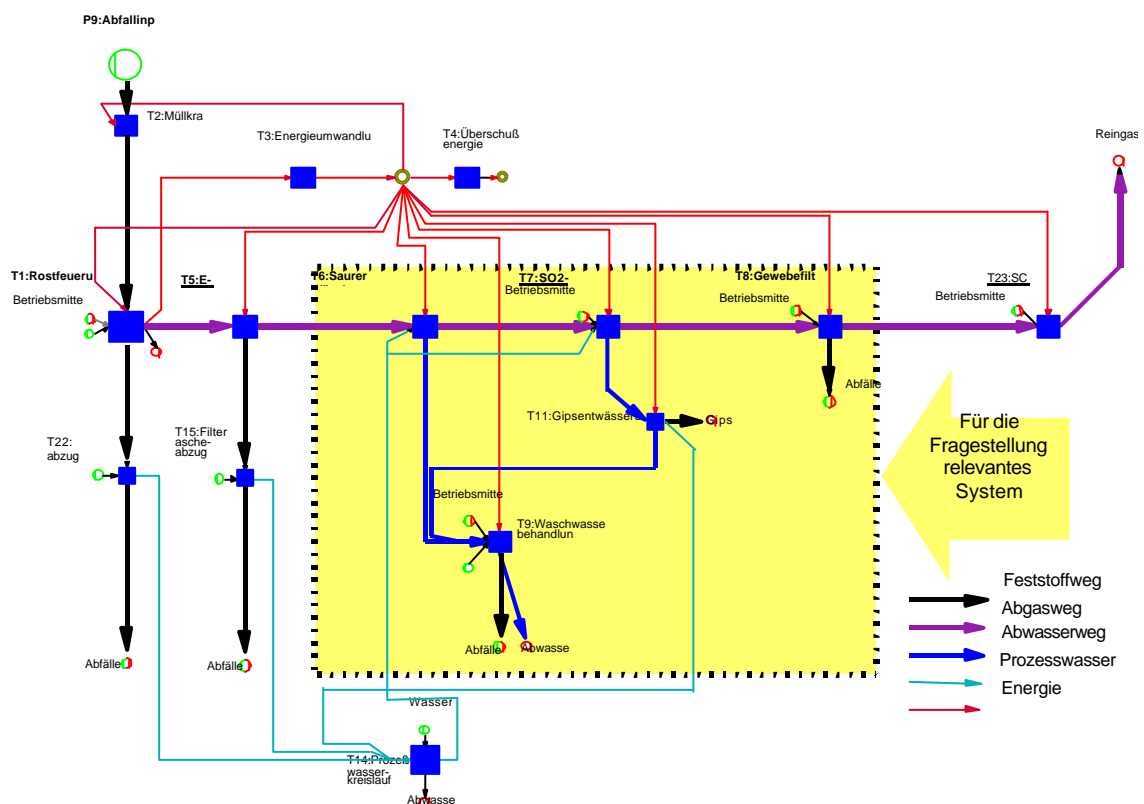


Abbildung 29: Stoffstromnetz MVA mit Abwasser

Technik 3: Nasse Rauchgaswäsche mit externer Eindampfung des Waschwassers (EDA)

Diese Variante (s. Abbildung 31) beinhaltet sechs technische Komponenten:

- eine saure Waschstufe (HCl-Wäscher)
- eine neutrale Waschstufe (SO₂-Wäscher)
- eine der neutralen Waschstufe nachgeschalteten Gipsentwässerung,
- eine Aufbereitungsanlage für das Waschwasser aus dem HCl-Wäscher und das Wasser aus der Gipsentwässerung
- eine Anlage zur Eindampfung des Abwassers aus der Waschwasseraufbereitungsanlage (EDA)
- einen Gewebefilter mit vorausgehender Adsorbenseindüsung

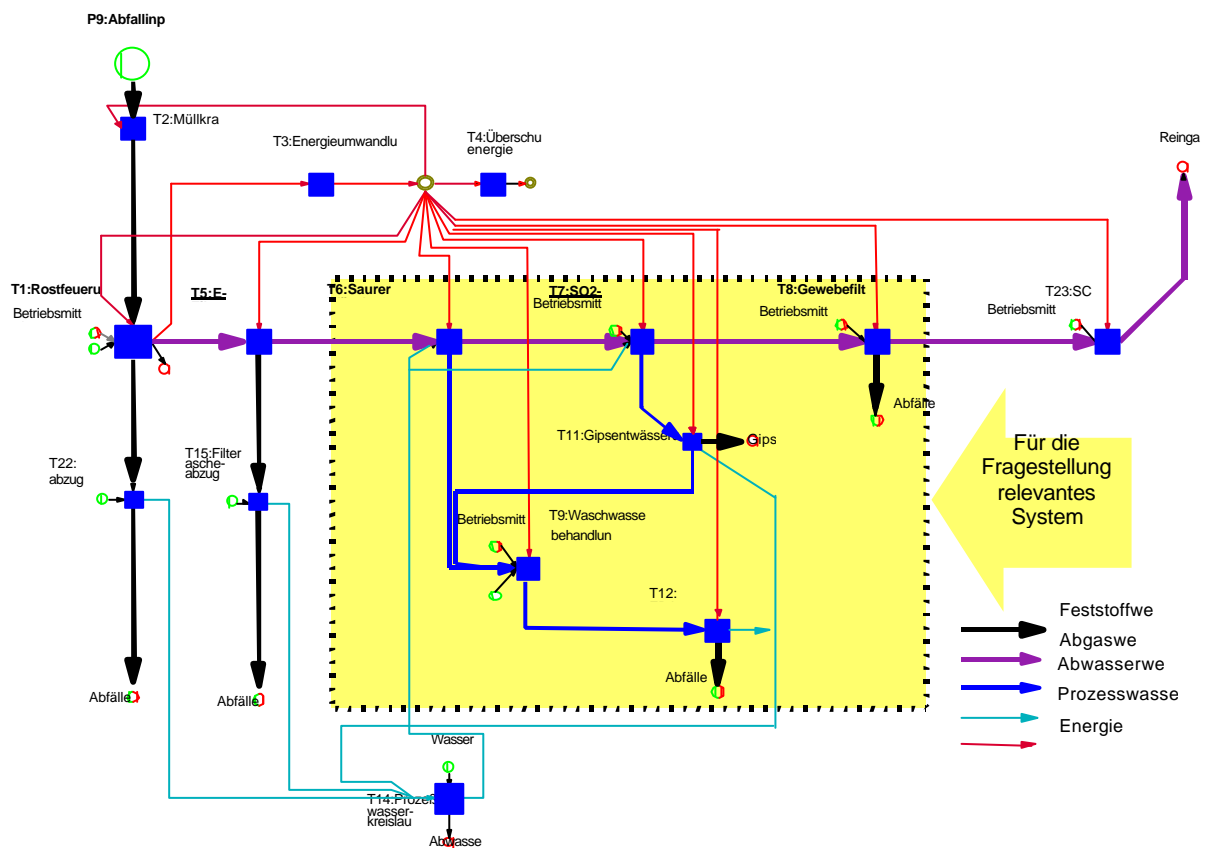


Abbildung 31: Stoffstromnetz MVA mit externer Waschwassereindampfung

Technik 4: Trockene und quasitrockene Absorption durch Verdampfungskühler bzw. Sprühabsorber

Diese Variante (s. Abbildung 32) beinhaltet zwei technische Komponenten:

- einen Verdampfungskühler mit Absorptionsreaktor (bei trockener) bzw. einen Sprühabsorber (bei quasitrockner Absorption) und abschließende Adsorbenseindüsung
- einen Gewebefilter zur Abscheidung des Reaktionsprodukts (inkl. Absorbens)

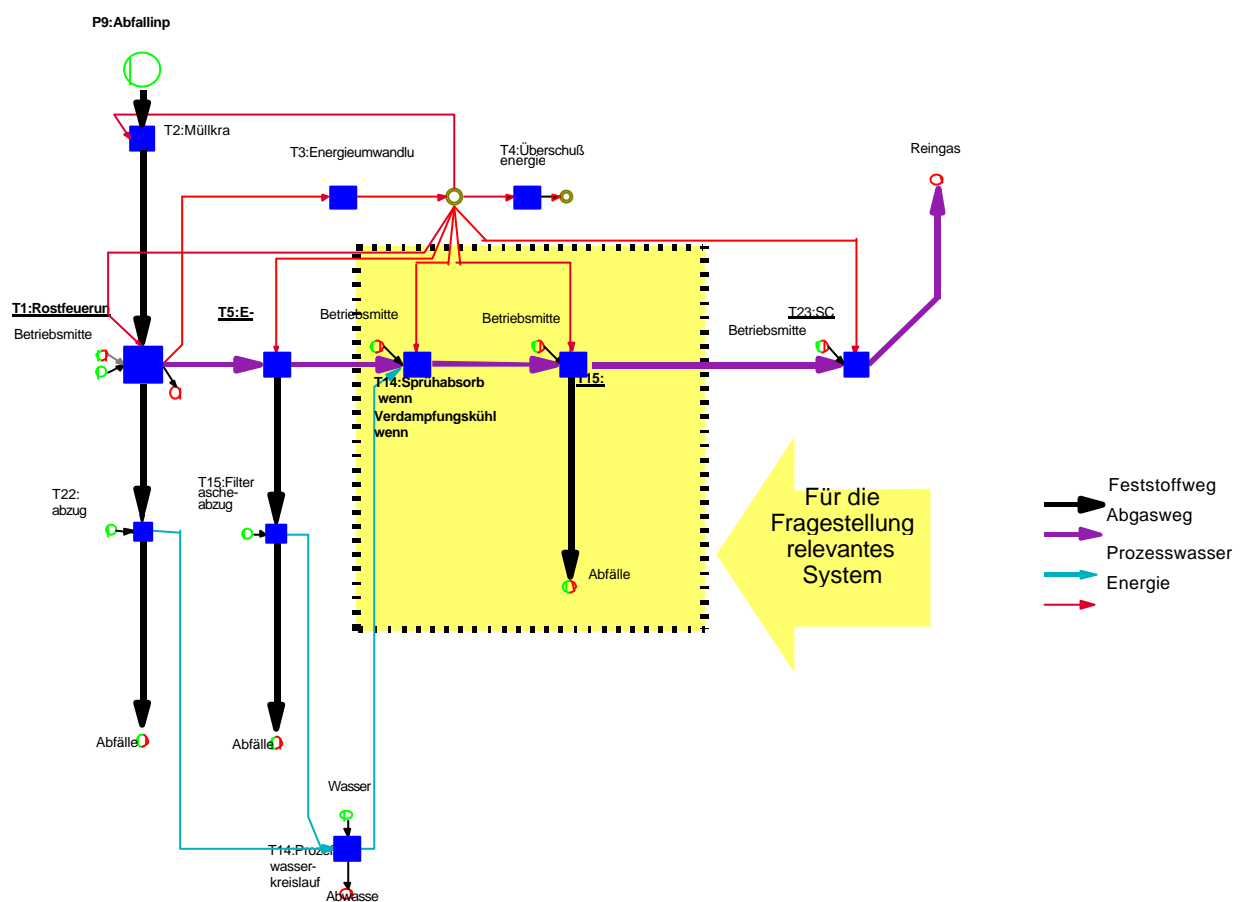


Abbildung 32: Stoffstromnetz MVA ohne Abwasser, quasitrocken und trocken

4.3.2.2 Primärdaten der Modellierung

Die Schadstoffgehalte im Rohgas sind in der Tabelle 10 zusammengefasst.

Tabelle 10: Schadstoffgehalte im Rohgas nach Entstaubung bei MVA

	Rohgasqualität nach Entstaubung			
	aus Literatur ^{a)} mg/m ³ von	mg/m ³ bis	aus Eigenberechnung ^{b)} mg/m ³	kg/t Abfall ^{c)}
Schwefeldioxid	200	800	470	2,4
Chlorwasserstoff	400	1500	1330	6,9
Fluorwasserstoff	2	20	1,0	0,0052
Arsen			0,034	0,000175
Blei			0,63	0,0032
Cadmium	3	12	0,35	0,0018
Chrom			0,9	0,0046
Nickel			0,44	0,0022
Quecksilber	0,3	0,8	0,34	0,00175

a) Nach Förstner in [19], [20]

b) Daten nach [19] und den Gutachtern vorliegende Einzelwerte

c) Bezogen auf eine spezifische Abgasmenge von 5.135 m³/t Abfall

Die wesentliche Grundlage, um umweltbezogene Unterschiede zwischen den technischen Optionen herausarbeiten zu können, besteht in spezifischen Abscheidekoeffizienten für die einzelnen Komponenten bzw. Aggregate der Abgasreinigungssysteme. Die dabei verwendeten Daten wurden [20] sowie anderen den Gutachtern vorliegenden Angaben einzelner Anlagen bzw. Anlagenhersteller entnommen. Die hieraus errechneten Abscheidegrade für die relevanten Schadstoffe sind in der Tabelle 11 zusammengefasst.

Tabelle 11: Abscheidegrade der betrachteten Aggregate

	Sprüh-sorption	Saure Wäsche	SO₂-Wäsche	Koks-Adsorption	Abwasser-aufbereitung	Gipsentwässerung
Schwefeldioxid	0,9	0,2	0,95	0,8	0,7	0,98
Chlorwasserstoff	0,88	0,9	0,9	0,8	0,3	0,69
Fluorwasserstoff	0,88	0,9	0,9	0,8	0,3	0,9998
Arsen	0,9	0,8	0,5	0,94	0,99	0,9999
Blei	0,95	0,9	0,5	0,94	0,99	0,9999
Cadmium	0,9	0,8	0,5	0,94	0,99	0,9999
Chrom	0,95	0,9	0,5	0,94	0,99	0,9999
Nickel	0,95	0,9	0,5	0,94	0,99	0,999
Quecksilber	0,92	0,9	0,2	0,85	0,99	0,99998

Außerdem werden die spezifischen Aufwendungen hinsichtlich Energie und Hilfsmittel sowie Abfallerzeugung mit ermittelt (s. unten). Diese werden im Anschluss daran in den kumulierten Energieaufwand (KEA) umgerechnet, wozu es wiederum spezifischer Daten bedarf. Es stehen hierzu umfassende Datenbanksysteme (z.B. GEMIS, Umberto, ECOINVENT) zur Verfügung, die die Berechnung des KEA vergleichsweise einfach gestalten.

In der Datengrundlage zur Berechnung der spezifischen Energieverbräuche zeigen sich vergleichsweise große Unsicherheiten, da sich ein genauer Zusammenhang zwischen spezifischen energetischen Aufwendungen von Rauchgasreinigungssystemen nur äußerst schwer darstellen lässt. Hier spielt neben vielen anderen Unwägbarkeiten die Problematik unterschiedlicher Energieniveaus eine große Rolle. So wird für die Verdampfung z.B. in aller Regel sehr niederwertige Wärmeenergie eingesetzt, die z.B. bei fehlender Fernwärme Kopplung kaum anderweitig genutzt werden kann. Die im folgenden abgeleiteten Werte sind daher als orientierende Größen zu verstehen.

Demgegenüber stehen hinsichtlich der Bereitstellung der Betriebsmittel wie auch der Entsorgung von Abfällen der Rauchgasreinigung gute Datengrundlagen zur Verfügung. Bei Letzterer kann allerdings die Art und Weise der Entsorgung sehr unterschiedlich gestaltet sein (stark schwankende Transportdistanz, Deponie oder Bergversatz).

Folgende Annahmen liegen hier den Systemberechnungen zu Grunde:

- Energie: Ausgehend vom Wärmeinhalt von 10.000 MJ pro t Abfall wird eine maximal mögliche Bruttostromerzeugung von 2.500 MJ angenommen, die durch die verschiedenen Rauchgasreinigungstechniken in unterschiedlichem Maße gemindert wird. Hierzu werden folgende Werte abgeschätzt:

Technik 1: Minderung um 1.000 MJ
Technik 2: Minderung um 1.100 MJ
Technik 3: Minderung um 1.200 MJ
Technik 4: Minderung um 800 MJ

Jeder Technik werden die für die Erzeugung dieser Strommengen erforderlichen Aufwendungen mittels deutschem Strommix angerechnet (hierzu werden Daten aus der Stoffstromberechnungssoftware Umberto 3.2 verwendet, Basisquelle für die mittlere deutsche Stromerzeugung stellt dabei GEMIS dar).

Maximal beträgt der Unterschied zwischen den Nettostromwirkungsgraden damit 4 % bezogen auf die Bruttowärmemenge des Abfalls. Den in Tabelle 4.7 genannten Abschätzungen liegen eigene Berechnungen der Gutachter sowie Angaben von Schäfl [22] und Auksutat und Löffler [21] zu Grunde.

- Abfallentsorgung: Die Mengen entstehender Abfälle werden – mit Ausnahmen von Gips – über eine Distanz von 200 km auf eine Sonderabfalldéponie verbracht und beanspruchen dort wiederum direkte und indirekte Emissionen (hierzu werden Daten aus der Stoffstromberechnungssoftware Umberto 3.2 verwendet).
- Als Betriebsmittel wird der Kalkhydrateinsatz einbezogen, für dessen Bereitstellungsaufwand ebenfalls Daten aus Umberto 3.2 verwendet werden. Der Mengenbedarf für die einzelnen Techniken wird den Angaben von Achternbosch und Richers [20] folgend nach dem spezifischen Abreinigungsgrad für SO₂, HCl und HF zuzüglich eines spezifischen Stöchiometriefaktors berechnet (für nasse Verfahren wird ein λ -Wert von 1,1, für trockene Verfahren ein λ -Wert von 2,5 angesetzt). Die Ergebnisse sind im nachfolgenden Abschnitt dargestellt.

4.3.2.3 Ergebnisse der Berechnung (Sachbilanz)

Die Ergebnisse der Berechnung, ausgehend aus der für alle Optionen gleichmäßig angesetzten Rohgaszusammensetzung und der Abscheideleistung der technischen Aggregate, sind in der Tabelle 12 zusammengefasst. Eine detaillierte Aufschlüsselung der anlageninternen Stoffverteilungsverhältnisse ist dem Bericht als Anlage beigelegt. Aus dieser lassen sich die Berechnungswege verfolgen.

Tabelle 12: Sachbilanzergebnisse der zu vergleichenden Techniken (Direkte Emissionen)

	Einheit	Technik 1 <i>mit Abwasser</i>	Technik 2 <i>Sprühtrockner</i>	Technik 3 <i>EDA</i>	Technik 4 <i>(quasi-)trocken</i>
<i>Direkte Emissionen</i>					
<u>Abgasseite</u>					
Schwefeldioxid	g/t Abfall	19,3	19,4	19,4	48,3
Chlorwasserstoff	g/t Abfall	13,7	14,2	14,2	27,4
Fluorwasserstoff	g/t Abfall	0,0104	0,0107	0,0107	0,0208
Quecksilber	g/t Abfall	0,021	0,021	0,021	0,021
Arsen	g/t Abfall	0,0011	0,0011	0,0011	0,0011
Blei	g/t Abfall	0,0097	0,0097	0,0097	0,0097
Cadmium	g/t Abfall	0,0108	0,0108	0,0108	0,0108
Chrom	g/t Abfall	0,0138	0,0138	0,0138	0,0138
Nickel	g/t Abfall	0,0068	0,0068	0,0068	0,0068
PCDD/PCDF					
<u>Abwasserseite</u>					
Abwasser	kg/t Abfall	303			
Sulfat	g/t Abfall	226			
Chlorid	g/t Abfall	4.400			
Fluorid	g/t Abfall	3,26			
Antimon					
Arsen	g/t Abfall	0,0015			
Blei	g/t Abfall	0,0300			
Cadmium	g/t Abfall	0,0153			
Chrom	g/t Abfall	0,0426			
Kobalt					
Kupfer					
Mangan					
Nickel	g/t Abfall	0,0208			
Quecksilber	g/t Abfall	0,0159			
Thallium					
Vanadium					
Zink					
Zinn					

Tabelle 12: Sachbilanzergebnisse der zu vergleichenden Techniken (Externe Prozesse)

	Einheit	Technik 1 <i>mit Abwasser</i>	Technik 2 <i>Sprühtrockner</i>	Technik 3 <i>EDA</i>	Technik 4 <i>(quasi-)trocken</i>
Externe Prozesse					
Energiebedarf ^{a)}	MJ/t Abfall	1.000	1.100	1.200	800
als KEA ^{b)}	MJ/t Abfall	3.420	3.762	4.104	2.736
Hilfsmittel ^{c)}					
Kalkhydrat	kg/t Abfall	7,48	19,4	19,4	44,0
als KEA ^{b)}	MJ/t Abfall	33,4	86,5	86,5	196
Abfälle					
Abfall (außer Gips)	kg/t Abfall	10,2	31,3	27,5	72,5
als KEA ^{b)}	MJ/t Abfall	2,65	8,14	7,15	18,9
Gips ^{d)}	kg/t Abfall	3,75	0,75	4,5	-
Summe KEA ^{e)}	MJ/t Abfall	3.460	3.860	4.200	2.950

a) als Minderung der Nettostromabgabe an Dritte

b) KEA-Faktoren:

3,42 MJ pro MJ Strom (Quelle: GEMIS)

4,46 MJ pro kg Kalkhydrat (Quelle: [25], Umberto)

0,26 MJ pro kg Abfallentsorgung (Sonderabfalldeponie mit 200 km Antransport) (Quelle: Umberto, Berechnung des ifeu-Instituts)

c) Der Bedarf an Fällungshilfsmittel liegt im Bereich von 0,05 % bezogen auf den Abfallinput. Die Menge wird vernachlässigt.

d) Gips als Abfall zur Verwertung ohne weitere Verrechnung

e) Summenwert gerundet

Aus den als Sachbilanz zu verstehenden Tabellen ist Folgendes erkennbar:

1. Auf der Reingasseite sind die mit Nassverfahren ausgerüsteten Techniken gleich oder nahezu gleich. Durch den Sprühtrockner, der durch Kreislaufführung die interne Fracht erhöht, wird die Reingasfracht gegenüber dem Nassverfahren mit Abwassererzeugung um wenige Prozent erhöht. Eine größere Minderung der Schadstoffemissionen, allerdings ebenfalls nur bei den sauren Gasen, lässt sich gegenüber den trockenen und quasitrockenen Verfahren feststellen.
2. Der Frachtanteil, der bei der abwassererzeugenden Variante über den Abwasserweg freigesetzt wird, ist um ein Vielfaches höher als der Frachtanteil über den Abgasweg. Der Unterschied zu den abwasserfreien Systemen (zumindest zu denen mit Nasswäsche) liegt in dem dort höheren Transfer in den Abfallweg. Im Falle von Chlorid und Fluorid dominiert der abwasserseitige Frachtanteil sogar über die Menge, die in den Abfall verlagert wird – was an der deutlich geringeren Abfallmenge dieser Variante ersichtlich wird. Bei den Metallen liegen die abwasserseitigen Anteile bei unter 1 % des Inputs, ebenso die Abgasgetragenen Emissionen (Rückhaltegrad > 99 %).
2. Bei der abwassererzeugenden Technik 1 fällt weniger als die Hälfte der Abfallmenge der anderen Nassverfahren an. Die Techniken 1 und 3 erzeugen zu einem nicht unerheblichen Anteil den vergleichsweise reinen Abfallstoff Gips, während die Sprühtrocknervariante (Technik 2) aufgrund des mit Koks betriebenen Gewebefilters vor den Wäschern bereits eine erhebliche Menge an Schwefel aus dem Abgasstrom entfernt und damit die Gipsmenge zu Lasten von mehr Sprühtrocknerprodukt geringer ausfällt. Aufgrund der überstöchiometrischen Fahrweise von trockenem und quasitrockenem Verfahren fällt bei diesen beiden Varianten erheblich mehr an Abfall an.
3. Der KEA, der aus gemindertem Stromertrag, Hilfsmittelverbrauch und Abfallbeseitigung summiert wurde, wird klar durch den Faktor „geminderter Stromertrag“ dominiert. Die deutlich höheren Hilfsstoffmengen der Trockenverfahren und damit verbunden auch höheren Abfallmengen zur Beseitigung wiegen bei weitem nicht den deutlich geringeren Energieverbrauch der Trockenverfahren im Vergleich zu den Nassverfahren auf.

Es lassen sich folglich auf der Ebene der Sachbilanz bereits eine Reihe von Rückschlüssen über die Umweltauswirkungen der Techniken im Vergleich ziehen. So zeigt sich erwartungsgemäß, dass die weniger aufwendigen Trockenverfahren (4) gegenüber den anderen abwasserfreien Verfahren außer dem geringeren Energieverbrauch keine weiteren Vorteile, wohl aber mehrere Nachteile (höhere Frachten bei den sauren Gasen und mehr Abfall) aufweisen. Welches Gewicht diesen Nachteilen beizumessen ist, kann den reinen Sachdaten jedoch nicht entnommen werden. Gänzlich unlösbar ist auf dieser Ebene die Bewertung von abwassererzeugender Technik (1) im Vergleich zu den Nassverfahren mit Eindampfung (2, 3). Während Abgasseitig hier kaum ein Unterschied zu erkennen ist, machen die Zahlen die (gewünschte) Verlagerung der abwasserseitigen Emissionen auf die Abfallseite deutlich.

Hier zeigt sich die Notwendigkeit weiterer Schritte der Normierung.

4.3.3 Datenqualitätskontrolle

Bereits bei den Ausführungen zur Datenerhebung und Berechnung wurde auf lückenhafte oder schlecht untermauerte Datenlagen hingewiesen. An dieser Stelle seien die wesentlichen Problempunkte nochmals zusammengefasst.

- Spezifische Abreinigungsraten realer Anlagen unterliegen starken Schwankungen.
- Es gibt vergleichsweise wenige Daten zu Abscheideleistungen für Metalle bzw. große Unterschiede zwischen einzelnen Metallen: z. B. gute Datenlage bei Cadmium und Quecksilber, jedoch kaum bis gar keine Daten bei Kobalt, Mangan, Vanadium, Zinn
- Die Datendichte hinsichtlich der Abwassereinleitung ist dünn, z. T. ist man auf Schätzwerte angewiesen.
- Der spezifische Energieverbrauch der einzelnen Verfahren ist nur abschätzbar.

4.4 Normierung

4.4.1 Ortsunabhängige Normierung der technikbezogenen Unterschiede (Hilfsgröße EDW)

Die ortsunabhängige Normierung erfolgt anhand des sogenannten spezifischen Beitrags. Zu dessen Ermittlung für die einzelnen Techniken bzw. deren Unterschiede untereinander stellen die Angaben zur aktuellen Emissions- und Verbrauchssituation den Ausgangspunkt dar. Ausgedrückt werden die spezifischen Beiträge mittels der Hilfsgröße „Einwohnerdurchschnittswert“ (EDW).

In Tabelle 13 sind die in diesem Fallbeispiel verwendeten Gesamtbelastungswerte bezogen auf die Bundesrepublik Deutschland und die auf den Einwohner bezogenen Mengen zur Berechnung der Einwohnerdurchschnittswerte aufgeführt. Der Philosophie der UBA-Bewertungsmethode für Ökobilanzen folgend, werden die Verfahrensalternativen paarweise anhand der T-Diagramm-Darstellung miteinander verglichen. Im Unterschied zur oft gewählten Darstellung relativer Verhältnisse werden hier die absoluten Differenzbeträge zwischen den Verfahrensoptionen anhand der jeweiligen Gesamtbelastungswerte normiert. Der Unterschied zwischen zwei Verwertungsoptionen lässt sich auf die Weise z. B. als Emissionen in Größenordnung der Einwohnerzahl einer mittleren Großstadt oder nur der eines Dorfes veranschaulichen.

Diese Art der Normierung auf einen Absolutwert wird denn auch sinnvollerweise auf der Basis der Gesamtkapazität der zu bewertenden Techniken durchgeführt, sprich: Der gesamten Menge, der in der Bundesrepublik¹⁹ in MVA verbrannten Abfälle. Nach Angaben des Umweltbundesamts ist im Jahr 2000 von 13,9 Mio. t in MVA verbrannten Abfällen auszugehen.

Die T-Diagramme finden sich in den Abbildungen 33 bis 35, wobei Technikvariante 1 (abwassererzeugende Rauchgasreinigung, RGR) paarweise mit den Technikvarianten 2 (Sprühtrockner) und 4 (quasi-) trocken verglichen wird. Ein Vergleich mit Variante 3 (EDA) erübrigt sich, da sich die Verhältnisse nahezu identisch wie beim Vergleich der Varianten 1 und 2 darstellen. Zusätzlich wird Variante 1 (Nassverfahren) mit Variante 4 (Trockenverfahren) verglichen.

¹⁹ Für eine Betrachtung auf EU-Ebene wäre selbstverständlich die in der EU verbrannte Menge anzusetzen.

Tabelle 13: Grundlagen zur Ermittlung des spezifischen Beitrags - Gesamtemissionen und -verbräuche in Deutschland und die mittlere Belastung durch einen Einwohner

	Deutschland		Quelle	Belastung durch einen Einwohner	
	Gesamtlast pro Jahr			in Deutschl. pro Jahr	
Verbrauch					
Kumulierter Energieverbrauch	14.867.000	TJ	a)	181.278	MJ/a
Emissionen in die Luft					
Arsen	33	t/a	b)	0,0004	kg/a
Blei	624	t/a	b)	0,0077	kg/a
Cadmium	11	t/a	b)	0,00014	kg/a
Chlorwasserstoff	500.000	t/a	e)	6,1	kg/a
Chrom	115	t/a	b)	0,0014	kg/a
Dioxine	1,25	kg	f)	15	pg/a
Fluorwasserstoff	124.000	t/a	c)	1,5	kg/a
Nickel	159	t/a	b)	0,0020	kg/a
Quecksilber	31	t/a	b)	0,00038	kg/a
Schwefeldioxid	1.851.000	t/a	a)	22,6	kg/a
Emissionen in Oberflächengewässer					
Chlorid	10.000.000	t/a	e)	122	kg/a
Fluorid	100.000	t/a	e)	1,22	kg/a
Arsen	0,16	t/a	d)	0,002	g/a
Cadmium	2,14	t/a	d)	0,0261	g/a
Blei	87,1	t/a	d)	1,06	g/a
Chrom	93,3	t/a	d)	1,14	g/a
Kupfer	128	t/a	d)	1,56	g/a
Nickel	108	t/a	d)	1,32	g/a
Quecksilber	0,56	t/a	d)	0,0068	g/a
Zink	737	t/a	d)	8,99	g/a

a) Umweltdaten Deutschland 1998 (UBA) [28]

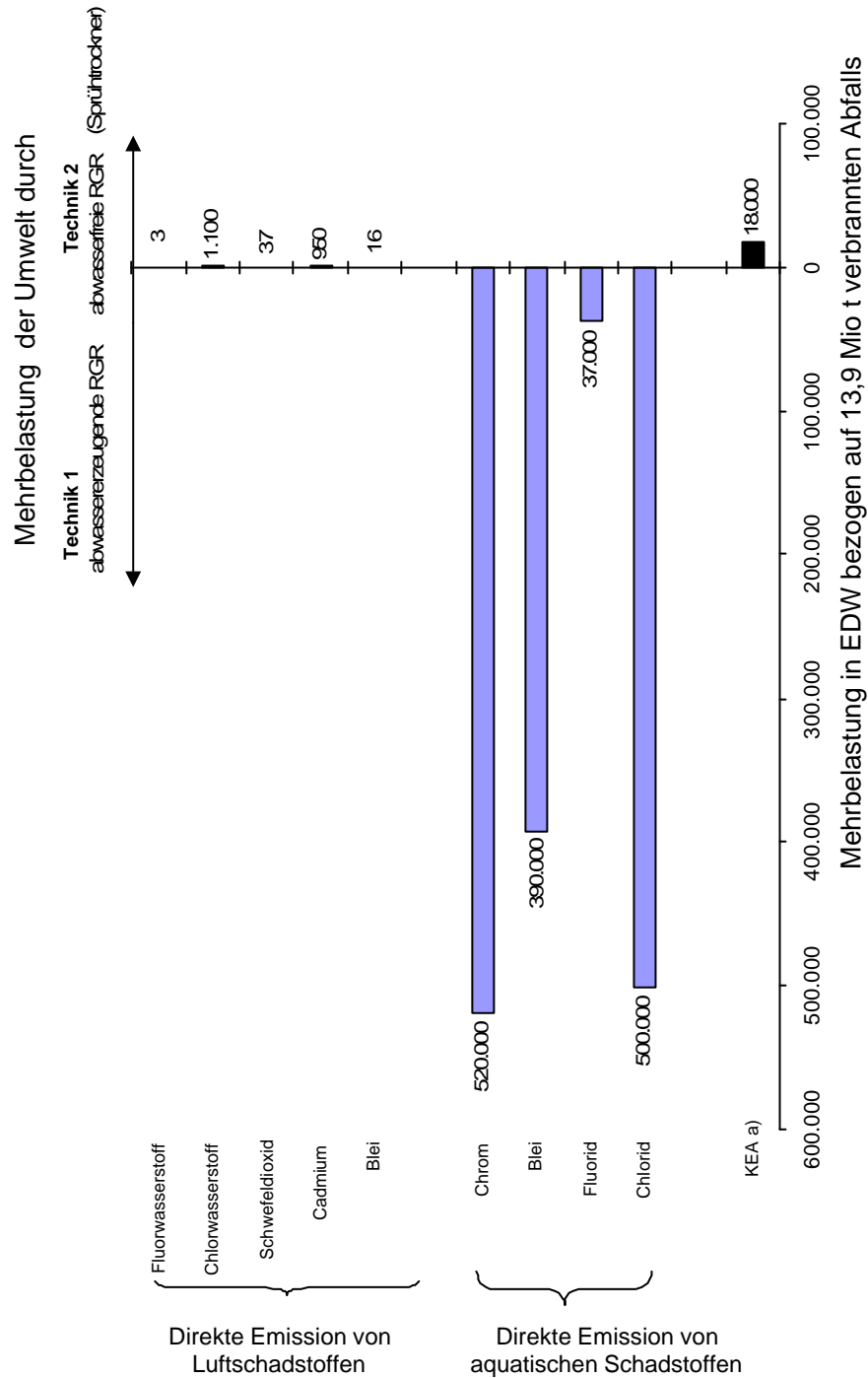
b) Daten zur Umwelt 1997, Bezugsjahr 1995 [26]

c) Daten zur Umwelt 92/93, Bezugsjahr 1991 [27]

d) Vorläufige Abschätzung durch auf der Basis von UBA – Daten zur Umwelt 1997 (Annahme: Einträge in die Nordsee von 1990 entsprechen in der Höhe den Gesamteinträgen in Nord-, Ostsee und Donau für Ende der 90er Jahre)

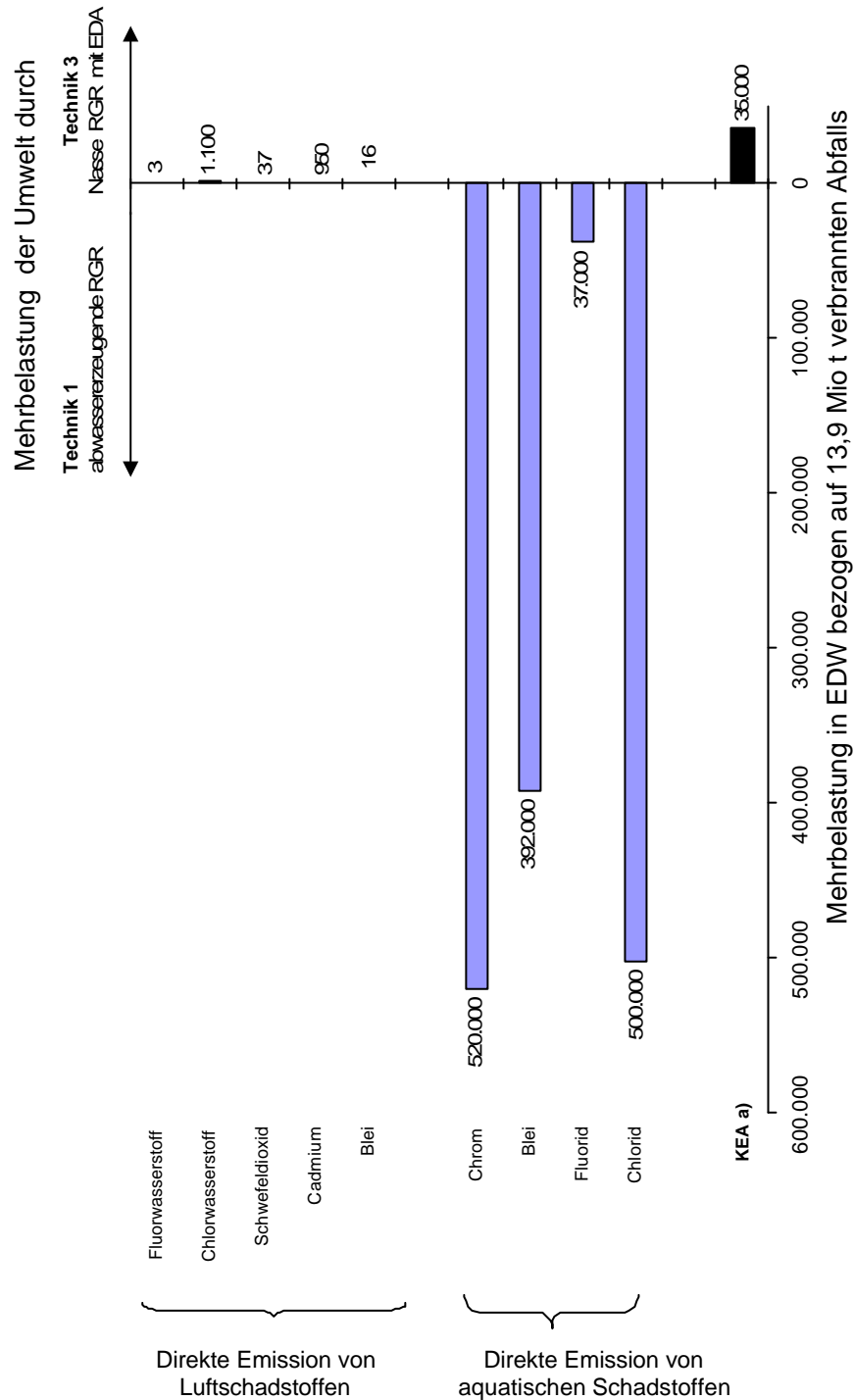
e) vorläufiger Schätzwert durch ifeu

f) ifeu-Studie "POP in Deutschland", Bezugsjahr 1994



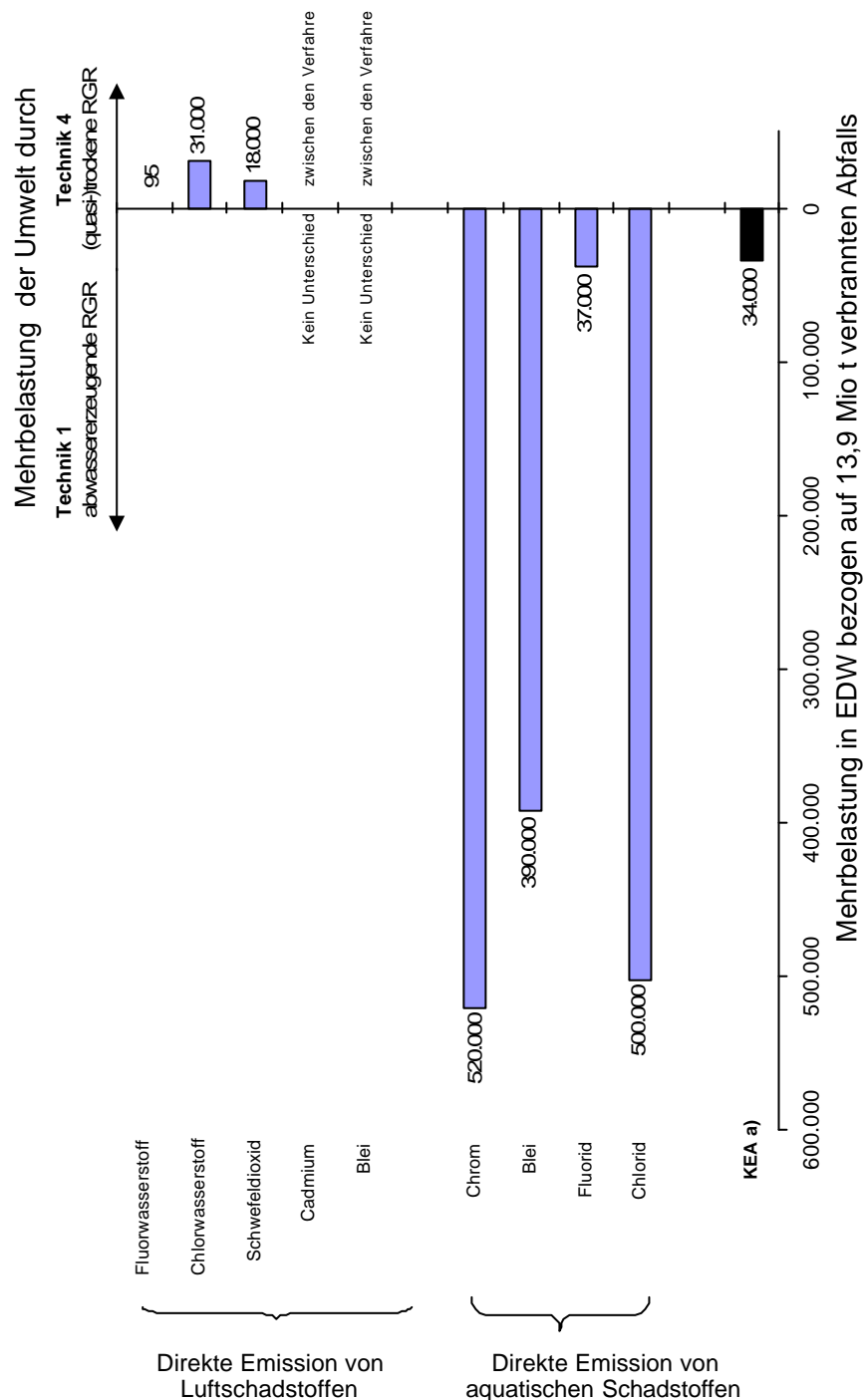
a) KEA gilt hier als Repräsentant für zahlreiche Umweltwirkungen

Abbildung 33: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich abwassererzeugender Rauchgasreinigung (Technik 1) und Sprühtrocknertechnik (Technik 2) unter Berücksichtigung systembedingter Aufwendungen – Vergleich absoluter Unterschiede in EDW ausgedrückt



a) KEA gilt hier als Repräsentant für zahlreiche Umweltwirkungen

Abbildung 34: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich abwassererzeugender Rauchgasreinigung (Technik 1) und EDA-Technik (Technik 3) unter Berücksichtigung systembedingter Aufwendungen – Vergleich absoluter Unterschiede in EDW ausgedrückt



a) KEA gilt hier als Repräsentant für zahlreiche Umweltwirkungen

Abbildung 35: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich abwassererzeugender Rauchgasreinigung (Technik 1) und (quasi)trockenenem Verfahren (Technik 4) unter Berücksichtigung systembedingter Aufwendungen – Vergleich absoluter Unterschiede in EDW ausgedrückt

Nach den vorangehenden Darstellungen weisen die **abwasserseitigen** Frachten der abwassererzeugenden Variante (Technik 1) die mit Abstand größten als EDW normierten Unterschiede zu den übrigen Alternativen auf (Faktor 1.000 höher).

Die normierten Unterschiede der **Abgasfrachten** zwischen Nassverfahren (Techniken 1 bis 3) und (quasi-)trockenen Verfahren (Technik 4) liegen mindestens eine Größenordnung niedriger als beim Abwasser, doch zeigt sich auch hier ein signifikanter Vorteil der Nassverfahren. Hier ist allerdings die Unsicherheit in der Datenlage zu berücksichtigen.

Der den KEA dominierende Energiebedarf der Rauchgasreinigungstechnik (bei trocken/quasitrocken am geringsten, bei der EDA am höchsten) führt zu Unterschieden von bis zu 70.000 EDW und ist daher - zugunsten der Trockenverfahren - nicht zu vernachlässigen.

4.4.2 Umgebungsbezogene Normierung geschätzter Immissionen auf der Basis von Standardszenarien zur Ausbreitung in die Umweltmedien mit Hilfe von Immissionsmaßstäben

Als vorläufiger Vorschlag für die umgebungsbezogene Normierung wird für die Rauchgasreinigung bei MVA Folgendes angesetzt:

- Emissionen in die Luft werden um den Faktor $2 \cdot 10^5$ verdünnt, bevor sie als Immissionen in der unmittelbaren Nachbarschaft wirksam (und messbar) werden. Dies entspricht z. B. der Emission von $50.000 \text{ Nm}^3/\text{h}$ bei einer Schornsteinhöhe von 60 m und dem Immissionsmaximum bei ungünstigen Ausbreitungsverhältnissen (Tallage).
- Emissionen ins Wasser werden als Frachten (Masse je Zeiteinheit) formuliert; sie werden verdünnt durch ein Fließgewässer mit $1.000 \text{ m}^3/\text{h}$ (entsprechend einem Bach mit mittlerer Wasserführung).

4.4.2.1 Immissions-Qualitätsziele Luft und Boden

Unter Annahme einer 200.000fachen Verdünnung (s. oben) ergeben sich die in Tabelle 14 dargestellten Immissionskonzentrationen für die Techniken 1, 2 oder 3 bzw. Technik 4. Ein Vergleich mit aktuellen Richt- und Grenzwerten für Luftschadstoffe aus verschiedenen Quellen (**Anhang 3**) zeigt, dass eine Anlage der Techniken 1, 2 oder 3 eine Immissionsbelastung von ca. 0,2 % des Richtwertes für SO_2 und Nickelverbindungen, 0,5 % für Cadmiumverbindungen und 6,3 % für PCDD/PCDF (Dioxine) verursacht. Alle anderen Parameter können bei der weiteren Betrachtung der luftseitigen Emissionen vernachlässigt werden. Analog ist das Ergebnis für Technik 4. Der Unterschied zwischen den Techniken 1,2 oder 3 zur Technik 4 ist unterhalb des Relevanzkriteriums von 1% für alle Stoffe.

Tabelle 14: Vergleich der gemäß Szenario errechneten Luft-Immissionskonzentrationen mit Immissions-Richtwerten Technik 1 bis 3: nasse Abgasreinigung;
Technik 4: (semi-)trockene Verfahren

	Technik 1,2,3 Immissions- Konz. Luft	Technik 4 Immissions -Konz. Luft	Richtwert	% des Richtwertes		delta Technik
	Emission : 10 ⁵	Emission : 10 ⁵	.	Technik 1,2,3	Technik 4	4 minus 1,2 oder 3
Stoff	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	%	%	%
SO ₂	44	110	20.000	0,22	0,55	0,33
HCl	32	64	100.000	0,032	0,064	0,032
HF	0,024	0,024	1.000	0,0024	0,0024	0
Cd u. Verb.	0,024	0,024	5	0,48	0,48	0
Hg u. Verb.	0,048	0,048	130	0,0369	0,0369	0
As u. Verb.	0,0026	0,0026	4	0,065	0,065	0
Pb u. Verb.	0,022	0,022	500	0,0044	0,0044	0
Cr u. Verb.	0,032	0,032	50	0,064	0,064	0
Ni u. Verb.	0,016	0,016	10	0,16	0,16	0
PCDD/PCDF	1,0 fg/m ³	1,0 fg/m ³	16 fg/m ³	6,3	6,3	0

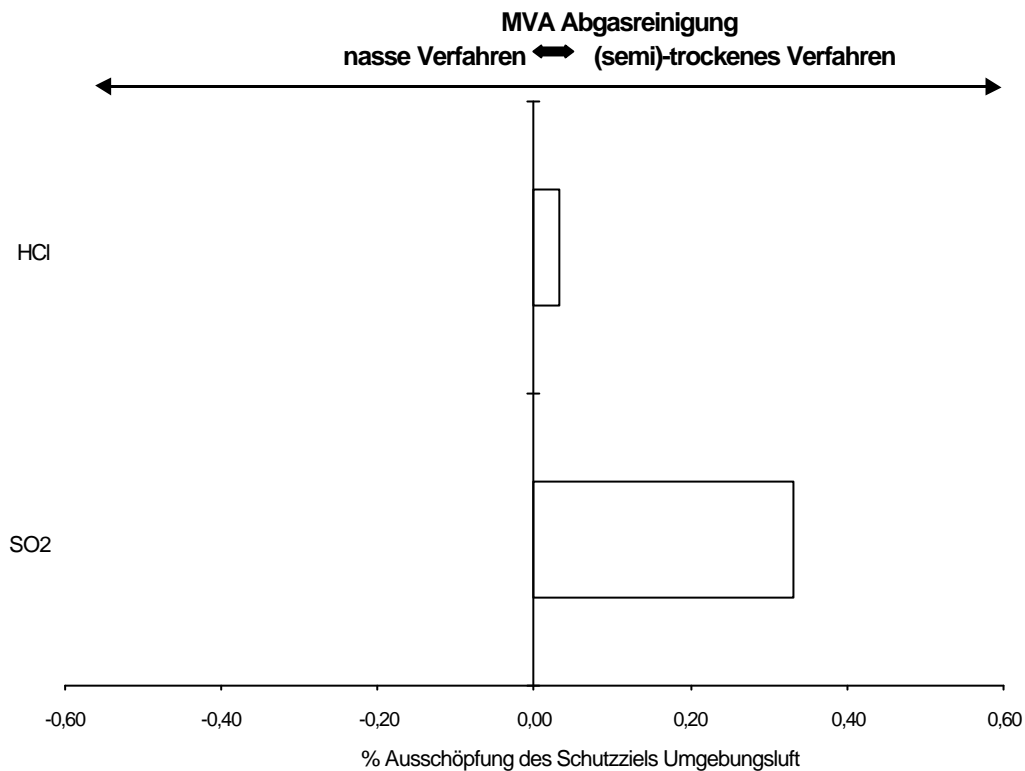


Abbildung 36: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich (quasi)trockenem Rauchgasreinigung (Technik 4) und nassen Verfahren (Technik 1 bis 3) für das Standardszenario

Die in der BBodSchV mit einer Frachtgrenze für jährliche Zusatzbelastungen belegten Schwermetalle werden von den Techniken nicht in unterschiedlicher Menge emittiert. Damit entfällt eine Betrachtung zur Ausschöpfung des jeweiligen Richtwertes

4.4.2.2 Immissions-Qualitätsziele Wasser

Die sich bei Technik 1 (einzige Technik mit Abwasser) aus der Emission der Abwasserfrachten in das „Standardgewässer“ mit 300 Litern Abwasser pro Tonne Abfall (2,4 m³/h) ergebenden Immissionskonzentrationen (Verdünnungsfaktor für diesen Anlagentyp 1:420) sind in der Tabelle 15 aufgeführt. Ein Vergleich dieser Konzentrationen mit Qualitätszielen (siehe **Anhang 3**) zeigt die folgenden Ergebnisse:

Die für das Standardgewässer errechneten Konzentrationen von Cadmium, Quecksilber, Blei, Chrom, Nickel, PCDD/PCDF und den Anionen Sulfat, Chlorid und Fluorid liegen bei mehr als 1 % des jeweiligen Qualitätsziels, überschreiten also die Erheblichkeitsschwelle, Cadmium und Quecksilber sogar erheblich. Da alle anderen Techniken abwasserfrei sind, ist der Anteil am Qualitätsziel für Technik 1 zugleich der Unterschied zu den anderen Techniken.

Tabelle 15: Vergleich der gemäß Szenario errechneten Immissionskonzentrationen im Vorfluter mit Immissions-Richtwerten

Beispiel Technik 1 mit Abwasser	Immissions- Konzentration Wasser (Emission : 420)	Qualitätsziel	% des Qualitätsziels = delta
	µg/l	µg/l	%
Sulfat	1.800	100.000	1,8
Chlorid	35.000	100.000	35
Fluorid	26	1.000	2,6
Cd u. Verb.	0,12	0,07	170
Hg u. Verb.	0,12	0,04	300
As u. Verb.	0,012	5	0,2
Pb u. Verb.	0,24	3,5	6,9
Cr u. Verb.	0,37	10	3,7
Ni u. Verb.	0,18	4,4	4,1
PCDD/PCDF	< 0,5 pg/L	3 pg	<17

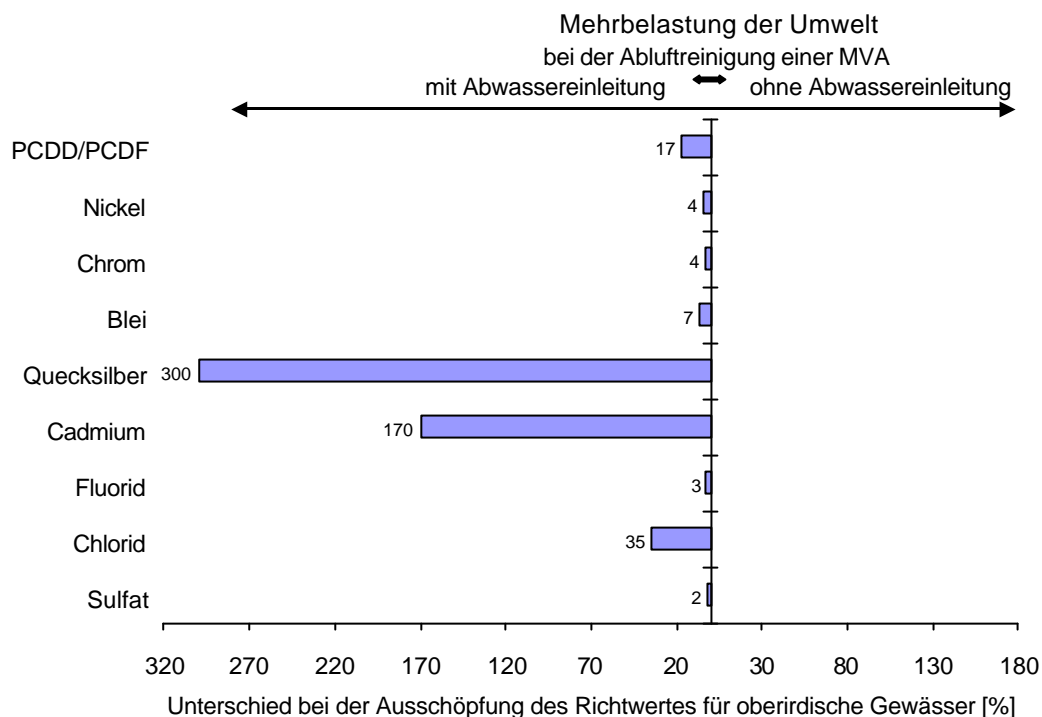


Abbildung 37: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich abwasserfreier Rauchgasreinigung (Technik 2 bis 4) und Verfahren mit Abwassereinleitung (Technik 1) für das Standardszenario

4.5 Abschließende Bewertung

Die Ergebnisse bei der Bewertung der Abgasreinigungsverfahren zeigen auf der Abgasseite keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Schadstoffemissionen bzw. Immissionen. Die Werte, ausgedrückt in EDW bzw. in % des Richtwertes Luft, sind

- im Grenzbereich der Schwellenwertüberschreitung bei der ortsunspezifischer Normierung bei trockenen Verfahren wg. direkten Emissionen von HCl gegenüber den Nassverfahren bezüglich EDW
- umgekehrt durch die Nassverfahren (mit Eindampfung) gegenüber trockenen Verfahren bei KEA.

Die nasse Abgasreinigung mit Abwasser zeigt eine Emission von Schadstoffen ins Abwasser, die im Vergleich mit den abwasserfreien Techniken weit über der Grenze für das Emissionskriterium (10.000 EDW bzw. % des Qualitätsziels Wasser-Immission) für die Stoffe Chrom, Blei, Cadmium, Nickel, Chlorid und PCDD/PCDF liegt.

Schlussfolgerung 1: Zwischen den verschiedenen abwasserfreien Verfahren gibt es keine eindeutige Differenzierung hinsichtlich BVT/Nicht-BVT.

Schlussfolgerung 2: Das abwassererzeugende Verfahren ist, gemäß der von den Autoren vorläufig festgelegten Kriterien für Emissions- bzw. Immissionsrelevanz als deutlich ungünstiger einzustufen, was einen Ausschluss als BVT rechtfertigt.

4.6 Erkenntnisse aus der Durchführung des Fallbeispiels

Eine Analyse der vorgestellten Ergebnisse zeigt, dass die Eingangsvermutung, eine Bewertung technischer Optionen der Absorption für MVA sei ein überschaubares, gut mit Daten unterlegtes Fallbeispiel, nur bedingt zutrifft. Tatsächlich ist kaum zu erwarten, dass ein Untersuchungsgegenstand mit ähnlich intensiver messtechnischer Beprobung versehen sein wird wie die Abgas von Abfallverbrennungsanlagen. Dennoch stellt sich der Versuch, aus den Messdaten eine eindeutige Charakterisierung der Technikoptionen zu gewinnen, als sehr schwierig dar, da die bestehenden Anlagen untereinander in ihrer konkreten Ausgestaltung sehr stark variieren. Ein weiteres Problem ist darin begründet, dass die Vielzahl an Messungen im wesentlichen auf das Reingas beschränkt, die Randbedingungen (Abfallzusammensetzung, Rohgaswerte) jedoch kaum beprobte sind.²⁰

²⁰ Dass hierzu kaum Messungen vorliegen, ist aus Sicht der Betreiber leicht nachzuvollziehen, da letztlich nur die Messung im Abgas vorgeschrieben ist.

Das Fallbeispiel erforderte damit eine Abstraktion von den Messwerten auf prozessspezifische Kennwerte, für deren Bestimmung eine detaillierte Verfahrensanalyse erforderlich ist. Im vorliegenden Fall liegen diesbezüglich wiederum ausführliche Literaturwerte [19], [20] vor, die die notwendige Datenerhebung erleichterten. Allerdings ist festzustellen, dass diese Literaturwerte sich auf eine kleine Auswahl an Stoffen (die bereits vorab als relevant erachtet wurden) beschränken. Diese Stoffauswahl (Schwefel, Chlor, Cadmium, Blei und Quecksilber) wurde daher durch zusätzliche Recherchearbeit ergänzt (Fluor, Arsen, Chrom und Nickel).

Dennoch kann der hier nötige Aufwand zur Modellierung der technischen Prozesse zur Erstellung einer Sachbilanz auf Prozessebene als überschaubar bezeichnet werden. Eine Auswertung dieser Ebene anhand des Hilfsmittels der Normierung unter Berücksichtigung ökologischer Prioritäten lässt bereits ein klares Ergebnis erkennen: die Abwasserfrachten (insbesondere Schwermetalle wie Chrom) zeigen sich als erheblicher ökologischer Nachteil der abwassererzeugenden Techniken. Keine erheblichen Unterschiede lassen sich dagegen – bei aller Subjektivität - zwischen den verschiedenen abwasserfreien Techniken ausmachen.

Dies stellt sich etwas anders dar, wenn man den Betrachtungsrahmen auf die Systemebene erweitert, in welcher der Mehraufwand an Energie, an Betriebsmitteln und Abfallentsorgung berücksichtigt wird, d.h. einbezogen wird in die Stoffstromanalyse und Wirkungsindikatoren. Zunächst zeigt sich hier eine weitaus schwierigere Datenlage als bei den direkten Emissionen. Stehen für Betriebsmittelbedarf (Kalkhydrat oder Natriumhydroxid) und Abfälle (Rauchgasreinigungsprodukte) noch vergleichsweise einfach zugängliche Angaben zur Verfügung²¹, so ist die „Energiebilanz“ der Verfahrenstechniken kaum in der Genauigkeit analysiert. Die Berechnung des Bedarfs – oder umgekehrt ausgedrückt: der geminderten Energieabgabe an Dritte – erfolgt daher auf plausiblen Annahmen mit Hilfe von Eckwerten der Literatur.

²¹ Die Berechnung der Herstellung und Bereitstellung der Stoffe bzw. deren Entsorgung setzt selbstverständlich hierüber vorliegende Daten voraus.

Im Ergebnis der Systemraumerweiterung zeigt sich, dass gerade der mehr oder weniger hohe Energiebedarf der Technikvarianten sich auf die luftseitigen Parameter weit stärker auswirkt als die Unterschiede in den direkten Emissionen. So weisen nach vorläufiger Abschätzung die nassen Verfahren gegenüber den (quasi-)trockenen eine um knapp 30 g geringere SO₂-Emission auf, verursachen jedoch durch den energetischen Mehraufwand eine, zumindest auf der Basis der hier vorgenommenen Abschätzungen, höhere SO₂-Freisetzung durch Kraftwerke²². Normiert man die Werte in EDW, so liegen die Unterschiede zwar nicht in der Größenordnung der Abwasserfrachten, aber bezogen auf den gesamten in Deutschland in MVA verbrannten Abfall immerhin im Bereich von 70.000 bis 100.000 Einwohneräquivalenten.

Als Schlussfolgerung lässt sich in diesem Stadium bereits eine negative Tendenz für die abwassererzeugenden Verfahren hinsichtlich BVT ziehen. Weniger klar ist die Sachlage im Vergleich der verschiedenen abwasserfreien Verfahren.

Bezüglich der Methodenentwicklung zur BVT-Beurteilung lassen aus dem Fallbeispiel folgende Rückschlüsse ziehen:

- Anhand des ökobilanzartigen Ansatzes (Stoffstromanalyse, Wirkungsaggregation und Normierung hinsichtlich EDW und Immissionsmaßstäben) lassen sich die maßgeblichen Faktoren unter medienübergreifenden Aspekten relativ klar identifizieren. Durch frühzeitige Einschränkung der für die Techniken relevanten Parameter konnte auch der Erhebungs- und Modellierungsaufwand in Grenzen gehalten werden.
- Anhand der nach Kernverfahren (das Rauchgasreinigungssystem und ihre direkten Emissionen) und vor- und nachgelagerten – systembedingten – Prozessen differenzierten Bilanzierung ist zu erkennen, dass der KEA ein vergleichsweise guter Repräsentant für die Summe dieser Prozesse darstellt. In den weiteren Fallbeispielen sollte daher die Möglichkeit weiter geprüft werden, diese Prozesse allein durch den KEA in die Beurteilung einzubringen.
- Die Durchführung des Fallbeispiels zeigte ebenfalls, dass trotz vergleichsweise sehr guter Datenlage diese nicht ausreichend war, um auf eigene Modellierungsarbeit mit der Notwendigkeit einer umfassenden Analyse des technischen Systems verzichten zu können. Auch zeigte sich, dass manche Aspekte der Technik, wie der spezifische Energiebedarf der einzelnen Reinigungskomponenten, nur bedingt anhand direkter Daten der Literatur beschrieben werden können.

²² Diese Werte (mit mittlerem deutschem Netzstrom) bedürfen aufgrund der unsicheren Datenbasis noch einer genaueren Überprüfung.

5 Fallbeispiel: Varianten der Flexodrucks

Beim Fallbeispiel „Flexodruck“ steht die Bewertung der grundsätzlichen Alternativen einer lösemittelbasierten und einer wasserbasierten Drucktechnik bei weitgehend identischer Produktspezifikation im Zentrum. Das Interesse an diesem Fallbeispiel begründet sich insbesondere an der Gegenüberstellung der organischen Lösemittel - mit den damit verbundenen luftseitigen Emissionen– und den abwasserseitigen Emissionen und höheren prozesstechnischen Energieaufwendungen auf der anderen Seite (siehe Kapitel 5.2).

Anders als das vorangehende Beispiel der MVA-Abgasreinigung ist dieses Thema bislang kaum mit öffentlich zugänglichen Daten unterlegt, weswegen hierzu eine gesonderte Recherche erforderlich war²³.

5.1 Vorbereitende Arbeiten

5.1.1 Festlegen der Bewertungsebenen (Definition des Untersuchungsobjekts)

Die hier untersuchte Anlagentechnik ist als „Anlage... zum ... Bedrucken“ der Nr. 6.7 von Anhang I der IVU-RL [1] zuzuordnen, in welchem alle Industriezweige der Behandlung von Oberflächen unter Verwendung von organischen Lösemitteln (200 t pro Jahr) zusammengefasst sind. Angesichts der grundsätzlich verschiedenen Druckverfahren (Hoch-, Tief-, Offset-, Flexodruck) mit jeweils sehr unterschiedlichen Produktzwecken ist es für die hier vorliegende Falluntersuchung von entscheidender Bedeutung, Verfahren zu vergleichen, die für die Erzeugung von definitiv gleichwertigen Produkten geeignet sind. Dies ist im Falle der Flexodruckverfahren mit den technischen Alternativen lösemittel- oder wasserbasiert gegeben.

Formal stellt sich bei diesem Fallbeispiel ein Mengenschwellenproblem: Die lösemittelbasiert arbeitenden Flexodruckbetriebe liegen hinsichtlich des Verbrauchs an organischen Lösemitteln im Schnitt deutlich unter der oben genannten Mengenschwelle von 200 t pro Jahr. Die wasserbasierten Verfahren würden nur bei sehr hohen Durchsätzen (ca. 2.000 t/a Druckfarbe) unter die in Anhang 1 der IVU-Richtlinie [1] genannten Anlagen fallen.

²³ Hiermit wurde das Hamburger Institut Ökopol beauftragt, welches bereits für das UBA ein Forschungsvorhaben zu VOC-Emissionen aus dem Druckgewerbe durchgeführt hatte [34].

Für die beispielhafte Durchführung der Bewertung ist dieser formale Aspekt allerdings ohne Belang, da die Bewertungsmethode hinreichend allgemein beschaffen ist.

5.1.2 Erstellen der Übersicht technischer Alternativen

Entsprechend der Formulierung dieser Falluntersuchung sollen folgende grundsätzliche Verfahrensalternativen bewertet werden:

1. Flexodruckverfahren mit ausschließlich auf organischen Lösemittel basierten Druckfarben, mit thermischer Nachbehandlung der im Trocknungsprozess freigesetzten Löse- und Reinigungsmittel.
2. Flexodruckverfahren mit überwiegend auf wässriger Basis gelöster Druckfarben mit einer Trocknung (mit entsprechend höherem Energieaufwand) und Reinigung der entstehenden Abwässer.

Flexodruck zählt zu den Hochdruckverfahren und wird vor allem zum Bedrucken von flexiblen, gegenüber Wasser beständigen Verpackungen für z. B. Lebensmittel (Getränk kartons) oder Kosmetika, aber auch Kunststoff- und Aluminiumfolien sowie bedruckte Papierprodukte verschiedenster Art eingesetzt. Lösemittelbasierter Druck findet grundsätzlich auf nicht saugfähigen Materialien statt (Folien, beschichtete Papiere), während wasserbasierte Verfahren für die Produktsegmente Wellpappen, Tapeten, Geschenk- oder Hygienepapiere eingesetzt werden.

Die Unterschiede zwischen den beiden Technikvarianten kommen im wesentlichen in folgenden Aspekten zum Tragen:

- Art der einzusetzenden Farbsysteme
- Art der einzusetzenden Verdünner und Reiniger
- Erforderlicher Aufwand zum Trocknen der Druckprodukte
- Notwendigkeit der Abgaserfassung und Nachverbrennung der VOC (bei lösemittelbasierten Verfahren)
- Notwendigkeit der Abwasseraufbereitung (bei wasserbasierten Verfahren)
- Art und Aufkommen von Abfällen (Lösemittelgemisch einerseits, mehr schadstoffhaltige Putzlappen andererseits)

Während die Art der Lösemittelwahl im Grunde keinen Einfluss auf die Art der Farbmittel (Pigmente) nimmt, stellen sich die Farbsysteme (Pigment + Bindemittel + Farbhilfsmittel) sehr unterschiedlich dar, wobei der Unterschied vor allem in den Bindemitteln zum Tragen kommt. So operieren lösemittelbasierte Druckverfahren ausschließlich mit organischen Lösemittelkomponenten in den Bindemitteln. Wasserbasierte Druckfarben enthalten ebenfalls organische Lösemittel, allerdings in weit geringerem Maße.

Die eigentlichen Bindemittelkomponenten variieren ebenfalls zwischen den beiden technischen Grundansätzen: lösemittelbasiert mit Nitro- oder Ethylcellulose, wasserbasiert mit diversen Kunstharzen, die mit Ammoniak oder Aminen wasserlöslich gemacht sind. Bei der Trocknung entweichen diese Komponenten und die Bindemittelharze werden wieder unlöslich.

Die Art der im Druckprozess verwendeten Verdünner und Reinigungsmittel variiert selbstverständlich ebenfalls nach Art des Verfahrens: Gegenüber den lösemittelbasierten Verfahren benötigen die wasserbasierten Anlagen gerade 12 % an organischen Substanzen. Diese setzen dafür Wasser ein und benötigen zum Reinigen mehr als die fünffache Menge an Lappen, welche als Abfälle zu entsorgen sind. Auf der Abfallseite entfallen dafür die gebrauchten Lösemittelgemische (ca. 15 % der eingesetzten Menge).

Tabelle 16: Durchschnittliche Rezepturen für lösemittel- und wasserbasierte Flexodruckfarben, nach [34]

	Lösemittelbasierte Flexodruckfarbe	Anteil	Wasserbasierte Flexodruckfarbe	Anteil
Bindemittel				
Lösemittelkomponente	6/8 Alkohole (Ethanol, Isopropanol)		Wasser	50-75 %
	1/8 Etylacetat, Isopropylacetat 1/8 Höhersieder	60-70 %	Alkohole (Ethanol, Isopropanol)	3-13 %
Bindemittelkomponente	Nitrocellulose, Ethylcellulose	10-20 %	Polyester-, Acrylharz, Polyvinylacetat	10-20 %
			Ammoniak, Amine	1-5 %
Farbmittel	anorgische, organische Pigmente	10-20 %	Anorganische, organische Pigmente	10-20
Farbhilfsmittel	Weichmacher, Komplexbildner (EDTA)	1-5 %	Wachse, Weichmacher, Komplexbildner (EDTA)	1-3 %

Aus den beiden technischen Grundkonzepten werden zwei Szenarien für die Bewertung im Fallbeispiel entwickelt.

5.1.3 Vorprüfung zum vorzeitigen Ausschluss von BVT

Von den an dieser Stelle zu prüfenden Fragen kann der Aspekt der „größtechnischen Realisierung“ für beide Verfahren bejaht werden (die Befragung durch Ökopol umfasste sechs Farbwerke mit lösemittelbasierter und acht Farbwerke mit wasserbasierter Technik). Da die Verfahrensrealisierungen jeweils mit Genehmigungen verbunden sind, ist im Grunde auch die hinreichende Reinigungseffizienz bzw. die Einhaltung der Grenzwerte anzunehmen.

Damit besteht kein juristisches / umweltpolitisches Präjudiz gegenüber einer der Techniken.

5.2 Identifikation des Medienkonflikts

Wie bereits eingangs zum Fallbeispiel angeführt, stellt die Wahl zwischen einer lösemittelbasierten und einer wasserbasierten Drucktechnik einen vergleichsweise komplexen Medienkonflikt dar: Die unterschiedliche Hilfsstoffauswahl bedingt unterschiedliche Prozessketten mit entsprechend verschiedenen Belastungscharakteristika (Emissionen – Luft/Wasser, Energieaufwand).

5.2.1 Grobanalyse der zu erwartenden Umweltbelastungen

Die Grobanalyse soll die von den beiden Techniken jeweils im Vergleich zu den Alternativen ausgehenden Umweltbelastungen aufzeigen. Dies stellt sich folgendermaßen dar:

1. **Grobaspekt:** Die lösemittelbasierte Drucktechnik führt gegenüber den wasserbasierten zu höherer Freisetzung an organischen Lösemitteln (v.a. Alkohole, Ester, Ketone), wobei die eingesetzte Lösemittelmenge zu 75 % nachverbrannt wird. Ausschließlich bei der wasserbasierten Technik treten prozessbedingte Ammoniakemissionen auf.
2. **Grobaspekt:** Der prozesstechnische Energiebedarf ist bei der wasserbasierten Drucktechnik wegen der Notwendigkeit der Trocknung höher. Dafür ist der Chemikalienbedarf der lösemittelbasierten Technik deutlich höher.
3. **Grobaspekt:** Die wasserbasierten Verfahren führen gegenüber den lösemittelbasierten Verfahren zu Abwasser.

Die ohne weitere Datenbearbeitung und lediglich anhand einfacher Prozessinformationen durchgeführte Grobanalyse zeigt somit – erwartungsgemäß – auf, dass beide Techniken Vor- und Nachteile besitzen. In diesem Fallbeispiel erlaubt die Grobanalyse allein keine Differenzierung zwischen „BVT und Nicht-BVT“. Sie zeigt aber klar die in den weiteren Schritten zu bewertenden Konfliktfelder auf und gibt damit Hilfestellung für die klare Eingrenzung des Bilanzraumes und für den Datenbedarf.

5.2.2 Eingrenzung des Bilanzraumes und des Datenbedarfs

5.2.2.1 Eingrenzung des Bilanzraumes

Durch die Grobanalyse wird deutlich, dass der für dieses Fallbeispiel notwendige Bilanzraum zwei Segmente umfasst:

1. Zuerst sind die direkten Emissionen der Verfahrens-Kernprozesse zu modellieren (Luft, Wasser).
2. Im zweiten Segment sind die indirekten Umweltwirkungen der Verfahren zu modellieren, d.h. die verfahrensspezifischen Mehraufwendungen an Energie, Hilfs- und Betriebsmitteln sowie die zusätzlichen Abfälle.

5.2.2.2 Eingrenzung des Datenbedarfs

Der auf die beiden genannten Flexodruckverfahren beschränkte Betrachtungsrahmen ermöglicht die Einschränkung auf die Parameter (Datenkategorien), die für die Beurteilung dieses Verfahrenskomplexes von Bedeutung sind, d. h. von ihm beeinflusst werden.

In den Tabellen 17 und 18 sind die im Anhang III der IVU-Richtlinie aufgeführten Stoffe zusammengestellt. In der Tabelle wird auch angemerkt, welche der Stoffe von dem Druckverfahren beeinflusst werden.

Tabelle 17: Übersicht der in der IVU-Richtlinie Anhang III [1] enthaltenen und in Gesetzen reglementierten Stoffparameter für die Luftseite

	Stoffe aus Anhang III IVU-RL	Von Flexodruckverfahren beeinflusste Parameter
<i>Luftseitige Parameter</i>		
1	Schwefeldioxid und sonstige Schwefelverbindungen	(nur indirekt durch Energieprozess)
2	Stickoxide und sonstige Stickstoffverbindungen	ja (Ammoniak)
3	Kohlenmonoxid	(nur indirekt durch Energieprozess)
4	Flüchtige organische Verbindungen	ja
5	Metalle und Metallverbindungen	nein
6	Staub	(nur indirekt durch Energieprozess)
7	Asbest	nein
8	Chlor und Chlorverbindungen	nein

	Stoffe aus Anhang III IVU-RL	Von Flexodruckverfahren beeinflusste Parameter
9	Fluor und Fluorverbindungen	nein
10	Arsen und Arsenverbindungen	nein
11	Cyanide	nein
12	Karzinogene, mutagene oder reproduktionstoxische Substanzen	nein
13	Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF)	nein

Tabelle 18: Übersicht der in der IVU-Richtlinie Anhang III [1] enthaltenen und in Gesetzen reglementierten Stoffparameter für die Wasserseite

	Stoffe aus Anhang III IVU-RL	Von Flexodruckverfahren beeinflusste Parameter
<i>Wasserseitige Parameter</i>		
1	Halogenorganische Verbindungen und Stoffe, die im wässrigen Milieu halogenorganische Verbindungen bilden	nein
2	Phosphororganische Verbindungen	nein
3	Zinnorganische Verbindungen	nein
4	Stoffe und Zubereitungen mit nachgewiesenermaßen in wässrigem Milieu oder über wässriges Milieu übertragbaren karzinogenen, mutagenen oder sich möglicherweise auf die Fortpflanzung auswirkenden Eigenschaften	nein
5	Persistente Kohlenwasserstoffe sowie beständige und bioakkumulierbare organische Giftstoffe	nein
6	Zyanide	nein
7	Metalle und Metallverbindungen	ja
8	Arsen und Arsenverbindungen	nein
9	Biozide und Pflanzenschutzmittel	nein
10	Schwebestoffe	nein
11	Stoffe, die zur Eutrophierung beitragen (insbesondere Nitrate und Phosphate)	ja
12	Stoffe, die sich ungünstig auf den Sauerstoffgehalt auswirken (und sich mittels Parametern wie BSB und CSB messen lassen)	ja

Die im Folgenden zu berücksichtigenden Parameter sind die Schnittmenge zwischen den Stoffen aus Anhang III der IVU-Richtlinie und den von der Technik jeweils nachweislich freigesetzten Stoffen. Für die Luftseite sind dies die üblicherweise eingesetzten organischen Löse- und Reinigungsmittel, die als sogenannte VOC (volatile organic compounds = flüchtige organische Verbindungen) freigesetzt werden.

Die in der Tabelle 19 zusammengestellte Stoffliste soll der anschließenden Datenerhebung und Berechnung zu Grunde liegen.

Tabelle 19: Zusammenstellung der für einen Vergleich lösemittel- und wasser-basierter Flexodruckverfahren erforderlichen luft- und abwasserseitigen Parameter (nach Recherche durch [34])

Luftseitige Parameter

Organische Verbindungen (VOC)

Ethanol

Ethoxypropanol

Ethylacetat

Isopropanol

Methylethylketon

Methylisobutylketon

Toluol

Xylol

Benzindämpfe

Summe VOC**Sonstige Emissionen**

Ammoniak

Wasserseitige Parameter

AOX

CSB

Chrom

Kupfer

Nickel

Ammonium

5.3 Datenerhebung und Berechnung der Inventare der technischen Alternativen

5.3.1 Erhebung

Aufgrund des vergleichsweise geringen Regulierungsgrades, was die Emissionsseite von Flexodruckereien betrifft, und der Zugehörigkeit zu eher kleinen und mittleren Unternehmen stehen für die hier zu bewertenden Verfahren kaum öffentlich zugängliche Daten zur Verfügung.

Aus diesem Grunde wurde eigens eine Befragung von Druckereibetrieben durchgeführt. Mit dieser Befragung wurde das Hamburger Institut Ökopol beauftragt [34], welches durch Forschungsarbeiten für das Umweltbundesamt im Zusammenhang mit VOC-Emissionen aus dem Druckereigewerbe bereits über verschiedene Firmenkontakte und Dateneinsicht verfügt.

5.3.2 Modellierung und Berechnung

Für die zwei Verfahrensarten lassen sich die für die Bewertung erforderlichen Prozessinformationen durch eine Stoffstromanalyse in Form einer Input-Output-Bilanz darstellen. Beide Verfahren werden anhand der Daten von sechs (lösemittelbasierten) bzw. acht (wasserbasierten) Druckereien als eine jeweils mittlere und damit typische Modellanlage abgebildet.

5.3.2.1 Kurzbeschreibung der Verfahren

Im Folgenden werden die beiden „Modellanlagen“ kurz beschrieben. Dabei werden alle umweltbezogenen Parameter (Emissionen, Energieverbrauch, Hilfsstoffverbrauch, Abfallerzeugung) bezogen auf jeweils eine durchschnittliche Flexodruckerei mit jährlich 10,5 t eingesetzter Farbpigmente und 24.000 t bedruckter Produkte.

Technik 1: Lösemittelbasierter Flexodruck

Wie bereits in Kapitel 5.1.2 ausgeführt, werden lösemittelbasierte Flexodruckverfahren vorwiegend zum Bedrucken von nicht saugfähigen Oberflächen eingesetzt (beschichtete Papiere, Kunststofffolien).

Ein vereinfachtes Verfahrensschema findet sich in Abbildung 38. Es zeigt auch den für die Bewertung erforderlichen Bilanzrahmen. Dieser beschränkt sich auf die Modellierung der Aufwendungen für die Hilfsstoffe (organische Lösemittel, Bindemittel), den Aufwand an Prozessenergie (Strom, Heizwärme zur Trocknung der Druckprodukte) sowie die direkten Emissionen, die sich aus den diffus freigesetzten VOC und den nach thermischer Nachverbrennung verbleibenden Restemissionen addieren.

Die Herstellung der Druckformen sowie der Farbpigmente ist als verfahrensunabhängig anzusehen und steht damit außerhalb des relevanten Bilanzraums.

Die Entsorgung der Abfälle - hier stehen die verbrauchten Lösemittelgemische und Druckfarbenreste im Vordergrund - wird ebenfalls nicht in den Bilanzraum aufgenommen, da bei einer Entsorgung nach Stand der Technik (ob Sonderabfallverbrennung oder Mitverbrennung in Industrieanlagen) infolge der damit verbundenen Energienutzung sich die negative Umweltauswirkungen (Emissionen) mit dem Sekundärnutzen (Einsparung primärer Ressourcen) zumindest die Waage halten. Der mögliche Einfluss dieser Bilanzraumeingrenzung auf das Ergebnis soll jedoch – exkurs zum eigentlichen Bewertungsablauf – im Sinne einer Sensitivitätsprüfung erfolgen.

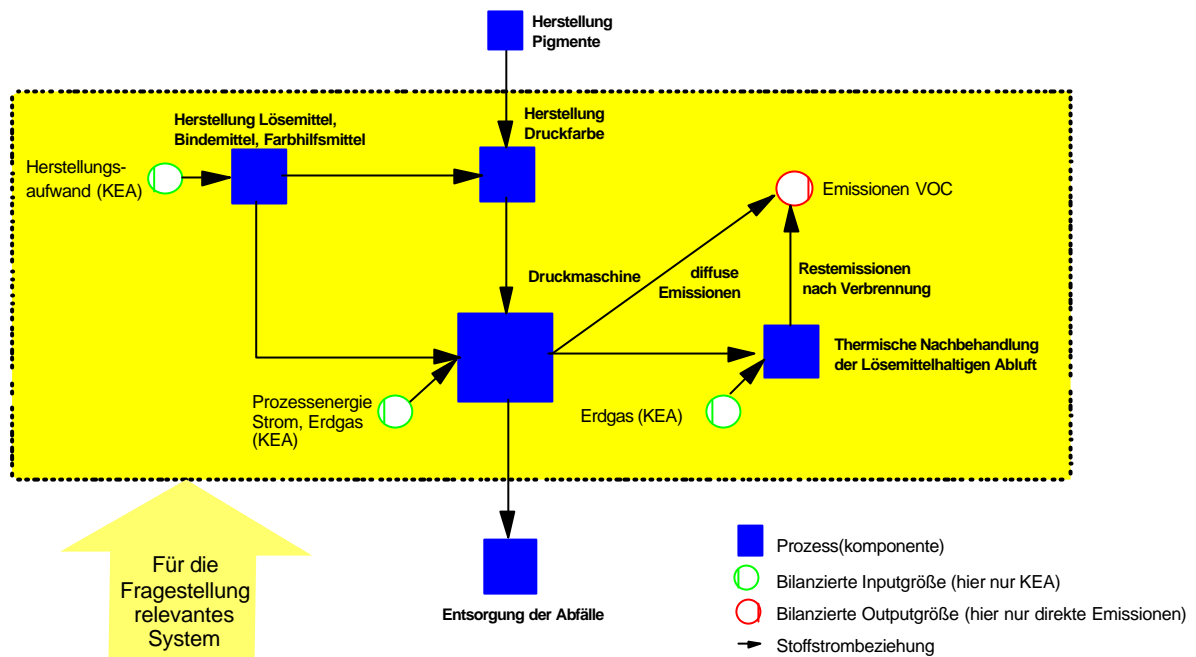


Abbildung 38: Stoffstromnetz „Lösemittelbasierter Flexodruck“

Tabelle 20: Basisdaten für die Modellierung der lösemittelbasierten Flexodrucktechnik (Daten nach [34])

INPUT	Menge	Einheit
Papier	2.400	t/a
Druckfarbe	70,1	t/a
Farbpigmente	15	% der Druckfarbe
Lösemittel		
Ethanol	24,4	% der Druckfarbe
Isopropanol	24,4	% der Druckfarbe
Ethoxypropanol	8,1	% der Druckfarbe
Ethylacetat	4,1	% der Druckfarbe
Isopropylacetat	4,1	% der Druckfarbe
Bindemittel		
Nitrocellulose	7,5	% der Druckfarbe
Ethylcellulose	7,5	% der Druckfarbe
EDTA	2,5	% der Druckfarbe
Weichmacher	2,5	% der Druckfarbe
Lösemittel für Druck	66,6	t/a
als Verdünner	85	% vom Lösemiteleinsatz
Ethylacetat	50	% vom Verdünner
Ethanol	20	% vom Verdünner

INPUT	Menge	Einheit
Ethoxypropanol	10	% vom Verdünner
Methylethylketon	10	% vom Verdünner
Methylisobutylketon	10	% vom Verdünner
als Reinigungsmittel	15	% vom Lösemittleinsatz
Ethanol	25	% vom Reiniger
Ethylacetat	25	% vom Reiniger
Isopropanol	25	% vom Reiniger
Toluol	12,5	% vom Reiniger
Xylol	12,5	% vom Reiniger
Lacke	25,5	t/a
Lappen	14.713	Stück/a
Strom	355,25	MWh/a
OUTPUT		
bedruckte Produkte	2.426	t/a
Abfälle		
Lösemittelgemisch	10,4	t/a
Druckfarbenreste (an Lappen)	5,26	t/a
Output	Menge	Einheit
Emissionen		
VOC		t/a
davon diffus	25	% des Gesamteinsatzes an organischen Lösemitteln (Verdünner, Reinigungsmittel, Druckfarben)
davon nach Verbrennung	7	% der erfassten 75 % des Gesamteinsatzes an organischen Lösemitteln (Verdünner, Reinigungsmittel, Druckfarben)

Technik 2: Wasserbasierter Flexodruck

Wie bereits in Kapitel 5.1.2 ausgeführt, werden wasserbasierte Flexodruckverfahren zum Bedrucken von sowohl saugfähigen Oberflächen (Wellpappen, Hygienepapier) als auch von Folien oder beschichteten Produkten eingesetzt.

Ein vereinfachtes Verfahrensschema findet sich in Abbildung 39. Es zeigt auch den für die Bewertung erforderlichen Bilanzrahmen. Dieser beschränkt sich ebenfalls auf die Modellierung der Aufwendungen für die Hilfsstoffe (organische Lösemittel, Bindemittel), den Aufwand an Prozessenergie (Strom, Heizwärme zur Trocknung der Druckprodukte) sowie die direkten Emissionen an diffus freigesetzten VOC und Ammoniak und die aquatischen Emissionen nach Abwasseraufbereitung.

Die intern gereinigten Abwässer werden in Deutschland grundsätzlich indirekt eingeleitet. Sie erfahren somit in kommunalen Kläranlagen eine weitere Reinigung. Dieser Schritt wird deshalb hier in das System einbezogen. Dies hat eine geringere Emissionsfracht in das Medium Wasser verbunden mit einer höheren Betriebsenergie (KEA) zur Folge. Allerdings soll exemplarisch auch das Ergebnis gezeigt werden, das sich – beispielsweise bei EU-weiter Anwendung des Bewertungsansatzes – ohne die Kläranlage ergäbe.

Die Entsorgung der Abfälle - hier stehen die verbrauchten Reinigungslappen im Vordergrund - wird analog zum lösemittelbasierten Verfahren nicht in den Bilanzraum aufgenommen, da bei einer Entsorgung nach Stand der Technik (ob SAV oder Mitverbrennung in Industrieanlagen) infolge der damit verbundenen Energienutzung sich die negative Umweltauswirkungen (Emissionen) mit dem Sekundärnutzen (Einsparung primärer Ressourcen) zumindest die Waage halten. Der mögliche Einfluss dieser Bilanzraumeingrenzung auf das Ergebnis soll auch hier – exkurs zum eigentlichen Bewertungsablauf – im Sinne einer Sensitivitätsprüfung erfolgen.

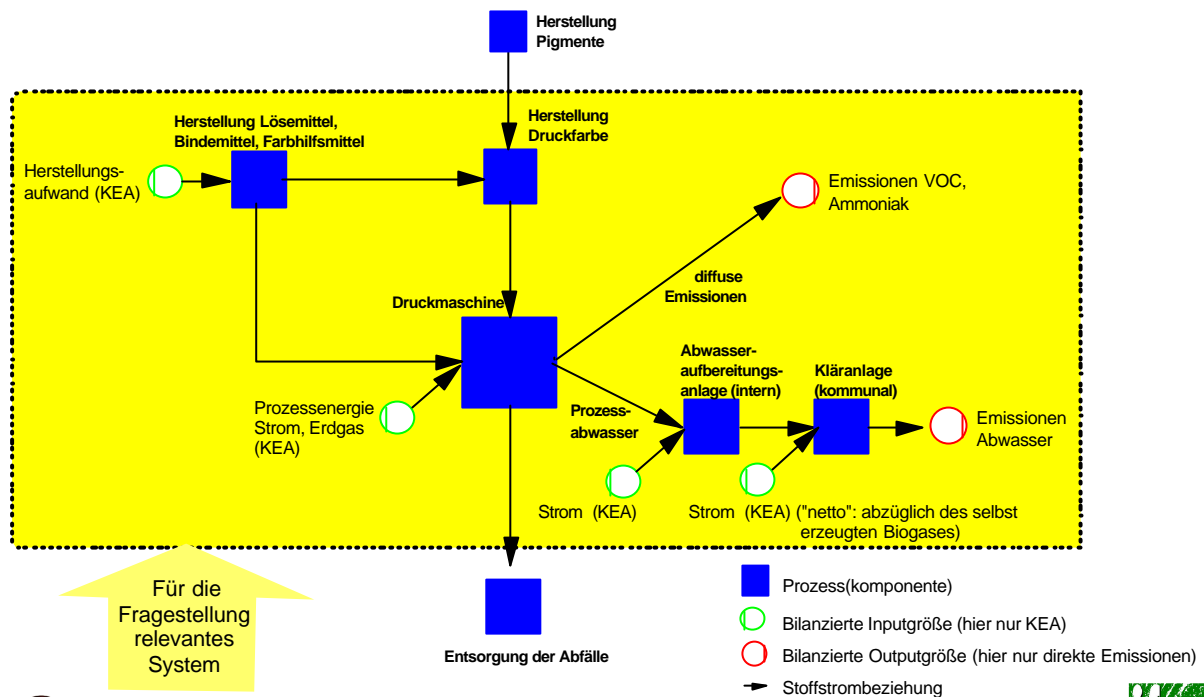


Abbildung 39: Stoffstromnetz „wasserbasierter Flexodruck“

Tabelle 21: Basisdaten für die Modellierung der wasserbasierten Flexodrucktechnik (Daten nach [34])

INPUT	Menge	Einheit
Papier	2.400	t/a
Druckfarbe	70,1	t/a
Farbpigmente	15	% der Druckfarbe
Lösemittel		
Wasser	61	% der Druckfarbe
Ethanol	4	% der Druckfarbe
Isopropanol	4	% der Druckfarbe
Bindemittel		
Polyesterharz	5	% der Druckfarbe
Polyvinylacetat	5	% der Druckfarbe
Ammoniak	3	% der Druckfarbe
EDTA	1	% der Druckfarbe
Weichmacher	1	% der Druckfarbe
Lösemittel für Druck	8,4	t/a
als Verdünner	17	% vom Lösemitteleinsatz
Ethanol	33,3	% vom Verdünner
Ethylacetat	66,7	% vom Verdünner

INPUT	Menge	Einheit
als Reinigungsmittel	83	% vom Lösemittleinsatz
Ethanol	10	% vom Reiniger
Ethylacetat	10	% vom Reiniger
Isopropanol	10	% vom Reiniger
Spezialbenzin	70	% vom Reiniger
Lacke	35	t/a
Lappen	76.5280	Stk/a
Strom	355,25	MWh/a
Erdgas	553,7	MWh/a

OUTPUT	Menge	Einheit
Bedruckte Produkte	2.426	t/a
Abfälle		
Druckfarbenreste (einschl. an Lappen)	5	t/a
Emissionen		
VOC	16,28	t/a
entspricht	100	% des Gesamteinsatzes an organischen Lösemitteln
Ammoniak	1,4	t/a
Abwasser	184,91	m ³ /a
AOX	0,083	kg/a
CSB	544,2	kg/a
Chrom	0,002	kg/a
Kupfer	0,03	kg/a
Nickel	0,009	kg/a
Ammonium	11,5	kg/a

5.3.2.2 Datengrundlage zur KEA-Berechnung

Während die direkten Emissionen der beiden Verfahrensansätze bereits aus den Input-Output-Tabellen hervorgeht, bedarf es für die Aspekte „Prozessenergie“ und „Hilfsmittleinsatz“ eines weiteren Verrechnungsschritts: der Ermittlung des kumulierten Energieaufwands (KEA). Hierzu sind weitere spezifische Daten erforderlich, zu denen umfassende Datenbanksysteme (z.B. GEMIS, Umberto, ECOINVENT) herangezogen werden können. Allerdings enthalten die genannten Quellen nicht zu allen hier betrachteten organischen Lösemittel Daten. Es wurden daher auch eigene Berechnungen und Abschätzungen, z. B. auf der Basis von [35] oder intern vorhandener Daten, angestellt.

In nachfolgender Tabelle sind die verwendeten KEA-Faktoren für die Prozessenergie und verwendeten Hilfsstoffe zusammengestellt.

Tabelle 22: KEA-Faktoren für verschiedene verwendete Hilfsstoffe

Substanz/Prozess	KEA	Einheit	Quelle
Energie			
Strom	12,3	MJ/kWh	GEMIS
Erdgas	4,36	MJ/kWh	GEMIS
Lösemittel			
Ethanol	56	MJ/kg	[ifeu-Berechnung nach [35]]
Isopropanol	72	MJ/kg	[ifeu-Berechnung nach [35]]
Ethoxypropanol	112	MJ/kg	[ifeu-Berechnung nach [35]]
Ethylacetat	102	MJ/kg	[ifeu-Berechnung nach
Isopropylacetat	102	MJ/kg	vertraulichen Herstellerdaten]
Methylethylketon	92	MJ/kg	[ifeu-Berechnung nach
Methylisobutylketon	92	MJ/kg	vertraulichen Herstellerdaten]
Toluol	64,9	MJ/kg	[36]
Xylol	64,9	MJ/kg	[36]
Spezialbenzin	52,6	MJ/kg	[GEMIS]
Bindemittel			
Nitrocellulose	71	MJ/kg	[ifeu-Abschätzung]
Ethylcellulose	71	MJ/kg	[ifeu-Abschätzung]
Polyesterharz	82	MJ/kg	[ifeu-Abschätzung]
Polyvinylacetat	82	MJ/kg	[ifeu-Abschätzung]
Ammoniak	36	MJ/kg	[25]
Substanz/Prozess	KEA	Einheit	Quelle
Sonstiges			
EDTA	102	MJ/kg	[ifeu-Abschätzung]
Lacke	80	MJ/kg	[ifeu-Abschätzung]
Putzlappen	3,6	MJ/Stck. (40 g)	[ifeu-Berechnung]
	90	MJ/kg	
kommunale Kläranlage (weitergehend)	4,2	MJ/m ³ Abwasser	[37]

5.3.2.3 Ergebnisse der Berechnung (Sachbilanz)

Die Ergebnisse der Berechnungen für die direkten Emissionen sind in der Tabelle 23 zusammengefasst. Tabelle 24 zeigt die jeweils zu KEA-Werten aggregierten Ergebnisse zu den externen Prozessen (Energie, Hilfsstoffe).

Tabelle 23: Sachbilanzergebnisse der zu vergleichenden Flexodrucktechniken für direkte Emissionen, bezogen auf eine Anlage (70 t/a verdruckte Farbe)

		Loesemittelbasiert			Wasserbasiert
		gefasst	diffus	Summe	Diffus
Luftseitig					
Ethanol	kg/a	151	7.191	7.342	3.977
Ethoxypropanol	kg/a	55	2.614	2.669	
Ethylacetat	kg/a	152	7.217	7.368	1.650
Isopropanol	kg/a	101	4.803	4.904	3.501
Methylethylketon	kg/a	25	1.194	1.219	
Methylisobutylketon	kg/a	25	1.194	1.219	
Toluol	kg/a	6	263	269	
Xylol	kg/a	6	263	269	
Benzindämpfe	kg/a				4.880
Summe VOC	kg/a	520	24.740	25.260	14.895
Ammoniak	kg/a				1.400
Wasserseitig					
					ohne kommun. Kläranlage
					mit kommun. Kläranlage
AOX	kg/a				0,083
CSB	kg/a				544
Chrom	kg/a				0,002
Kupfer	kg/a				0,03
Nickel	kg/a				0,009
Ammonium	kg/a				11,5
Nitrat	kg/a				-

	Loesemittelbasiert			Wasserbasiert
	gefasst	diffus	Summe	Diffus
a) bei der kommunalen Kläranlage wurde von folgenden Reinigungsleistungen ausgegangen (Daten nach [37], für die Schwermetalle nach [38]):				
AOX: 76 %				
CSB: 87 %				
Chrom: 60 %				
Kupfer: 50 %				
Nickel: 40 %				
Ammonium: Minderung auf 7,6 % und Umbau zu Nitrat 24,5 %				
(bezogen auf N, stöchiometrisches Verhältnis NO_3^- zu NH_4^+ : 3,44)				
Die im Klärschlamm verbleibenden Schwermetallmengen müssen der allgemeinen Klärschlammbelastung zugeschlagen werden; sie sind zu vernachlässigen.				

Tabelle 24: Sachbilanzergebnisse der zu vergleichenden Flexodrucktechniken für externe Prozesse, bezogen auf eine Anlage (70 t/a verdruckte Farbe)

	Energie- und Hilfsmittelbedarf in kWh bzw. kg pro Jahr		KEA in TJ pro Jahr	
	Lösemittelbasiert	Wasserbasiert	Lösemittelbasiert	Wasserbasiert
Energie				
Strom	355.250	355.250	4,37	4,37
Erdgas	362.000	553.700	1,58	2,41
Zwischensumme			5,95	6,78
KEA Energie				
Lösemittel				
Ethanol	30.900	3.980	1,73	0,22
Isopropanol	19.600	3.500	1,41	0,25
Ethoxypropanol	11.300		1,27	-
Ethylacetat	33.680	1.650	3,44	0,17
Isopropylacetat	2.870		0,29	-
Methylethylketon	5.660		0,52	-
Methylisobutylketon	5.660		0,52	-
Toluol	1.250		0,08	-
Xylol	1.250		0,08	-
Spezialbenzin		4.880	-	0,26
Bindemittel				
Nitrocellulose	5.260		0,37	-
Ethylcellulose	5.260		0,37	-
Polyesterharz		3.505	-	0,29
Polyvinylacetat		3.505	-	0,29
Ammoniak		2.103	-	0,08
Zwischensumme KEA Löse- mittel und Bindemittel			10,05	1,55

	Energie- und Hilfsmittelbedarf in kWh bzw. kg pro Jahr		KEA in TJ pro Jahr	
	Lösemittelbasiert	Wasserbasiert	Lösemittelbasiert	Wasserbasiert
Sonstiges				
EDTA	1.750	701	0,18	0,07
Lacke	24.500	35.000	1,96	2,80
Putzlappen	589	3.051	0,053	0,27
Kommun. Kläranlage				0,00078
Zwischensumme			2,19	3,14
KEA Sonstiges				
KEA Summe gesamt			18,2	11,5

Aus den als Sachbilanz zu verstehenden Tabellen ist Folgendes erkennbar:

1. Unterschiede im KEA, der jeweils aus Strom- und Prozesswärmebedarf sowie Hilfsmittelverbrauch summiert wurde, werden klar durch den Faktor „Hilfsmittelbedarf“ dominiert. Der Bedarf an Erdgas zur Trocknung der Druckprodukte bei der wasserbasierten Technik wiegt den weit höheren Bedarf an Energie (KEA) zur Herstellung der organischen Lösemittel des lösemittelbasierten Verfahrens nicht auf. In dieser Hinsicht besitzt das lösemittelbasierte Verfahren einen Nachteil.
2. Der auf die kommunale Abwasserbehandlung entfallende KEA-Beitrag ist vernachlässigbar gering.
3. Bei nachgeschalteter kommunaler Kläranlage sind neben den geminderten Ammoniumfrachten zusätzliche Nitratfrachten zu betrachten.
4. Die wasserbasierte Technik ist wegen der für diese Technik typischen Ammoniakemissionen –und der Abwassererzeugung gegenüber der lösemittelbasierten Technik im Nachteil.

Beide Verfahren besitzen somit Vor- und Nachteile gegenüber dem anderen. Wie gravierend diese sind, soll in den weiteren Schritten der Normierung im Kapitel 5.4 geklärt werden.

5.3.3 Datenqualitätskontrolle

Die Basisdaten wurden anhand von direkten Befragungen einzelner Druckereiunternehmen (sechs lösemittelbasierte, acht wasserbasierte) erstellt. Die wesentlichen Punkte sind als Basis belastbar zu betrachten.

Als teilweise unsicher müssen folgende Aspekte gesehen werden:

- Die Abgasreinigung bei lösemittelbasierten Verfahren kann bei rekuperativer oder katalytischer Abgasnachbehandlung mit deutlich geringerem Energieaufwand erfolgen. Da hinsichtlich KEA nicht die Trocknung der Druckprodukte, sondern der Lösemittelverbrauch die dominierende Rolle spielt, hat dieser Aspekt für die Gesamtbeurteilung nur eine geringe Bedeutung.
- Die Abwasserbehandlung der wasserbasierten Verfahren kann im Einzelfall sehr unterschiedlich ausgelegt sein. Die realen Werte können daher großen Schwankungen unterliegen.
- Daran schließt sich zusätzlich die Schwankungsbreite der Reinigungsleistungen von Kläranlagen im Einzelfall an. Die hier verwendeten Standardwerte (weitgehend auf Literaturwerten verschiedener ATV-Arbeiten beruhend) sind jedoch als repräsentativ für den Durchschnitt anzusehen.

5.4 Normierung

5.4.1 Ortsunabhängige Normierung der technikbezogenen Unterschiede (Hilfsgröße EDW)

Die ortsunabhängige Normierung erfolgt anhand der sogenannten spezifischen Beiträge der Parameter. Ausgangspunkt zu ihrer Ermittlung für die einzelnen Techniken bzw. deren Unterschiede sind die Angaben zur aktuellen Emissions- und Verbrauchssituation. Ausgedrückt wird ein spezifischer Beitrag mittels der Hilfsgröße „Zahl der Einwohnerdurchschnittswerte“. In Tabelle 25 sind die in diesem Fallbeispiel verwendeten Gesamtbelastungswerte bezogen auf die Bundesrepublik Deutschland und die auf den Einwohner bezogenen Mengen (EDW) aufgeführt.

Eine Normierung jeder einzelnen organischen Lösemittelsubstanz wird bei dieser Ableitung aus zwei Gründen nicht verfolgt: Erstens liegen keine ausreichenden Daten über die Gesamtemissionen jeder einzelnen Substanz vor. Zum anderen ist die Hauptwirkung der Substanzen weniger auf einer allgemein toxikologischen Ebene zu sehen²⁴, sondern auf ihrer regional wirksamen Ozonbildung. Es soll der Summenparameter Gesamt-VOC (Summe aller VOC nach Masse ohne Wirkungsaggregation) dargestellt werden.

Der Philosophie der UBA-Bewertungsmethode für Ökobilanzen folgend, werden die Verfahrensalternativen paarweise anhand der T-Diagramm-Darstellung miteinander verglichen (vgl. Kapitel 3.4). Im Unterschied zur oft gewählten Darstellung relativer Verhältnisse werden hier die absoluten Differenzbeträge zwischen den Verfahrensoptionen anhand der jeweiligen Gesamtbelastungswerte normiert. Der Unterschied zwischen zwei Verfahrensoptionen lässt sich auf die Weise z. B. als Emissionen in Größenordnung der Einwohnerzahl einer mittleren Großstadt oder nur der eines Dorfes veranschaulichen. Diese Art der Normierung auf einen Absolutwert sollte jedoch sinnvollerweise mit dem gesamten Volumen der Flexodruck-Branche in Deutschland (insgesamt 14.000 t gedruckte Farbe pro Jahr, 8.000 t lösemittel-, 6.000 t wasserbasiert) durchgeführt werden. In der Abbildung 40 sind die Angaben für die Emissionen der Gesamtbranche dargestellt.

²⁴ Die Stoffe haben durchaus jeweils ein toxikologisches Potential (z.B. sind die Esterverbindungen z.T. atemwegsreizend), dies soll jedoch sinnvollerweise bei der ortsbezogenen Bewertung (Kapitel 5.4.2) einzeln betrachtet werden.

Tabelle 25: Grundlagen zur Ermittlung des spezifischen Beitrags - Gesamtemissionen und -verbräuche in Deutschland und die mittlere Belastung durch einen Einwohner

	Deutschland Gesamtlast pro Jahr		Quelle	Belastung durch einen Einwohner in Deutschland pro Jahr (EDW)	
Verbrauch					
Kumulierter Energieverbrauch	14.867.000	TJ/a	a)	181.278	MJ/a
Emissionen (Luft)					
VOC gesamt	6.410.000	t/a	a)	78	kg/a
VOC als Fotooxidantien	734.444	t Ethen-Äq	b)	8,96	kg/a
Ammoniak	651.000	t/a	a)	7,9	kg/a
Emissionen (Wasser)					
AOX	4.337	t/a		0,053	kg/a
CSB	?	t/a	d)	?	
Chrom	93,3	t/a	c,d)	0,00114	kg/a
Kupfer	128	t/a	c,d)	0,00156	kg/a
Nickel	108	t/a	c,d)	0,00131	kg/a
Ammonium	230.000	t/a	b)	2,79	kg/a

a) Umweltdaten Deutschland 1998 (UBA) [28]

b) Berechnet auf Basis von a)

c) Vorläufige Abschätzung durch auf der Basis von UBA – Daten zur Umwelt 1997 [26] (Annahme: Einträge in die Nordsee von 1990 entsprechen in der Höhe den Gesamteinträgen in Nord-, Ostsee und Donau für Ende der 90er Jahre)

d) Zu diesen Parametern wird in absehbarer Zeit die Veröffentlichung aktueller und belastbarer Daten durch das Umweltbundesamt erwartet.

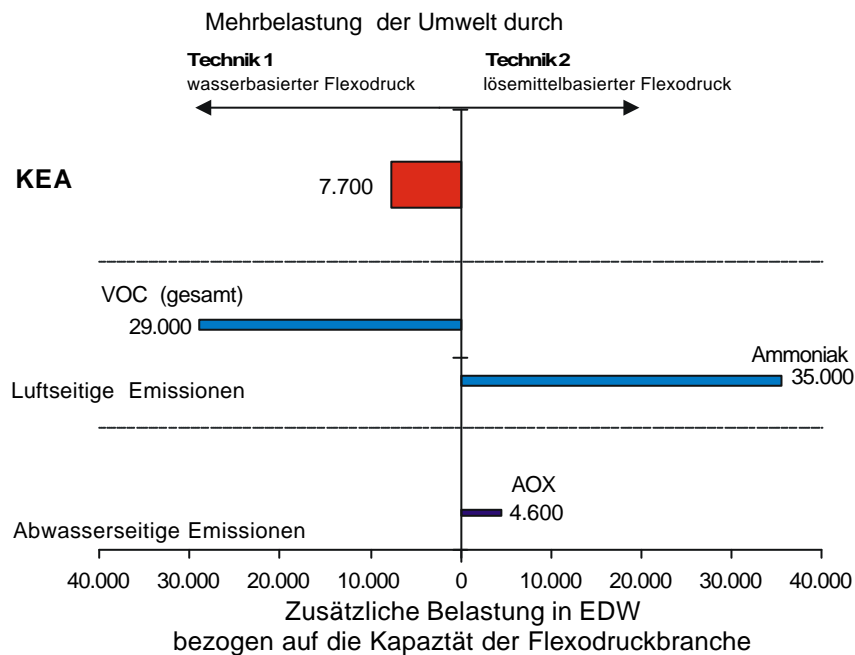
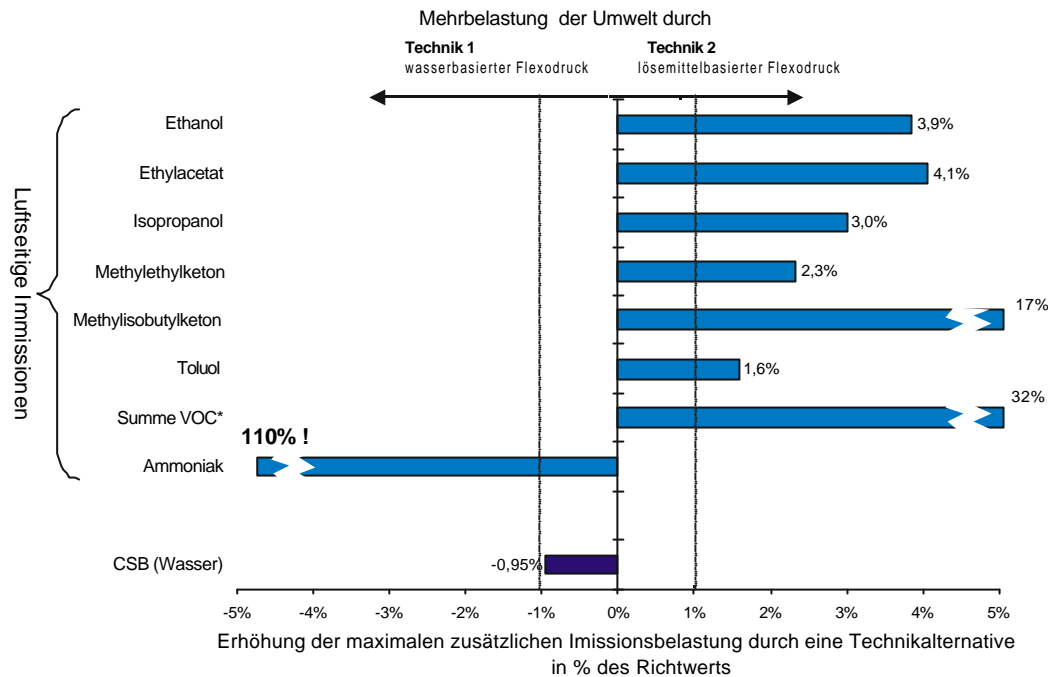


Abbildung 40: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich lösemittelbasierter und wasserbasierter Flexodrucktechnik – Vergleich absoluter Unterschiede in EDW ausgedrückt für das **gesamt Produktionsvolumen** der Flexodruckbranche; wasserseitig für den Fall der Indirekt-einleitung

5.4.2 Umgebungsbezogene Normierung geschätzter Immissionen mit Hilfe von Immissionsmaßstäben

Als vorläufiger Vorschlag für die umgebungsbezogene Normierung wird für die Emissionen beim Flexodruck Folgendes angesetzt:

Direkte Emissionen in die Luft werden entsprechend einem Ausbreitungsfaktor für Feuerungen mit einem 30 m hohen Schornstein $\chi/Q = 1 \cdot 10^{-9} \text{ h/m}^3$ verdünnt, bevor sie als Immissionen in der Nachbarschaft wirksam werden. Für diffuse Emissionen gilt $\chi/Q = 1 \cdot 10^{-7} \text{ h/m}^3$.

Emissionen ins Wasser werden als Frachten (Masse je Zeiteinheit) formuliert. Wird Direkt-einleitung (d. h. ohne Reinigung in einer Kläranlage) als ungünstigster Fall angenommen, soll das folgende Szenario gelten:

Es fallen täglich $0,5 \text{ m}^3$ Abwasser an. Dieses wird chargenweise behandelt und anschließend mit $1 \text{ m}^3/\text{h}$ in den Vorfluter eingeleitet. Das eingeleitete, Restschadstoffe enthaltende Wasser wird verdünnt durch ein Fließgewässer mit $1000 \text{ m}^3/\text{h}$ (entsprechend einem Bach mit mittlerer Wasserführung).

Wird das anfallende behandelte Abwasser mit gleicher Rate in eine Kläranlage eingeleitet, so erfolgt dort eine so weitgehende Nivellierung des hydraulischen Stoßes durch Abwasser anderer Herkunft, dass eine umgebungsbezogene Betrachtung der Einleitung aus den Flexodruckanlagen gegenstandslos wird. Um eine Objektivierung zu erzielen, wird als worst-Case-Betrachtung angenommen, dass das Wasser mit $1 \text{ m}^3/\text{h}$ abgeleitet und der hydraulische Stoß über das Kanalnetz und die Kläranlage mindestens um den Faktor 10 verkleinert wird (entsprechend $0,1 \text{ m}^3/\text{h}$).

5.4.2.1 Immissionsqualitätsziele Luft und Boden

Unter Annahme der in Kap. 5.4.2 genannten Verdünnungen ergeben sich die in Tabelle 26 dargestellten Immissionskonzentrationen für Technik 1 (lösemittelbasierter Flexodruck) und Technik 2 (wasserbasiert).

Ein Vergleich mit aktuellen Richt- und Grenzwerten für Luftschadstoffe (s. **Anhang 3a**) zeigt, dass die errechnete Immissionsbelastung der Technik 1 für die sauerstoffhaltigen Lösemittel Ethanol, Ethylacetat, Isopropanol, Methylethylketon (MEK) und Methylisobutylketon (MIBK) bei ca. 0,7 bis 17 % der Richtwerte liegt. Für Ethoxypropanol gibt es keine toxikologischen Angaben, welche die Ableitung eines Richtwertes ermöglichen würden.

Die wasserbasierte Technik 2 gibt mit 1,4 bis 8% keine entscheidend geringere Immissionsbelastung durch die ersten vier Parameter; MIBK (17 % bei Technik 1) wird nicht emittiert. Die geringeren relativen Immissionsbelastungen sind zwar mit ca. 30-40 % bei Ethanol, Isopropanol und MEK, bei Ethylacetat 80 % und MIBK 100 % deutlich, aber nicht so offensichtlich wie man eigentlich erwarten würde.

Der Beitrag der aromatischen Lösemittel Toluol und Xylole zur Immissionsbelastung durch Technik 1 (lösemittelbasiert) ist mit jeweils 0,3 % unbedeutend. Das Fehlen dieser Stoffe bei Technik 2 (wasserbasiert) kann deshalb nicht als Vorteil dieser Technik gewertet werden.

Auf der anderen Seite fällt auch Technik 2 durch den Einsatz von Spezialbenzin nicht stark zurück; der Beitrag liegt nur im Bereich von 3 %.

Auch ein Vergleich der Summenparameter und VOC ("volatile organic carbon", flüchtige organische Verbindungen) zeigt keinen entscheidenden Vorteil für Technik 1 oder Technik 2: Beide Techniken sind mit 280 bzw. 170 $\mu\text{g VOC}/\text{m}^3$ nicht extrem unterschiedlich bei 46 bzw. 14 % des Richtwertes, aber deutlich oberhalb der 1%-Relevanzgrenze.

Die Immissionsbelastung durch Ammoniak ist mit 0,1 % des Richtwertes bei der wasserbasierenden Technik kaum erwähnenswert. Dieser Stoff wird bei Technik 1 nicht emittiert.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass Lösemittlemissionen für beide Techniken aus Immissionssicht von Bedeutung sind (bei allgemeiner Betrachtung) bzw. im Einzelfall von Bedeutung sein können. Der Unterschied zwischen beiden Techniken drückt sich in einer 3-fach höheren Immissionskonzentration der Standardanlage mit lösemittelbasierender Druckfarbe für den Richtwert VOC gegenüber dem wasserbasierenden Flexodruck aus (46% gegenüber 14% Ausschöpfung als Summe der Einzelstoffe analog TRGS 403 [41])

Tabelle 26: Immissionsbetrachtung luftgetragener Schadstoffe für lösemittelbasierten (LMB) und wasserbasierten (WB) Flexodruck für Verpackungen (delta >0 bedeutet: zu Gunsten WB und umgekehrt)

(n.v.: kein Wert verfügbar; n.b.: nicht berechenbar)

Beispiel Flexodruck (LMB/WB)	Imm.-Konz. (LMB)	Imm.-Konz. (WB)	Richtwert	Anteil des Richtwertes (LMB)	Anteil des Richtwertes (WB)	delta: LMB minus WB
Immissionen Luft	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%	%	%
Ethanol	82	45	960	8,54%	4,69%	3,85%
Ethoxypropanol	30	-	n.v.	n.b.	n.b.	n.b.
Ethylacetat	82	21	1500	5,47%	1,40%	4,07%
Isopropanol	55	40	500	11,00%	8,0%	3,00%
Methylethylketon	14	-	600	2,33%	0,00%	2,33%
Methylisobutylketon	14	-	83	16,87%	0,00%	16,87%
Toluol	3	-	190	1,58%	0,00%	1,58%
Xylol	3	-	440	0,68%	0,00%	0,68%
Benzindämpfe	-	64	n.v.	n.b.	n.b.	n.b.
Summe VOC*	282	170	n.v.	46,47%	14,09%	32,38%
Ammoniak	0	16	14	0,00%	114%	-114%

* gemäß TRGS 403 [41] ist die Summe der Ausschöpfung der MAK-Werte der Einzelstoffe in einer Mischung der sog. „Bewertungsindex“. Analog wurde hier die Summe der Ausschöpfungen der Richtwerte der bewertbaren Einzelstoffe, die in VOC eingerechnet werden, als Summe VOC herangezogen.

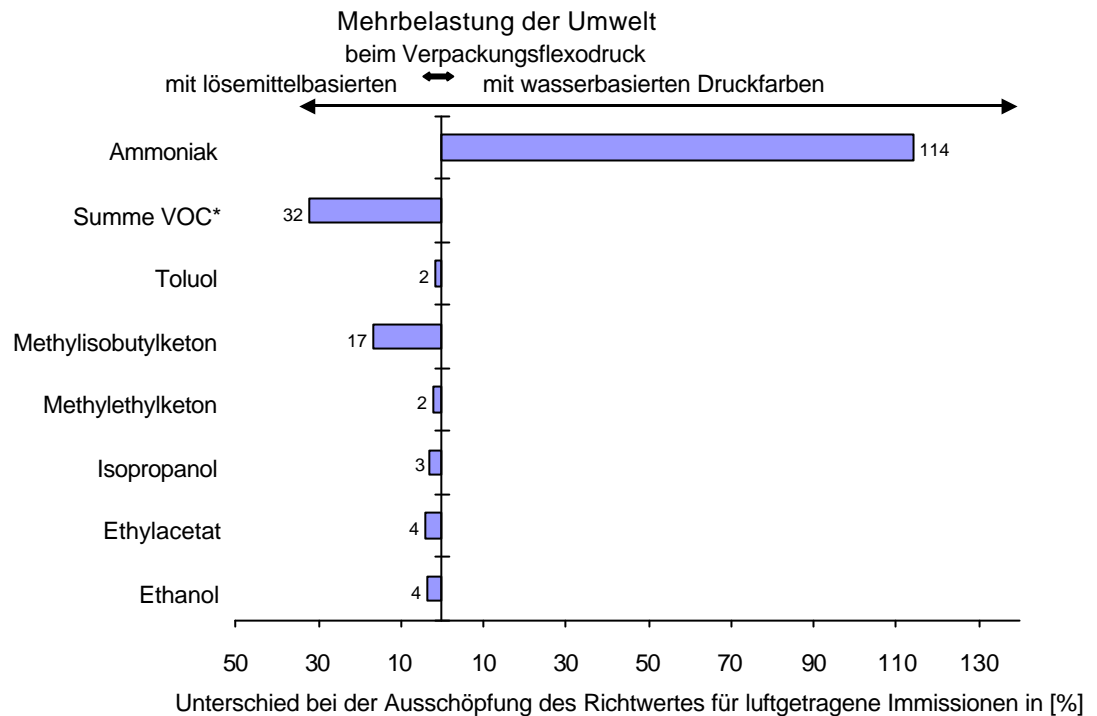


Abbildung 41: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich lösemittelbasierter und wasserbasierter Flexodrucktechnik – Differenz der Ausschöpfung der Richtwerte für Umgebungsluft durch Immissionen

Da keines der in der BBodSchV mit einer Frachtgrenze belegten Schwermetalle relevant ist, unterscheiden sich die Verfahren hinsichtlich ihrer Bodenbeeinflussung nicht.

5.4.2.2 Immissionsqualitätsziele Wasser

Die sich bei der Technik 2 (wasserbasierter Flexodruck) bei Direkteinleitung der Abwasserfrachten in ein Standardfließgewässer ergebenden Immissionskonzentrationen errechnen sich aus einer mittleren Abwassermenge von 1 m³/h, entsprechend einem anlagentypspezifischen Verdünnungsfaktor von 1.000.

Die so errechneten Immissionskonzentrationen sind in der Tabelle 42 für die anlagenrelevanten Stoffe zusammengestellt. Ein Vergleich der Konzentrationen mit aktuellen Richtwerten/ Qualitätszielen (Ableitung s. **Anhang 3b**) zeigt, dass bei der Summe organischer Stoffe (CSB) 75 %, bei Ammonium 30 %, bei Kupfer 4% und bei Nickel etwas über 1% des Richtwertes (Qualitätsziels) erreicht werden.

Für die lokale Belastung eines Gewässers kann eine Flexodruck-Anlage der Technik 2 bei Direkteinleitung somit von Bedeutung sein. Wenn das anfallende Abwasser – wie in Deutschland gegeben – in eine kommunale Kläranlage eingeleitet wird, wird zum einen die in den Vorfluter gelangende Fracht durch mikrobiellen Abbau bzw. Anreicherung im Klärschlamm reduziert, zum anderen wird der hydraulische Stoß nivelliert.

Auswirkungen auf die aquatische Umwelt gibt es in diesem Fall nicht, unabhängig von der Wahl des Einleite-Szenarios (kleiner 1 % des Richtwertes). Ohne Kläranlage fällt somit ein abstrakter Vergleich der Techniken 1 und 2 als BVT wegen der (potenziellen) Gewässerbelastung durch organische Stoffe (CSB), Ammonium sowie Kupfer und Nickel zugunsten von Technik 1 (lösemittelbasiert) aus. Mit Kläranlage gibt es keinen nach dieser Methode relevanten Unterschied zwischen den Techniken.

Tabelle 27: Immissionsbetrachtung wassergetragener Schadstoffe für wasserbasierten (WB) Flexodruck für Verpackungen bei hypothetischer Direkt-einleitung in einen Vorfluter (1,0 m³/h, ohne kommunale Kläranlage (KA)) bzw. mit Indirekteinleitung über eine Kläranlage (0,1 m³/h)

Beispiel Flexodruck (WB)	Direkt-Einleitung (ohne KA)			Indirekt-Einleitung(mit KA)		
	Imm.Konz. (WB)	Qualitäts- ziel	Anteil des Richtwertes (WB)	Imm.-Konz. (WB)	Qualitäts- ziel	Anteil des Richtwertes (WB)
	µg/L	µg/L	%	µg/L	µg/L	%
AOX	0,45	30	1,5	0,01	30	0,04
CSB	3.000	4.000	75	38	4.000	0,95
Chrom	0,01	30	0,1	0,0004	30	0,00
Kupfer	0,16	20	4	0,01	20	0,25
Nickel	0,05	30	1,1	0,003	30	0,07
Ammonium	60	200	30	0,46	200	0,23
Nitrat	entfällt			5,1	25.000	0,02

5.5 Abschließende Bewertung

Die Auswertung der ortsunabhängigen Normierung (EDW) zeigt auf den ersten Blick eine mehr oder weniger „ausgewogene“ Situation bei den Vor- und Nachteilen der beiden Verfahrensalternativen. Die höchsten spezifischen Beiträge bilden die luftseitigen Emissionen, wobei sich Ammoniak (zu Ungunsten der wasserbasierten Verfahren) und VOC (zu Ungunsten der lösemittelbasierten Verfahren) gegenüber stehen. In gleicher Weise – um einen Faktor 2 bis 3 niedriger - stehen sich der KEA (zu Ungunsten der lösemittelbasierten Verfahren) und die abwasserseitigen AOX-Emissionen (zu Ungunsten der wasserbasierten Verfahren) gegenüber.

Bezogen auf das gesamte Branchenvolumen wird luftseitig der Schwellenwert für relevante Unterschiede zwischen den Verfahren (10.000 EDW) durch die VOC-Emissionen bei den lösemittelbasierten Verfahren und die Ammoniak-Emissionen bei den wasserbasierten Verfahren überschritten. Beim KEA bleibt der Schwellenwert gerade unterschritten.

Die umgebungsbezogene Normierung zeigt, dass durch die VOC-Emissionen bei ungünstigen Bedingungen tatsächlich eine relevante Umweltbelastung vorliegen kann, sowohl beim lösemittel- als auch beim wasserbasierten Verfahren. Allerdings schöpfen die VOC die Richtwerte beim wasserbasierten nur um 14%, beim lösemittelbasierten dagegen um 46% aus.

Wasserseitig gibt es für den hypothetischen Fall der Direkteinleitung behandelter Abwässer eine Überschreitung des Schwellenwertes von 10.000 EDW beim AOX des wasserbasierten Verfahrens, d.h. dieses Verfahren würde bei alleiniger Anwendung in Deutschland einen nennenswerten Beitrag zur bundesweiten AOX-Erzeugung liefern. Die anderen Schadstoffe haben nach diesem Kriterium keine Relevanz. Bei einer Indirekteinleitung würde die AOX-Emission unter die Relevanzschwelle von 10.000 EDW (für die gesamte Branche) herabgesetzt.

Die umgebungsbezogene Normierung zeigt im Gegensatz dazu, dass die AOX-Emissionen an einem Flexodruck-Standort auch unter ungünstigen Bedingungen (Direkteinleitung nach Standardszenario) keine Umweltauswirkungen haben wird. Andererseits wären die Emissionen von Ammonium und im CSB erfassten Stoffen (im Standardszenario wurden 30 % bzw. 75 % des Richtwertes erreicht) sowie für Kupfer (4%) und Nickel (1,1%) im Einzelfall bei Direkteinleitung von Bedeutung, obwohl sie gemessen an den Gesamtemissionen in Deutschland marginal sind. Bei einer Indirekteinleitung über eine kommunale Kläranlage würde keiner der Schadstoffe das Relevanzkriterium von 1 % des Richtwertes erreichen.

Es lässt sich folgern, dass die spezifischen Vor- und Nachteile der beiden Verfahrensarten jeweils als bedeutsam anzusehen sind. Ein alleiniger Vorteil bzw. das Zugeständnis von BVT bzw. deren Abrede für eine der beiden Techniken ist jedoch nicht zu erkennen. Mit dem Ergebnis ließe sich ableiten, ob ein u.U. gegebenes Optimierungspotential in einzelnen Parametern zu einem signifikanten Vorteil gegenüber der jeweiligen Alternative führen könnte. Ließen sich z. B. die Ammoniakemissionen beim wasserbasierten Druck vermeiden, wäre die wasserbasierte Technik bei gleichzeitig optimierter Abwasserreinigung u. U. in einer erheblich günstigeren Position. Ließen sich umgekehrt die diffusen VOC-Emissionen beim lösemittelbasierten Druck weitgehend vermeiden und der Lösemittelverbrauch (z. B. durch Rückgewinnung) vermindern, so würde die Bewertungslage umgekehrt aussehen.

5.6 Erkenntnisse aus der Durchführung des Fallbeispiels

Im betrachteten Fallbeispiel wurden produktionsintegrierte Verfahrensalternativen einer Bewertung gemäß der entwickelten Methode unterzogen. Folgende Erkenntnisse sind daraus ableitbar:

- a) Die Beschaffung von Daten aus realen Anlagen musste durch einen Auftrag an ein in der Druckbranche versiertes Unternehmen vergeben werden, da über eine Literaturrecherche keine auch nur annähernd ausreichende Datengrundlage geschaffen werden konnte.
- b) Die von den Forschungsnehmern entwickelte Bewertungsmethode ist auch für produktionsintegrierte Technikvergleiche nutzbar.
- c) Insgesamt kann der Medienkonflikt soweit aufbereitet werden, dass zwar keine der Techniken gemäß der ortsunabhängigen Normierung eindeutige Vorteile aufweist, eine der Techniken (lösemittelbasierter Flexodruck) aber bei der umgebungsbezogenen Betrachtung eher als nachteilig einzustufen ist.
- d) Die abschließende Entscheidung in einem Expertengremium ist nicht vorbestimmt (was auch nicht Aufgabe der Methode ist).

6 Fallbeispiel: Nasse Abgasentschwefelung von Kohlekraftwerken mit und ohne Abwassereindampfung

Das Fallbeispiel „Abgasentschwefelung von Kohlekraftwerken mit und ohne Abwassereindampfung“ zielt – analog zum MVA-Beispiel – auf den klassischen Medienkonflikt „abwasserseitige Emissionen“ versus „Energieverbrauch“ (siehe 6.2).

6.1 Vorbereitende Arbeiten

6.1.1 Festlegen der Bewertungsebenen (Definition des Untersuchungsobjekts)

Abgasreinigungssysteme von Kohlekraftwerken sind in der IVU-RL Anhang I, Nr. 5.2 [1] zuzuordnen (1. Ebene).

Primär ist die Art der Entschwefelung bzw. der Umgang mit dem Abwasser aus einer nassen REA (Abgasentschwefelungsanlage mit Kalk- oder Kalksteinwäscher und Erzeugung von Gips als Wertstoff) prozesstechnisch unabhängig von der Feuerungsart wie auch von der Art des Brennstoffs. Bei Kohlen (ob Stein- oder Braunkohle) mit vergleichsweise hohem Schwefelgehalt ist lediglich eine höhere Abscheideeffizienz der REA gefragt. Kohlen mit höherem Chloridgehalt (v.a. Steinkohlen) bewirken größere Abwassermengen, da die Kreislaufführung des Waschwassers in der REA durch die Chloridkonzentration begrenzt ist. Hinsichtlich der Feuerungstechnik gibt es allerdings auch integrierte Verfahren, bei welchen die Entschwefelung im thermischen Teil der Anlage erfolgt (z.B. zirkulierende Wirbelschichtfeuerung) und die vom Prinzip her „trockene“ Verfahren sind.

Solche Spezialfälle sind nicht im vorliegenden Fallbeispiel enthalten. Sie würden vom Rahmen her gesehen eine Ausdehnung auf die gesamte Anlage erfordern. Das Beispiel hier konzentriert sich allein auf den unterschiedlichen Umgang mit dem Abwasser aus der REA als nachgeschalteter Reinigungseinrichtung.

Somit ist die Bewertung dieses Beispiels auf der ersten Ebene unter der Anhangsnummer nach IVU-Richtlinie angesiedelt.

6.1.2 Erstellen der Übersicht technischer Alternativen

Entsprechend der Formulierung dieser Falluntersuchung sollen folgende grundsätzliche Verfahrensalternativen bewertet werden:

1. Nasse Abgasreinigung mit Gipserzeugung und Abwasserreinigung, Einleitung der gereinigten Abwässer in den Vorfluter
2. Nasse Abgasreinigung mit Gipserzeugung und Eindampfung des Abwassers und Entsorgung der Abfälle (Salze)

Innerhalb der Abgasreinigungskette von Kohlekraftwerken stellt die Entschwefelung eine wesentliche, jedoch nicht die alleinige Komponente dar. Zur Einhaltung der Grenzwerte der 13. BImSchV bedarf es zusätzlich einer Staubabscheidung (in aller Regel eines Elektrofilters) und einer katalytischen NO_x-Minderung (DENOX). Diese Prozessschritte sind allerdings von der Wahl „abwassererzeugende oder abwasserfreie Entschwefelung“ weitgehend unabhängig. Die vorgeschaltete Staubabscheidung stellt eine Senke für Schwermetalle dar, wodurch die nachgelagerten Prozesse (z.B. Entschwefelung mit verwertbarem Gips als Abfall) bezüglich möglicher Schwermetallausträge entlastet werden. Auch hat die Feuerungs- und Brennstoffart (s.o.) keinen Einfluss auf die Frage „Abwassereinleitung oder Eindampfung“.

Die Bearbeitung des Fallbeispiels konzentriert sich somit auf folgende zwei Verfahrensvarianten:

- Technik 1** Nasse Abgasreinigung (mit Gipserzeugung) mit Ableitung des aufbereiteten Waschwassers als Abwasser
- Technik 2** Nasse Abgasreinigung (mit Gipserzeugung) mit externer Eindampfung des Waschwassers (EDA)

6.1.3 Vorprüfung zum vorzeitigen Ausschluss von BVT

Von den an dieser Stelle zu prüfenden Fragen kann der Aspekt der „größtechnischen Realisierung“ für die abwasserfreie Variante nur bedingt bejaht werden. Es ist bisher größtechnisch nach Kenntnis der Forschungsnehmer nur eine Anlage in einem Kraftwerk realisiert, wobei das Abschlammwasser nur eingedickt und nicht bis ins Trockene eingedampft wurde. Allerdings haben verschiedene Kraftwerksbetreiber Versuche zur Eindampfung ihrer Waschwässer durchgeführt. Aus größtechnisch realisierten Eindampfanlagen mit vergleichbaren Wasserinhaltsstoffen (insbesondere hohe Chloridgehalte des Wassers), z. B. für Deponiesickerwässer²⁵, sind jahrelange Erfahrungen vorhanden. Somit kann diese Variante mit betrachtet werden.

²⁵ Anmerkung: Deponiesickerwässer werden in mehrstufigen Anlagen ins Trockene eingedampft. Diese Anlagen sind aus hochwertigen Werkstoffen (Hastelloy, Graphit) hergestellt, um eine Korrosion zu verhindern. Die Kosten betragen z.B. bei einer 4-stufigen Anlage circa 60 bis 75 DM/m³ zulaufenden Wassers für Investitionsabschreibung und Betrieb [42]. Beim hier als Beispiel behandelten Kraftwerk (siehe Kapitel 6.3.2.1) mit 42 m³/h Abwasser bedeutet dies Mehrkosten von ca. 0,4 bis 0,5 Pfennigen je kWh (brutto), wäre die Technik aus der Sickerwassereindampfung direkt übertragbar.

Allgemeine Grenzwerte für Abwasser aus REA sind in Anhang 47 zur Rahmen-AbwasserVwV [33] aufgeführt. Mit dem Stand der Technik an Abwasseraufbereitung sind diese Grenzwerte durch abwassereinleitende Anlagen einhaltbar.

6.2 Identifikation des Medienkonflikts

Die Hauptaufgabe der REA besteht in der Abscheidung von sauren Schadgasen wie Schwefeldioxid, Chlor- und Fluorwasserstoff aus dem Abgasstrom. Als Nebeneffekt werden ebenso Metalle, in geringem Maße auch organische Schadstoffe abgeschieden.

Wie bereits eingangs zum Fallbeispiel angeführt, stellt die Wahl zwischen abwassernerzeugendem (Technik 1) und abwasserfreiem Betrieb (Techniken 2) einen klassischen Medienkonflikt dar: Verlagerung der Schadstoffe aus ein und demselben Ausgangsmaterial (dem Abfall oder dem Rohgas) in unterschiedliche Umweltmedien. Dabei sind insbesondere der Konflikt „Wasser“ versus „Energieaufwand“ und die Abfallerzeugung von Interesse. In einer ersten Vorabprüfung lässt sich feststellen, dass die Wahl der beiden Technikoptionen auf die direkten luftseitigen Emissionen (der eigentliche Kernpunkt des hier angesetzten Technikvergleichs) keinen direkten Einfluss hat.

6.2.1 Grobanalyse der zu erwartenden Umweltbelastungen

Die Grobanalyse soll die von den einzelnen Techniken jeweils im Vergleich zu den Alternativen ausgehenden Umweltbelastungen aufzeigen. Dies stellt sich folgendermaßen dar:

- Das Verfahren mit Eindampfung führt mehr Schadstoffe in einen festen (oder pastösen) Abfall über und beansprucht mehr Energie im Verfahren (thermische Energie zur Wasserverdampfung und Strom wegen des größeren Abgasvolumens).

Grobaspekt: Die Abwasserfreiheit von Nassverfahren führt zu einer höheren Abfallmenge und einem höheren Energieverbrauch

Die ohne weitere Datenbearbeitung und lediglich anhand einfacher Prozessinformationen durchgeführte Grobanalyse zeigt somit – erwartungsgemäß – auf, dass im Vergleich jede

Technik Vor- und Nachteile besitzt. In diesem Fallbeispiel erlaubt die Grobanalyse allein keine Differenzierung zwischen „BVT und Nicht-BVT“. Sie zeigt aber klar die in den weiteren Schritten zu bewertenden Konfliktfelder auf und gibt damit Hilfestellung für die klare Eingrenzung des Bilanzraumes und für den Datenbedarf.

6.2.2 Klare Eingrenzung des Bilanzraumes und des Datenbedarfs

6.2.2.1 Eingrenzung des Bilanzraumes

Durch die Grobanalyse wird deutlich, dass der für dieses Fallbeispiel notwendige Bilanzraum sich auf die Aspekte

1. Erhebung der spezifischen Abwasserfrachten und
2. Erhebung der verfahrensspezifischen Aufwendungen an Energie, Hilfs- und Betriebsmittel sowie die zusätzlichen Abfälle bei Eindampfung der erzeugten Prozessabwässer

bezieht.

6.2.2.2 Eingrenzung des Datenbedarfs

Der auf den Verfahrenskomplex der Behandlung des REA-Abschlammwassers beschränkte Betrachtungsrahmen ermöglicht die Einschränkung auf die Parameter (Datenkategorien), die für die Beurteilung dieses Verfahrenskomplexes von Bedeutung sind, d. h. von ihm beeinflusst werden.

In Tabelle 28 sind die in Anhang III der IVU-Richtlinie aufgeführten [1] und die durch Anhang 47 der Rahmen-AbwasserVwV [33] wasserseitig für REA-Abwasser von Stein- und Braunkohlenkraftwerken reglementierten Stoffe zusammengestellt.

Die im folgenden zu berücksichtigenden Parameter setzen sich zusammen aus den Stoffen aus Anhang III plus den verfahrensbezogen gesetzlich reglementierten Stoffen und den von der Technik jeweils nachweislich beeinflussten Stoffen. Im vorliegenden Fall sind dies die in den Regelwerken genannten Schwermetalle und Arsen, ebenso die reglementierten Anionen Fluorid, Sulfat und Sulfid. Zusätzlich sollte das in vielen Einzelgenehmigungen reglementierte Chlorid als mengenrelevanter Bestandteil von REA-Abwasser mit aufgeführt werden.

Da die Frage Abwasserableitung oder Abwassereindampfung ohne Einfluss auf die Bruttowärmeleistung der Anlage ist, sind die direkten luftseitigen Emissionen von dieser Fragestellung nicht berührt. Die bei Abwassereindampfung geminderte Nettostromerzeugung muss vom Mix des Stromnetzes ausgeglichen werden und wird somit über den KEA berücksichtigt.

Tabelle 28: Übersicht der in der IVU-Richtlinie Anhang III [1] enthaltenen und in Gesetzen reglementierten Stoffparameter für die Wasserseite

	Stoffe aus Anhang III IVU-RL [1]	Anhang 47 zur Rahmen- AbwasserVwV [33]	EU	In REA-Abwasser enthalten
<i>Wasserseitige Parameter</i>				
1	Halogenorganische Verbindungen und Stoffe, die im wässrigen Milieu halogenorganische Verbindungen bilden			
2	Phosphororganische Verbindungen			
3	Zinnorganische Verbindungen			
4	Stoffe und Zubereitungen mit nachgewiesenermaßen in wässrigem Milieu oder über wässriges Milieu übertragbaren karzinogenen, mutagenen oder sich möglicherweise auf die Fortpflanzung auswirkenden Eigenschaften			
5	Persistente Kohlenwasserstoffe sowie beständige und bioakkumulierbare organische Giftstoffe			
6	Cyanide			
7	Metalle und Metallverbindungen	Cd, Hg, Cr, Ni, Cu, Pb, Zn		ja
8	Arsen und Arsenverbindungen			ja
9	Biozide und Pflanzenschutzmittel			
10	Schwebestoffe	-		
11	Stoffe, die zur Eutrophierung beitragen (insbesondere Nitrate und Phosphate)			

	Stoffe aus Anhang III IVU-RL [1]	Anhang 47 zur Rahmen-AbwasserVwV [33]	EU	In REA-Abwasser enthalten
12	Stoffe, die sich ungünstig auf den Sauerstoffgehalt auswirken (und sich mittels Parametern wie BSB und CSB messen lassen)	CSB		ja

Die in der Tabelle 29 zusammengestellte Stoffliste soll der anschließenden Datenerhebung und Berechnung zu Grunde liegen.

Tabelle 29: Zusammenstellung der für einen Vergleich abwassererzeugender und -freier REA erforderlichen abwasserseitigen Parameter

Wasserseitige Parameter
Anionen
Chlorid (Cl^-)
Fluorid (F^-)
Sulfat (SO_4^{2-})
Sulfid (S^{2-})
Metalle
Arsen (As)
Blei (Pb)
Cadmium (Cd)
Chrom (Cr)
Kupfer (Cu)
Nickel (Ni)
Quecksilber (Hg)
Zink (Zn)

6.3 Datenerhebung und Berechnung der Inventare der technischen Alternativen

6.3.1 Erhebung

Für die Berechnung des vorliegenden Fallbeispiels werden die Daten eines realen Kraftwerks herangezogen. Zum Vergleich werden diesen Einzelwerte aus der Literatur gegenübergestellt.

6.3.2 Modellierung und Berechnung

Für die Modellierung und Berechnung wurde eine große Kraftwerksanlage mit 750 MW elektrischer Leistung (brutto) mit Kondensationsturbine (sprich: reine Stromerzeugung) angesetzt.

6.3.2.1 Kurzdarstellung der Modellierung der Techniken

Im Folgenden wird kurz beschrieben, wie die Emissionen und Verbräuche der zu bewertenden technischen Varianten modelliert werden.

Technik 1: Nasse Abgasentschwefelung mit Aufbereitung und anschließender Ableitung des Waschwassers als Abwasser

Der Chloridgehalt im Abwasser der REA ist üblicherweise die bestimmende Größe für die Menge an Abwasser, da Konzentrationen von über 30 g/l zu erheblichen Korrosionsproblemen führen und auch die Effizienz der Aufbereitung mindern [32]. Die in aller Regel chloridärmeren Braunkohlen führen daher meist zu geringeren Abwassermengen als Steinkohlen. Nach Kenntnis der Forschungsnehmer betragen die in Steinkohlekraftwerken realisierten Chloridkonzentrationen im Mittel ca. 10g/l

Bei der Modellierung wurden Abwasserdaten eines mit Steinkohle befeuerten Kraftwerks genutzt [43], bei welchen die mittlere Chlorid-Konzentration 3,7 g/l im REA-Abwasser ist und bei einem stündlichen Kohledurchsatz von 225 t eine Abwassermenge von 20,5 m³ entsteht (Realdaten auf 750 MW (Brutto) Kraftwerk umgerechnet). Nach Information des UBA [44], das eine Umfrage unter deutschen Kraftwerksbetreibern durchführte, ist im Mittel von einem Abwasseranfall aus der REA-Abschlammung von 0,051 bis 0,062 m³/(h•MWh) auszugehen. Dies würde beim hier betrachteten Kraftwerk mit 750 MWh Leistung eine Abwassermenge von ca. 38 bis 47 m³/h bedeuten. Grund für den viel geringeren Abwasserstrom im o.g. Kraftwerk ist die dort eingesetzte Kohle: Sie hat aufgrund ihrer Herkunft im Mittel einen Chloridgehalt von ca. 10% dessen der Ruhrkohle. Dadurch muss sehr viel weniger Chlorid ausgeschleust werden. Übliche Steinkohlekraftwerke besitzen eine um den Faktor 2 bis 5 höhere Abwassermenge. Um das Gesamtergebnis der Betrachtung nicht auf einen Ausnahmefall zu beziehen, wird eine mittlere Abwassermenge von 42 m³/h mit 10 g/l Chlorid angenommen.

Die aus der Eigenkontrolle des Realkraftwerks [43] erhaltenen Konzentrationen für weitere Stoffe werden entweder als Konzentration (Metallionen, Sulfat die durch die chemische Behandlung bzw. Lösungsgleichgewichte bestimmt sind) oder als Fracht (Ionen wie Nitrat, die durch die tatsächlich auszuschleusende Menge begrenzt sind) übernommen.

Für die Abwasseraufbereitung wird ein Bedarf an Kalkhydrat (Ca(OH)_2) von 90 kg/h angesetzt (aus [45] abgeleitet).

Technik 2: Nasse Abgasentschwefelung mit Eindampfung des Waschwassers

Bei einer Eindampfung des REA-Abwassers entfallen der Bedarf einer Abwasseraufbereitungsanlage bzw. deren betriebliche Aufwendungen (z. B. das Kalkhydrat). Für die Eindampfung des Wassers werden zusätzliche Dampfmengen benötigt. Es entsteht ein weiterer Abfallstoff, das verbleibende Salz, welches untertägig entsorgt werden muss.

Fließschema der Prozesse bei abwassererzeugender REA

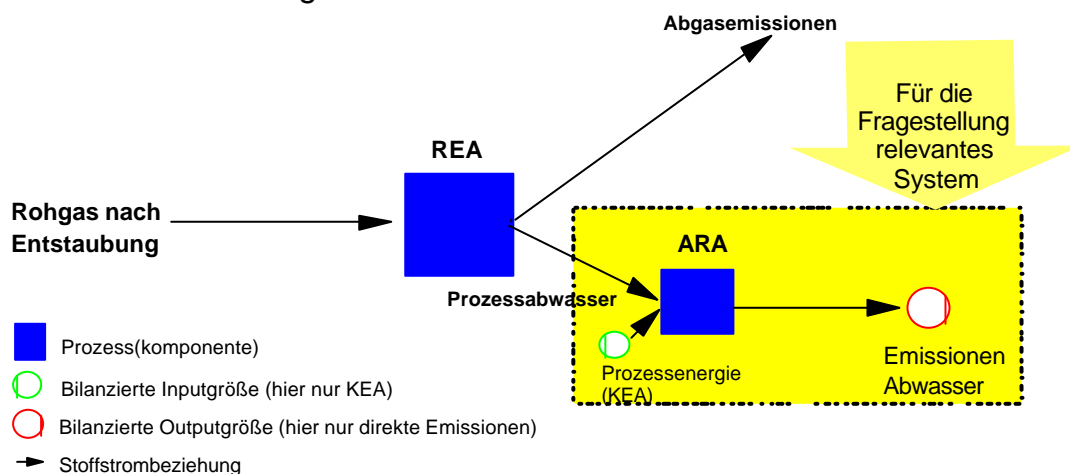


Abbildung 42: Stoffstromnetz REA mit Abwasser

Fließschema der Prozesse bei abwasserfreier REA

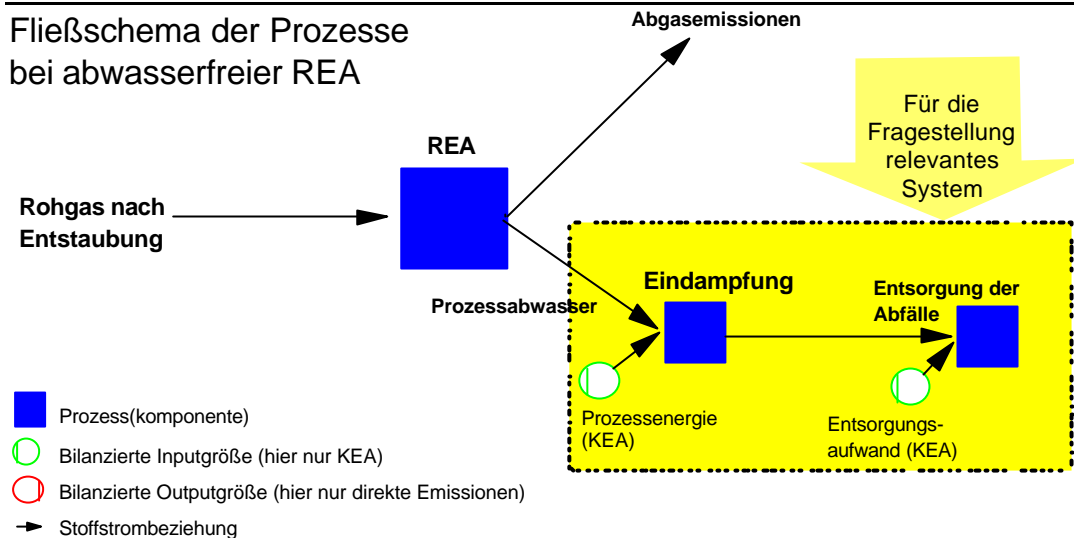


Abbildung 43: Stoffstromnetz abwasserfreie REA

6.3.2.2 Primärdaten der Modellierung

Für die Modellierung der Behandlung des REA-Abwassers werden die in Tabelle 30 zusammengestellten Kennwerte (aus [45] abgeleitet) und die in Tabelle 31 aufgeführten Messwerte für REA-Abwasser [43] zu Grunde gelegt.

Für den spezifischen Energieverbrauch der abwasserfreien REA gegenüber der abwassererzeugenden wird von einer Minderung des Netto-Stromwirkungsgrades um 0,65 Prozentpunkte ausgegangen. Dabei werden für die Eindampfung folgende Annahmen getroffen:

- Der spezifische Dampfbedarf ist 0,3 t Dampf je t Brüden (4 stufige Eindampfung, [62]). Daraus ergibt sich eine Minderung des Wirkungsgrades um ca. 0,47 %.
- Der spezifische Eigenbedarf der Eindampfung ist 32 kWh je m³ Zulauf (aus [42] abgeleitet). Daraus ergibt sich eine Minderung des Wirkungsgrades um 0,18 %.

Die 4-stufige Eindampfung als eine übliche energetische Optimierung bei der Eindampfung großer Abwasserströme anzusehen.

Tabelle 30: Kenndaten zur Modellierung

		ohne REA-Abwasser- eindampfung	mit REA- Abwasser- eindampfung	
Kenndaten des Kraftwerks				
Allgemeine	Bruttowärmeleistung	1.813		MWh/h
Kennwerte	Bruttostromerzeugung	750		MWh/h
	Bruttostromwirkungsgrad (η_{el})	0,414		
	Nettostromerzeugung	675	662,7	MWh/h
	Nettostromwirkungsgrad (η_{el})	0,3720	0,3655	
	Jahresvollbenutzungsstunden	5.000		h/a
Betriebliche Inputs	Kohleeinsatz	225.000		kg/h
	Kalk für REA	5.530		kg/h
	Kalk für ARA	90		kg/h
Betriebliche Outputs ^{a)}	REA-Gips	42.140		kg/h
	REA-Schlamm (40 %TS)	514,3		kg/h
	Abwasser	42		m ³ /h

a) Nicht aufgeführt sind an dieser Stelle die Abfallmengen aus Prozessabwasserbehandlung bzw. Eindampfung. Diese werden im Weiteren aus dem Inventar errechnet und sind in Tabelle 32 dargestellt.

Tabelle 31: Grenzwerte nach Anhang 47 [33] und Messwerte für REA-Abwasser

	Grenzwert Anhang 47 [mg/l]	aus Angabe Kraftwerksbetreiber [43] [mg/l]	Messwerte	
			Literatur [46] [mg/l]	[47] [g/h]
CSB	80 ^{a)} 150 ^{b)}	38	73	k.A.
Sulfat	2.000	1.198	1.784	k.A.
Sulfit	20	k.A.	< 0,7	k.A.
Ammonium	-	1,7 ^{c)}	k.A.	k.A.
Nitrat	-	246 ^{c)}	k.A.	k.A.
Nitrit	-	7,3 ^{c)}	k.A.	k.A.
Fluorid	30	4,2 ^{c)}	13,2	k.A.
Sulfid	0,2	k.A.	< 0,01	k.A.
Chlorid	10.000	10.000 ^{d)*}	k.A.	k.A.
Cadmium	0,05	0,003	< 0,001	0,005
Quecksilber	0,05	< 0,001	< 0,0001	0,013
Chrom	0,5	0,007	0,0169	0,05
Nickel	0,5	0,011	< 0,005	0,1
Kupfer	0,5	0,015	0,008	0,14
Blei	0,1	0,013	0,004	0,3
Zink	1	0,041	0,015	k.A.

a) bei Einsatz Branntkalk

b) bei Einsatz Kalkstein

c) Annahme: Fracht unabhängig von Abwassermenge

d) Annahme: mittlere Chloridkonzentration bei Steinkohlekraftwerke

6.3.2.3 Ergebnisse der Berechnung (Sachbilanz)

Tabelle 32: Sachbilanzergebnisse der zu vergleichenden Techniken (direkte Emissionen über das Abwasser in den Vorfluter) und KEA

Einheit	Technik 1 mit Abwasser	Technik 2 ohne Abwasser
Direkte Emissionen^{a)}		
Sulfat kg/h	50,4	-
Chlorid kg/h	420	-
Fluorid kg/h	0,177	-
Nitrat kg/h	10,3	-
Ammonium kg/h	0,07	-
Blei kg/h	0,00055	-
Cadmium kg/h	0,00012	-
Chrom kg/h	0,00029	-
Kupfer kg/h	0,00064	-
Nickel kg/h	0,00047	-
Quecksilber kg/h	0,00004	-
Zink kg/h	0,00172	-
KEA		
Energieverbrauch ^{b)} MWh/h	-	11,8
als KEA ^{c)} GJ/h		145
Kalkhydrat kg/h	90	-
als KEA ^{d)} GJ/h	0,38	
Mischsalze kg/h	546 (40% TS) ^{e)}	903 (80% TS) ^{f)}
Entsorgung als KEA ^{g)} GJ/h	0,14	0,23
Summe KEA GJ/h	0,52	145

a) Nach den oben genannten Quellen [43]

b) Ausgehend von der Minderung des Netto-Stromerzeugungsgrades um 0,65 Prozentpunkte (100 % = 1.810 MWh/h)

c) KEA [MJ] = 11,8 MWh · 3.600 s/h • 3,42 (nach GEMIS werden im Mittelmix des bundesdeutschen Stromnetzes zur Erzeugung von 1 MJ Strom (netto) 3,42 MJ Primärenergie (ab Lagerstätte) verbraucht).

d) Ausgehend von 4,2 MJ/kg Branntkalk [25] und 90 kg/h

e) Errechnet auf der zugegebenen Kalkhydratmenge

f) Errechnet auf der Basis der Salzgehalte im REA-Abwasser (Chlorid und Sulfat als Kalziumsalze)

g) Ausgehend von 0,26 MJ pro kg Abfallentsorgung (Sonderabfalldeponie mit 200 km Antransport) (Quelle: Umberto, Berechnung des ifeu-Instituts)

6.3.3 Datenqualitätskontrolle

Bereits bei den Ausführungen zur Datenerhebung und Berechnung wurde auf lückenhafte oder schlecht untermauerte Datenlagen hingewiesen. An dieser Stelle seien die wesentlichen Problempunkte nochmals zusammengefasst:

- Die verfügbaren Daten zu Schadstofffrachten REA-Abwasser aus Kraftwerksanlagen unterliegen starken Schwankungen, was zum Einen eine Folge unterschiedlichen Typologien sowie Betriebsweisen der REA-Anlagen ist, zum Anderen aus den sehr unterschiedlichen Gehalten der Stoffe in den verfeuerten Kohlen resultiert.
- Der spezifische Energieverbrauch der Eindampfung von REA-Abwasser ist aus bekannten Daten zur Eindampfung anderer, vergleichbarer, Aufgabenstellungen abgeleitet. Er dürfte durch weitere technische Maßnahmen (Brüdenverdichtung u.a.) im Realfall noch optimierbar sein.

6.4 Normierung

6.4.1 Ortsunabhängige Normierung der technikbezogenen Unterschiede

Die ortsunabhängige Normierung erfolgt anhand des sogenannten spezifischen Beitrags. Zu dessen Ermittlung für die einzelnen Techniken bzw. deren Unterschiede untereinander, stellen die Angaben zur aktuellen Emissions- und Verbrauchssituation den Ausgangspunkt dar. Ausgedrückt werden die spezifischen Beiträge mittels der Hilfsgröße „Einwohnerdurchschnittswert“ (EDW).

In Tabelle 33 sind die in diesem Fallbeispiel verwendeten Gesamtbelastungswerte bezogen auf die Bundesrepublik und die auf den Einwohner bezogenen Mengen zur Berechnung der Einwohnerdurchschnittswerte aufgeführt.

In Tabelle 34 werden die spezifischen Beiträge der beiden Technikvarianten aufgeführt, für beide hochgerechnet auf die Gesamtleistung der in Deutschland mit REA betriebenen Steinkohlenkraftwerke (ausgehend von 400 TWh/a). In Abbildung 44 werden die wesentlichen Unterschiede zwischen Technikvariante 1 (abwassererzeugende REA) und der abwasserfreien Technikvariante 1 mit Hilfe der so genannten T-Diagramme durch paarweisen Vergleich grafisch veranschaulicht.

Tabelle 33: Grundlagen zur Ermittlung des spezifischen Beitrags - Gesamtemissionen und -verbräuche in Deutschland und die mittlere Belastung durch einen Einwohner

	Deutschland Gesamtlast pro Jahr		Quelle	Belastung durch einen Einwohner in Deutschl. pro Jahr ^{a)}	
Verbrauch					
Kumulierter Energieverbrauch	14.767.000	TJ/a	b)	180	GJ/a
Emissionen (Wasser)					
Sulfat	Datenlücke	t/a			
Chlorid	10.000.000	t/a	d)	122	kg/a
Fluorid	100.000	t/a	d)	1,22	kg/a
Arsen	0,16	t/a	c)	0,002	g/a
Cadmium	2,14	t/a	c)	0,0261	g/a
Blei	87,1	t/a	c)	1,06	g/a
Chrom	93,3	t/a	c)	1,14	g/a
Kupfer	128	t/a	c)	1,56	g/a
Nickel	108	t/a	c)	1,32	g/a
Quecksilber	0,56	t/a	c)	0,0068	g/a
Zink	737	t/a	c)	8,99	g/a

a) Ausgehend von 82 Millionen Einwohnern

b) Daten zur Umwelt 1998 für das Jahr 1996 [28]

c) Vorläufige Abschätzung durch auf der Basis von UBA – Daten zur Umwelt 1997 [26] (Annahme: Einträge in die Nordsee von 1990 entsprechen in der Höhe den Gesamteinträgen in Nord-, Ostsee und Donau für Ende der 90er Jahre)

d) Daten durch ifeu abgeschätzt

Nach Normierung der Unterschiede zwischen den beiden Technikvarianten, ergeben sich für einzelne Abwasserkomponenten (Quecksilber und Cadmium bei Technik 1) die insgesamt höchsten spezifischen Beiträge (knapp 2 Mio. bzw. 1,5 EDW bezogen auf das gesamte Branchensegment der Steinkohlekraftwerke in Deutschland). Die anderen Abwasserkomponenten liegen in ihren spezifischen Beiträgen um eine bis zwei Größenordnungen darunter.

Demgegenüber führt der erhöhte Energieverbrauch durch die Eindampfung des REA-Abwassers (Technik 2) zu einem Unterschied im **KEA** von 250.000 EDW für den Kraftwerkspark. Hierin enthalten ist auch der Energiebeitrag des Entsorgung für den Sonderabfalltransport des Eindampfrückstandes.

Die Darstellung zeigt, dass beide Aspekte - die direkten aquatischen Emissionen wie auch der Energieverbrauch – deutlich über der Erheblichkeitsschwelle liegen.

Ein eindeutiges Ergebnis liegt somit nicht vor. Ein auf einer Abwägung beruhendes Urteil im Sinne einer Ökobilanzauswertung wäre durchaus möglich, ist aber für die hier vorliegende Problemstellung der Bewertung von BVT nicht vorgesehen.

Tabelle 34: Spezifische Beiträge der zu vergleichenden Techniken bezogen auf die Gesamtemissionen und -verbräuche und die gesamte Kapazität von Steinkohlekraftwerken in Deutschland

	Technik 1 <i>mit Abwasser</i>	Technik 2 <i>ohne Abwasser</i>
Wasserseitige Emission		
Chlorid	1.100.000	-
Fluorid	44.000	-
Nitrat	99.000	-
Ammonium	7.800	-
Blei	160.000	-
Cadmium	1.500.000	-
Chrom	79.000	-
Kupfer	150.000	-
Nickel	91.000	-
Quecksilber	1.900.000	-
Zink	60.000	-
KEA	890	250.000

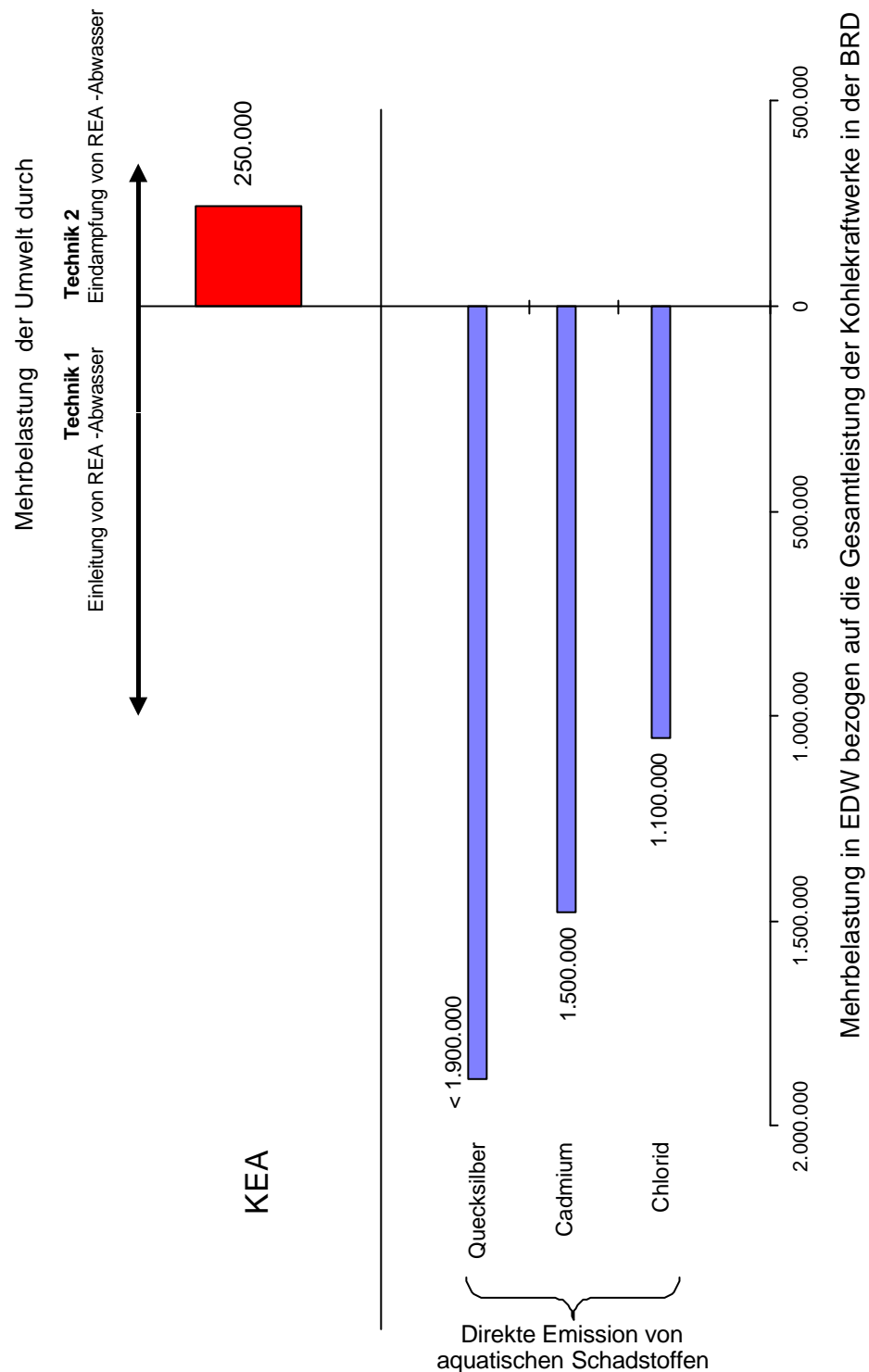


Abbildung 44:

T-Diagramm zum paarweisen Vergleich abwassererzeugender REA (Technik 1) und abwasserfreier REA (Technik 2) – Vergleich absoluter Unterschiede in EDW ausgedrückt für die Gesamtheit an Steinkohlenkraftwerken (2.043 PJ Steinkohle nach [28])

Wie in Kapitel 6.2.2.2 erläutert, wurde für den anlageneigenen Energieaufwand zur Eindampfung und die damit verbundene Minderung der Nettostromleistung externer Netzstrom angerechnet (mittlerer Mix). Dies ist als realistisches Szenario anzusehen, da die Feuerungsleistung der Anlage – und damit auch die Luftemissionen – unbeeinflusst bleibt. Theoretisch ist aber auch ein Szenario denkbar, wonach die Eindampfung durch den Mehrbedarf an Energie auch die Erzeugung – und damit auch die Emissionen – am Standort erhöht. Dann wären die direkten luftseitigen Emissionen ebenfalls zu bilanzieren.

Im hier verwendeten Grundszenario sind Luftschadstoffemissionen (insbesondere durch den Energiemehraufwand der Eindampfung) über die Größe KEA abgedeckt. Die für die Eindampfung verbrauchte Energie muss aber an anderer Stelle erzeugt werden. Damit kommt es zu einer Erhöhung der Emission an Schadstoffen (luftgetragen) bei der Eindampfung. An dieser Stelle soll geprüft werden, ob das beschriebene theoretische Szenario zum gleichen Ergebnis führt, bzw. ob das Normierungsergebnis des KEA als hinreichend repräsentativ für den Bewertungsfall erweist. In Tabelle 35 sind daher die auf die verminderte Strommenge (für das Referenzkraftwerk sind dies 58,9 GWh, bezogen auf die gesamte Leistung der Steinkohlekraftwerke in Deutschland 3.610 GWh im Jahr) zurückgehenden Emissionen des Kraftwerkstypus selbst wie auch des mittleren Stromnetzes zusammengestellt. Dabei wird im Stile der Ökobilanz-Wirkungsabschätzung auch eine Aggregation auf die verschiedenen Wirkungskategorien vorgenommen. Die Ergebnisse in den Wirkungskategorien werden in die Größe EDW normiert und in Abbildung 45 zu den Ergebnissen des Grundszenarios hinzugefügt.

Es lässt sich erkennen, dass beim Treibhauseffekt die Normierung ein etwas höherer spezifischer Beitrag als beim KEA vorliegt, bei Schadstoffen, die zur Versauerung und Eutrophierung führen, der Beitrag etwas geringer ausfällt. Deutlich geringere Beiträge resultieren bei Sommersmog (Faktor 5), noch geringer bei den kanzerogenen Stoffen (v.a. Schwermetalle). Diese beiden Aspekte sind im vorliegenden Fall durch den KEA somit eher überrepräsentiert.

Insgesamt wird deutlich, dass das „theoretische“ Szenario der erhöhten Emission an der Anlage selbst keine andere Beurteilungsgrundlage als das Grundszenario liefert und man bei der Bewertung auf der Basis des KEA in jedem Falle „auf der sicheren Seite“ liegt.

Tabelle 35: Emissionen, verursacht durch den zusätzlichen Energieaufwand der Eindampfung, im bundesdeutschen Stromnetz und in einem Steinkohlenkraftwerk

	Anrechnung von Strom aus		Einheit
	bundesdeutschen Netz	Steinkohlenkraftwerk	
Stromverbrauch	3.610	3.610	GWh
KEA gesamt	44.500	43.500	TJ
Spezifischer Beitrag	247.000	241.000	EDW
Kohlendioxid, fossil	2.740.000	3.694.000	t
Methan	7.300	21.400	t
Distickstoffmonoxid	17	25	t
Treibhauspotenzial	2.899.000	4.150.000	t CO₂-Äq.
Spezifischer Beitrag	223.000	319.000	EDW
Ammoniak	15	25	t
Fluorwasserstoff	60	72	t
Chlorwasserstoff	438	271	t
Stickstoffoxide	3.270	3.120	t
Schwefeldioxid	11.669	5.020	t
Versauerungspotenzial	14.500	7.600	t SO₂-Äq.
Spezifischer Beitrag	197.000	104.000	EDW
Eutrophierungspotenzial	430	414	t PO₄³⁻-Äq
Spezifischer Beitrag	122.00	117.000	EDW
Methan	7.300	21.400	t
Benzol	1		t
NM VOC, un spez.	83	99	t
POCP	110	219	t Ethen-Äq
Stickstoffoxide	201	191	t
NCPOCP	148	205	t NCPOCP
Spezifischer Beitrag	8.450	11.700	EDW
Arsen	0,012	0,067	t
Cadmium	0,004	0,013	t
Chrom	0,022	0,040	t
Nickel	0,21	0,03	t
Benzo(a)pyren	0,000005	0,0007	t
PCDD, PCDF	1,2E-07	1,3E-08	t
Krebsrisikopotenzial	0,033	0,10	t As-Äq
Spezifischer Beitrag	5.700	17.000	EDW

Erläuterungen: NM VOC: Gasförmige organische Verbindungen außer Methan, POCP: Fotooxidantienbildungspotenzial, NCPOCP; Stickstoff korrigiertes POCP: Wirkungsindikatoren für Sommersmog

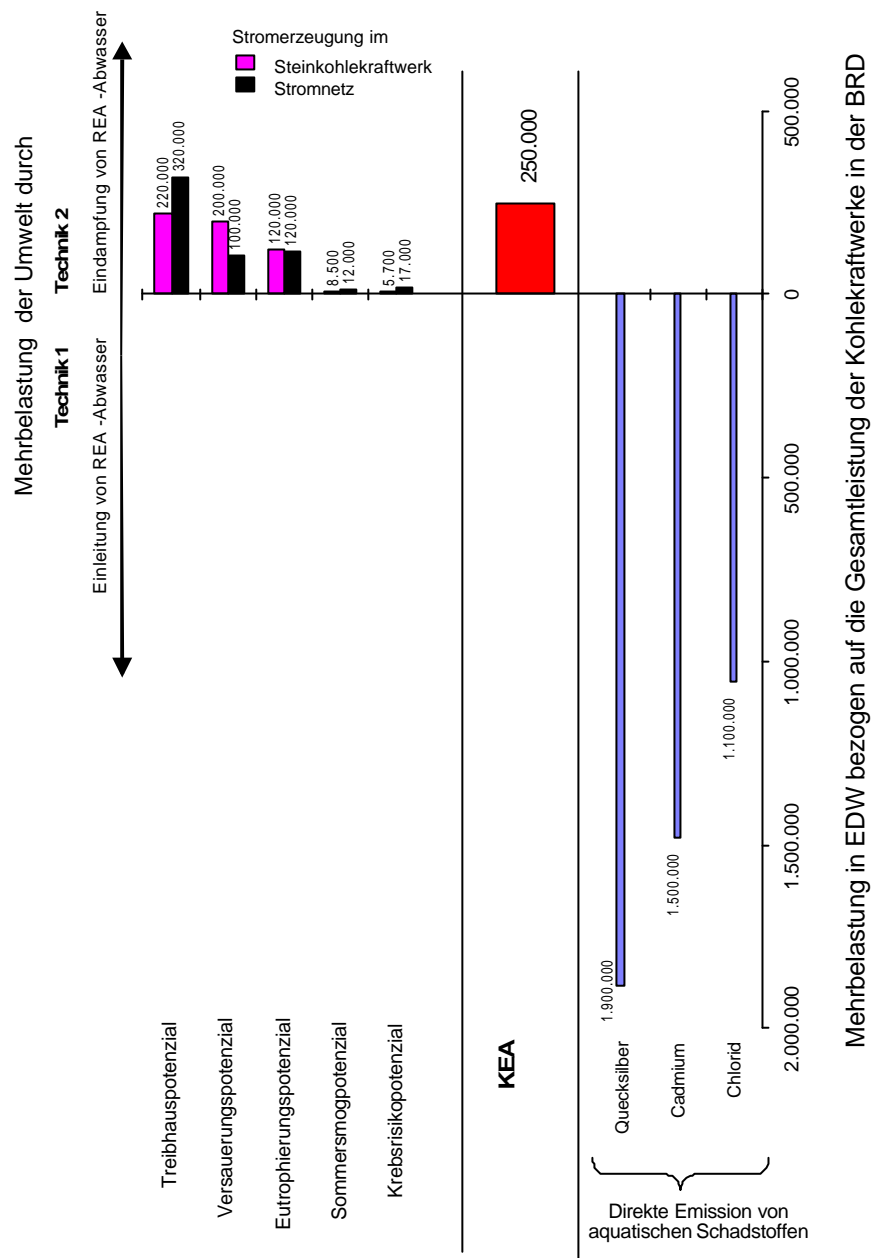


Abbildung 45:

T-Diagramm zum paarweisen Vergleich abwassererzeugender REA (Technik 1) und abwasserfreier REA (Technik 2) – unter Berücksichtigung der Luftschadstoffemissionen durch den zusätzlichen Energieverbrauch bei Technik am Beispiel einer Kraftwerksanlage von 750 MW Bruttostromerzeugung

6.4.2 Umgebungsbezogene Normierung geschätzter Immissionen auf der Basis von Standardszenarien zur Ausbreitung in die Umweltmedien mit Hilfe von Immissionsmaßstäben

Wie in der vorherigen Betrachtung bereits ausgeführt, wird auf Seiten des Abgases kein relevanter Unterschied zwischen den Techniken angenommen. Somit ist für die Immissionsbetrachtung lediglich das Abwasser der Kraftwerke heranzuziehen. Als vorläufiger Vorschlag für die ortsbezogene Normierung wird für die Abwassereinleitung eines Kohlenkraftwerks Folgendes angesetzt:

Emissionen ins Wasser werden als Frachten formuliert; die Emissionen werden bei der Direkteinleitung in ein Fließgewässer (gängige Konstellation) mit **10.000 m³/h** (entsprechend einem mittleren Vorfluter bei Niedrigwasser) verdünnt.

Die sich bei Technik 1 aus der Emission der Abwasserfrachten in das „Standardgewässer“ ergebenden Immissionskonzentrationen (Verdünnungsfaktor für diesen Anlagentyp 42 m³ in 10.000 m³) sind in der Tabelle 36 auf Basis der Daten einer realen Großanlage aufgeführt. Ein Vergleich dieser Konzentrationen mit den in **Anhang 3** abgeleiteten Qualitätszielen führt zu folgenden Ergebnissen.

Die für das Standardgewässer errechneten Ionenkonzentrationen für Chlorid, Sulfat und Fluorid sowie für Nitrit, Nitrat, Ammonium und den CSB liegen mit realen Messdaten aus einer bestehenden Anlage über der Relevanzschwelle von 1 % des Richtwertes. Für die Schwermetalle wird diese Schwelle für Cadmium und Quecksilber deutlich überschritten. Es ist zu beachten, dass für Quecksilber eine ständige Unterschreitung der Nachweisgrenze – wenn auch nachweisbare Gehalte - vorliegt und die Nachweisgrenze (1 µg/l) in die Berechnung eingesetzt wurde.

Tabelle 36: Vergleich der gemäß Szenario errechneten Immissionskonzentrationen im Vorfluter mit Immissions-Richtwerten (Basis: Realdaten, 42 m³/h Abwasser; 10.000 m³/h Vorflut; NWG = im Bereich der Nachweisgrenze)

Parameter	Konzentration	Fracht	ImmKonz.	Richtwert	% von
[Name]	[mg/l]	[mg/h]	[µg/l]	[µg/l]	Richtwert
CSB	38	1.596.000	159	4.000	4,0
Sulfat	1250	52.500.000	5228	100.000	5,2
Chlorid	10000	420.000.000	41824	100.000	41,8
Fluorid	4,2	176.400	18	1.000	1,8
Nitrit	7,3	306.600	31	329	9,4
Nitrat	246	10.332.000	1029	25.000	4,1
Ammonium	1,7	71.400	7,11	200	3,6
Cadmium	0,003	126	0,01	0,07	14,3
Quecksilber (NWG)	0,001	42	0,0042	0,04	10,5
Chrom	0,007	294	0,03	10	0,3
Nickel	0,012	504	0,05	4,4	1,1
Kupfer	0,015	630	0,06	4	1,5
Blei	0,015	630	0,06	3,4	1,8
Zink	0,04	1.680	0,17	14	1,2

Die vorliegenden Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass die Ableitung von Abwasser aus der REA-Abschlammung in einen Vorfluter zu einer relevanten Mehrbelastung durch alle Stoffe außer Chrom führt. Chlorid, Cadmium und Quecksilber schöpfen den Richtwert sogar zu mehr als 10% aus. Bei deutlich mehr Wasser führenden Vorflutern (Beispiel Main bei Aschaffenburg: ca. 100.000 m³/h bei Niedrigwasser, d.h. das 10-fache wie im Standardszenario) würde das Relevanzkriterium für diese 3 Stoffe ebenfalls erreicht. Für die 4 relevantesten Stoffe ist das Ergebnis in Abbildung 46 als T-Diagramm dargestellt.

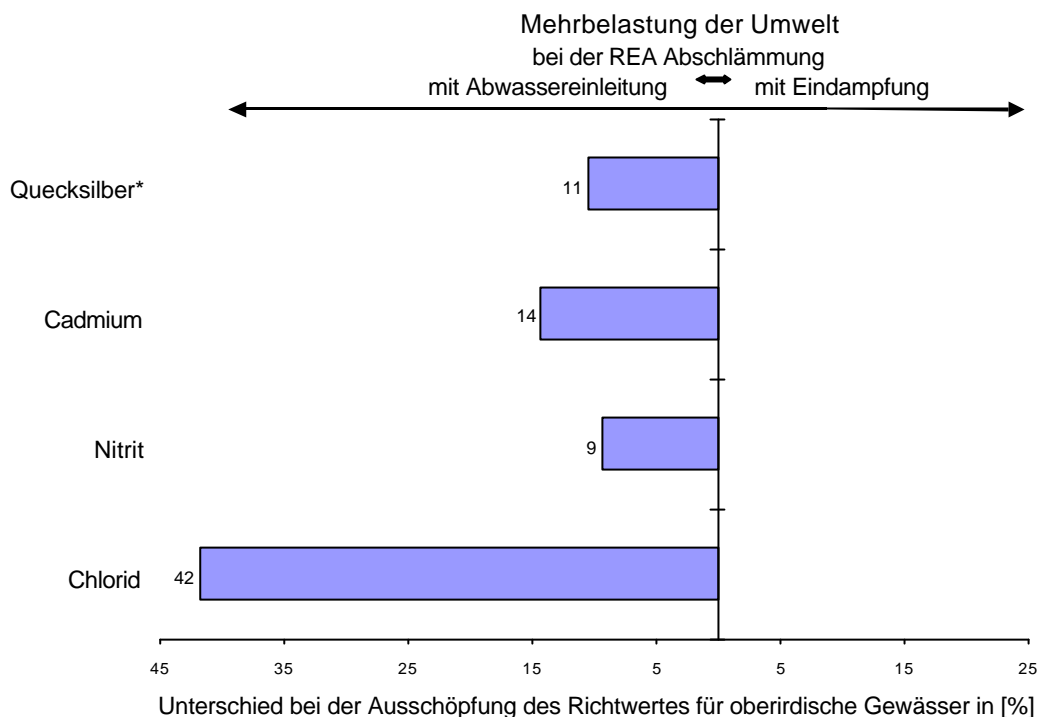


Abbildung 46: T-Diagramm zum paarweisen Vergleich abwassererzeugender REA und REA mit Abwassereindampfung bezüglich der Ausschöpfung des Schutzziels Wasser (750 MW brutto Steinkohlekraftwerk mit 42 m³/h Abwasser eingeleitet in einen Vorfluter mit 10.000 m³/h; * im Bereich der Nachweisgrenze)

Nachfolgend soll noch die Mehrbelastung durch zusätzlich emittierte Schadstoffe auf dem Luftweg betrachtet werden, wenn das REA-Abschlammwasser eingedampft wird. Diese Bewertung ist im vorliegenden Fall deshalb sinnvoll, weil die Normierung der zu vergleichenden Techniken auf das Produkt (Strom) erfolgen sollte. Dabei wird die Annahme getroffen, dass das Modellkraftwerk mit Eindampfung die gleiche Menge Produkt (also verkaufsfähigen Strom = Netto-Leistung) erzeugen soll. Es muss also eine größere Verbrennungsleistung gegenüber einer Anlage mit Abwasserableitung installiert werden. Setzt man eine Ausbreitung mit einem für Großkraftwerke „worst case“ Ausbreitungsfaktor von $\chi/Q = 0,005 \text{ h/m}^3$ an (für Schornsteinhöhe 150 m und 200.000 m³/h Abgasvolumen), so berechnen sich folgende zusätzliche Immissionen für das Kraftwerk mit Eindampfung (Tabelle 37):

Tabelle 37: Vergleich der gemäß Szenario errechneten zusätzlichen Immissionskonzentrationen in der Umgebung einer Anlage mit Immissions-Richtwerten (Basis: Schornstein: 150 m; 200.000 m³/h Abgas; $\chi/Q = 0,005 \text{ h/m}^3$)

	zusätzliche Emission	Immission	Richtwert	Zusatzbelastung
	[kg pro h]	[ng/m ³]	[ng/m ³]	in [%] vom Richtwert
Staub	5,8	30,2	20.000	0,15
Ammoniak	0,04615	0,2	14.000	1,72E-03
Chlorwasserstoff	0,5	2,6	100.000	2,61E-03
Distickstoffmonoxid	0,04615	0,2	180.000	1,34E-04
Fluorwasserstoff	0,1	0,7	1.000	0,07
Kohlenmonoxid	0,5	2,8	35.000	8,04E-03
NOx	5,8	30,2	30.000	0,10
Schwefeldioxid	9,4	48,2	20.000	0,24
Methan	39,8	205,0	n.b.	n.b.
PCDD, PCDF [I-TEQ]	3,51E-10	1,81E-09	1,60E-05	0,01
NMVOC, unspez.*	0,2	0,9	100.000 bis 1.000.000	0,001 bis 0,01
Benzo[a]pyren	1,43E-08	7,37E-08	1,3	5,6692E-06
PAK ohne B[a]P	0,000071	3,62E-04	n.b.	n.b.

* Richtwert geschätzt; n.b. = nicht bestimmt

Bei Installation einer höheren Feuerungsleistung zur Kompensation des Energieverlusts durch eine Eindampfanlage (750 MW Brutto, reine Verstromung) ist beim Modellkraftwerk die Zusatzbelastung für alle betrachteten luftbürtigen Schadstoffe unter 1% des Richtwertes.

6.5 Abschließende Bewertung

Die Ergebnisse bei der Bewertung der REA-Abschlämmung mit und ohne Abwassereinleitung zeigen auf der Abgasseite keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Schadstoffemissionen bzw. -immissionen aufgrund direkter Emissionen. Durch einen höheren Energieverbrauch bei der Eindampfung kommt es zu indirekten Emissionen durch die notwendige zusätzliche Energiebereitstellung an anderer Stelle. Diese indirekten Emissionen sind im KEA berücksichtigt.

Die Abschlämmung mit Abwasserableitung in einen Standardvorfluter zeigt für nahezu alle betrachteten Schadstoffe Emissionen ins Abwasser, die im Vergleich mit einer abwasserfreien Technik weit über der Grenze für das Emissionskriterium (10.000 EDW hochgerechnet auf die Branche) liegen. Auf der anderen Seite ist bei der abwasserfreien Technik der Mehrverbrauch an Energie, ausgedrückt in KEA, für die Eindampfung des Abwassers ebenfalls weit oberhalb des Relevanzkriteriums.

Beim Immissionskriterium zeigt die Abwasserableitung eine deutliche Überschreitung der Relevanzschwelle für nahezu alle Stoffe, für Chlorid, Quecksilber und Cadmium sogar zu mehr als 10 %, wenn das Standardgewässer zugrunde gelegt wird.

Die Eindampftechnik ist für REA-Abschlammwasser nicht großtechnisch in vollem Umfang (Eindampfen bisher nur als Eindicken, nicht als Eindampfen ins Trockene) realisiert. Weiterhin führt die notwendige Entsorgung von Eindampfrückstand zu einem Verbrauch an Deponievolumen und einer Erhöhung des Energieaufwandes (letzteres ist im KEA eingerechnet). In diesem Fall ist ein Rückstand zu entsorgen, der aufgrund seiner enthaltenen hohen Schadstoffkonzentration und Löslichkeit (er besteht zum großen Teil aus Chloriden) nur in speziell für derartige Abfälle vorgesehenen Deponien entsorgt werden kann (Deutschland: Untertage-Deponie).

Schlussfolgerung 1: Mit den Kraftwerken ist über das Emissionskriterium ein für viele Stoffe wichtiger Emittent bestimmter Stoffe in Fließgewässer identifiziert, insbesondere Quecksilber und Cadmium.

Schlussfolgerung 2: Es muss eine Abwägung bei der BVT-Bewertung erfolgen. Insgesamt steht ein hoher Anteil an Emissionen gefährlicher Stoffe in den Vorfluter (Abwassereinleitung) einem höheren Energieaufwand (Abwassereindampfung) gegenüber. Diese eingeleiteten gefährlichen Stoffe (Metallionen) führen durch ihre kumulative Eigenschaft zu einer ständigen Belastung der betroffenen Meere. Der Schutz der Meere vor solchen Stoffen ist eine in internationalen Verträgen zwischen Anrainerstaaten festgeschriebene Vereinbarung. Die Abwassereindampfung von REA-Abschlammwässern wäre ein großer Fortschritt für deren Reduktion. Bei einer generellen Eindampfung käme es durch den deutlich höheren Energieverbrauch zu einem höheren CO₂-Ausstoß (wie auch zahlreichen weiteren energieabhängigen Schadstoffemissionen), was den von Deutschland international zugesagten Reduktionen dieses Treibhausgases entgegensteht.

6.6 Erkenntnisse aus der Durchführung des Fallbeispiels

Folgende wesentliche Erkenntnisse sind aus dem Fallbeispiel ableitbar:

- a. Das Fallbeispiel Kraftwerke mit Eindampfung des REA-Abwassers bzw. Ableitung in einen Vorfluter zeigt wiederum, analog dem Beispiel Rauchgasreinigung bei der Müllverbrennung, den Konflikt Energieaufwand versus direkte Schadstoffemission.
- b. Als wesentlicher neuer Aspekt kommt hier aber die Betrachtung der Emissions- bzw. Immissionserhöhung durch an gleicher Stelle zu installierender höherer Durchsatzleistung für eine der Techniken zur Beurteilung. Hierbei sollte insbesondere die Repräsentanz des KEA verifiziert werden. Dies ist im behandelten Beispiel der Fall.
- c. Für die Immissionsbetrachtung muss ein Szenario für den Vorfluter gewählt werden, der dem Prozess gerecht wird: Kraftwerke sind nicht an Bächen oder kleinsten Flüssen errichtet, sondern an Flüssen mit wenigstens mittlerer Wasserführung (Kühlwasserbedarf). Die Wahl des Szenarios muss mit Sachverstand durchgeführt werden.
- d. Die Verwendung von Kohle unterschiedlicher Herkunft in den Kraftwerken führt im vorliegenden Fallbeispiel zu einer Verzerrung der Bewertung, würde man die Daten einzelner realer Kraftwerke ungeprüft übernehmen. Der Faktor 10 im Unterschied des Kohlegehalts bei Steinkohlen hat dabei auch einen wesentlichen Einfluss auf die Abwassermenge (bestimmt durch werkstoffliche Anforderungen an den maximalen Chloridgehalt im Wasserkreislauf). Es musste eine typisiertes Kraftwerk entwickelt werden.

- e. Neben dem hohen Energieaufwand für die Eindampfung kann anhand dieses Beispiels die Relevanz der „wirtschaftlichen Vertretbarkeit“, die im Rahmen des Forschungsvorhabens nicht betrachtet wird, kurz diskutiert werden: Die Mehrkosten der Stromerzeugung bei Eindampfung des Abwassers würde bei der mittleren Abwassermenge von 0,05 bis 0,06 m³/h•MWh ca. 0,4 bis 0,5 Pfennige je kWh abgegebenen Strom bedeuten. Dies wäre in der aktuellen Konkurrenzsituation der Energieerzeugerbranche und auch bei der Verwendung des Stroms im industriellen Bereich ein erheblicher Kostenfaktor. Die Notwendigkeit einer Kostenbetrachtung und einer dieser medienübergreifenden Bewertung nachgeschalteten Entscheidung in einem Gremium wird deutlich.

7 Literaturverzeichnis

- [1] Richtlinie 96/61/EG des Rates vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung.
Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 257 vom 10.10.1996, S. 26-40
- [2] Rentz, O. ; Geldermann, J.; Jahn, C.; Spengler, T.: Vorschlag für eine medienübergreifende Bewertungsmethode zur Identifikation der "Besten Verfügbaren Techniken" BVT in der Europäischen Union; Projektbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 109 05 006, Karlsruhe 1998
- [3] Lell, O.: Zuständigkeits- und Koordinationsregelungen für die Anlagenzulassung im Anwendungsbereich der IVU-Richtlinie.
Texte (Umweltbundesamt Berlin) 20/97 (1997) 54 S.; ISSN 0722-186X
- [4] Giegrich, J.; Mampel, U.; Duscha, M.: Bilanzbewertung in produktbezogenen Ökobilanzen – Evaluation von Bewertungsmethoden, Perspektiven.
Endbericht zum Forschungsvorhaben 101 01 103, Umweltbundesamt, UBA-FB 95-034, Heidelberg 1995, 210 S.
- [5] Heijungs, R. (Ed.): Environmental Life Cycle Assessment of Products, Part 1 (Guide), Part 2 (Backgrounds) – (CML, TNO, B&G).
Leiden: Centrum voor Milieukunde, October 1992; ISBN 90-5191-064-9
- [6] Fava, J. A. (Ed.): A Technical Framework for Life-Cycle Assessment, Workshop Report, August 18 – 23, 1990, Smugglers Notch, Vermont.
Society of Environmental Toxicology and Chemistry – SETAC (Publ.), 2. print, SETAC Foundation, Pensacola, Florida (1994); ISBN 1-88061-100-7
- [7] Breedveld, L.: A Dutch Approach to the European Directive on Integrated Pollution Prevention and Control: Using Life Cycle Assessment for the Integrated Assessment of Technologies.
J. Ind. Ecol. **4** (2), (2000); Artikel ist noch nicht veröffentlicht
- [8] Schmidt-Bleek, F.; Klütting, R.: Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS – das Maß für ökologisches Wirtschaften.
Birkhäuser Verlag, Berlin 1994, 302 S.; ISBN 3-7643-2959-9
- [9] Schmitz, S.; Paulini, I.: Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version '99; UBA Texte 92/99, Berlin 1999, 33 S.
- [10] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – LAWA, Arbeitskreis „Zielvorgaben“ (Hrsg.): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - chemische Gewässergüteklassifikation.
1. Aufl., Kulturbuchverlag, Berlin 1998, 69 S.; ISBN 3-88961-224-5

- [11] Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickoxide, Partikel und Blei in der Luft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 163 vom 29.06.1999, S. 41-60
- [12] Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No. 1488/94 on risk assessment for existing substances, Part II: Environmental Risk Assessment.
Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg 1996, 276 pp.; ISBN 92-827-8012-0
- [13] Deutsche Forschungsgemeinschaft: MAK- und BAT-Werte-Liste 2000. Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe, Mitteilung Nr. 36 vom 01.07.2000; Wiley-VCH Verlag, Weinheim 2000, 206 S.; ISBN: 3-527-27593-2
- [14] Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) vom 27.02.1986. GMBI. S. 95 ff., berichtigt am 04.04.1986; GMBI. S. 202.
- [15] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999. BGBl. I Nr. 36 vom 16.07.1999, S. 1554-1582.
- [16] Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung – AbwV) vom 09.02.1999; BGBl. I S. 86.
- [17] Richtlinie 2000/69/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. November 2000 über Grenzwerte für Benzol und Kohlenmonoxid in der Luft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 313 vom 13.12.2000, S. 12-21
- [18] Richtlinie 2000/76/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über die Verbrennung von Abfällen.
Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 332 vom 28.12.2000, S. 91-111
- [19] Achternbosch, M.; Richers, U.: Stoffstromanalysen zur abwasserfreien und abwassererzeugenden Verfahrenskonzeption von „nassen“ Rauchgasreinigungssystemen.
Wissenschaftliche Berichte (Forschungszentrum Karlsruhe) FZKA 5773 (1996) 79 S.; ISSN 0947-8620
- [20] Achternbosch, M.; Richers, U.: Stoffströme und Investitionskosten bei der Rauchgasreinigung von Abfallverbrennungsanlagen.
Wissenschaftliche Berichte (Forschungszentrum Karlsruhe) FZKA 6306, Juli 1999, 131 S.; ISSN 0947-8620

- [21] Auksutat, M.; Löffler, R.: Kostenstrukturuntersuchung von Abfallbeseitigungsverfahren.
Texte (Umweltbundesamt Berlin) 30/98 (1998); ISSN 0722-186X
- [22] Schäfl, A.: Massen- und Energiebilanzen sowie Disposition von Müllheizkraftwerken.
Manuskripte zur Abfallwirtschaft Bd. **13** Teil 1 (1995) 85 S.; ISBN: 3-928179-60-8
- [23] Achternbosch, M.; Richers, U.: Vergleich und Beurteilung von Stoffströmen der abwasserfreien und abwassererzeugenden Verfahren der „nassen“ Rauchgasreinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen.
Wissenschaftliche Berichte (Forschungszentrum Karlsruhe) FZKA 5874, Juli 1997, 62 S.; ISSN 0947-8620
- [24] Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Thermische Abfallbehandlung.
EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin 1994, 1081 S.; ISBN 3-924511-77-2
- [25] Patyk, A.; Reinhardt, G.A.: Düngemittel - Energie- und Stoffstrombilanzen.
F. Vieweg-Verlag, Braunschweig 1997, 229 S.; ISBN 3-528-06885-X
- [26] Umweltbundesamt (Hrsg.): Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland. Ausgabe 1997.
Erich Schmidt Verlag, Berlin 1997, 570 S.; ISBN: 3-503-04310-1
- [27] Umweltbundesamt (Hrsg.): Daten zur Umwelt 1992/1993.
Erich Schmidt Verlag, Berlin 1994, 688 S.; ISBN: 3-503-032-290
- [28] Umweltbundesamt, Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Umweltdaten Deutschland 1998; Broschüre, 48 S.; Redaktionsschluss 31.08.1998
- [29] ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung: Gutachten zur Umweltverträglichkeit einer Müllverbrennungsanlage in Erlangen; im Auftrag des Zweckverbandes Abfallwirtschaft der Stadt Erlangen und des Landkreises Erlangen-Höchstadt, Heidelberg 1990.
- [30] Lahmeyer international: Umweltverträglichkeitsuntersuchung für die geplante Thermische Abfallbehandlungsanlage in Nürnberg; Bestandteil des Genehmigungsantrags im Auftrag der TAN GmbH, 1997
- [31] ABAG/ifeu – Abfallberatungsagentur Baden-Württemberg / Institut für Energie- und Umweltforschung: Pflichtenheft – Erarbeitung einer Systematik/Methode zur Bewertung von Verwertungsoptionen; im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr, Baden-Württemberg; Fellbach, Heidelberg 1996
- [32] ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung: Bewertung der Umweltverträglichkeit von Entsorgungsoptionen: im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr, Baden-Württemberg unter Koordination der ABAG-itm GmbH; in Vorbereitung.
- [33] Rahmen-AbwasserVwV in der Fassung der Bekanntmachung vom 31. Juli 1996 (GMBI S. 729), Anhang 47

- [34] Ökopol Institut für Ökologie und Politik GmbH, Hamburg: Sachbilanzen Flexodruckanlagen.
Bericht vom 03.03.2000, 6 S.; erstellt im Auftrag von ARCADIS Trischler & Partner GmbH, Darmstadt
- [35] Ethanol; in Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, Volume A9, VCH Verlag, Weinheim 1987, S. 587-653
- [36] Boustead, I.: Eco-Profiles of the European Plastics Industry – Report 4: Polystyrene; Association of Plastics Manufacturers in Europe – APME (Publ.), Brüssel 1997, 33 S.
- [37] Franke, B. et al: Ökobilanzen für Verpackungen, Teilbericht 3: Energie - Transport - Entsorgung.
Bericht des ifeu-Instituts, Heidelberg, im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 203 03 220/04, UBA-FB 97-074/3 (1994)
- [38] Dittrich, D.; Feddern, J.; Klopp, R.; Lemke, J.; Litz, N.; Offenbächer, G.; Rippen, G.; Schmitt, S.; Zullei-Seibert, N.: Schwermetalle in der aquatischen und terrestrischen Umwelt. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 7.4.2 "Gefährliche Stoffe in kommunalen Kläranlagen" im ATV-Fachausschuss 7.4 "Grundsatzfragen der Indirekteinleitung". Abwassertechnische Vereinigung e.V. – ATV (Hrsg.); GFA-Verlag, Hennef 1999, 64 S.
- [39] Working Group on Arsenic, Cadmium and Nickel Compounds European Commission DG Environment:
Ambient Air Pollution by As, Cd and Ni Compounds. Position Paper. Final Version. October 2000.
- [40] Schmitz, S.; Oels, H.-J.; Tiedemann, A.: Ökobilanz für Getränkeverpackungen. Texte (Umweltbundesamt Berlin) 52/95 (1995) 83 S.; ISSN 0722-186X
- [41] Technische Regeln für Gefahrstoffe (TRGS): TRGS 403 - Bewertung von Stoffgemischen in der Luft am Arbeitsplatz, Ausgabe Oktober 1989.
BArbBl. 10/1989, S. 71
- [42] Dahm, W.; Kollbach, J. S.; Gebel, J.: Sickerwasserreinigung – Stand der Technik 1993/94 – zukünftige Entwicklungen.
EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin 1994, 792 S.
- [43] Kraftwerksbetreiber: Daten eines Steinkohlekraftwerks in Deutschland; 1999
- [44] UBA Ref. III 2.2 W, telefonische Auskunft zum UBA-Forschungsvorhaben „Großfeuerungsanlagen“, Januar 2001
- [45] Täubert, U.: Entsorgung von Steinkohlekraftwerken.
VGB Kraftwerkstechnik **68**, S. 157-166 (1988)
- [46] Technischer Überwachungs-Verein Nord: Untersuchungsbericht über die Klärschlamm-Mitverbrennungsversuche im Kraftwerk Farge – Oktober 1992 bis März 1993; Hamburg (1993)

- [47] Görtz, W., Lindert, M.: Auswertung der Mitverbrennungsversuche im Hinblick auf Emissionen und Abfallwirtschaft; Vortragsskript zum 5. Umweltfachgespräch der Landeshauptstadt Düsseldorf (1994)
- [48] Britischer Ansatz: Vorschlag zur medienübergreifenden Bewertung von Umweltbelastungen aus industriellen Prozessen, vorgestellt von der Task Force *Technical Working Group (TWG) on Economic and Cross-media Issues*, Berlin, 15.02.2001.
- [49] Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung - TrinkwV) in der Fassung vom 12.12.1990. BGBl. I (1990), S. 2613-2629; berichtigt am 23.01.1991, BGBl. I (1991) S. 227; geändert am 01.04.1998, BGBl. I (1998) S. 699
- [50] Hassauer, M.; Kalberlah, F.; Oltmanns, J.; Schneider, K.: Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten. UBA-Berichte 93/4, E. Schmidt Verlag, Berlin 1993; ISBN 3-503-03467-6
- [51] Hempfling, R.; Doetsch, P.; Stubenrauch, S.; Mahr, A; Bauer, D.; Koschmieder, H. J.; Grünhoff, D.: UMS-System zur Altlastenbeurteilung: Instrumente für die pfadübergreifende Abschätzung und Beurteilung von altlastverdächtigen Flächen. Abschlußbericht der Arbeitsgemeinschaft Fresenius Consult GmbH/focon-Ingenieurgesellschaft mbH an das Umweltbundesamt Berlin zum Forschungsvorhaben Nr. 109 01 215; Anhang 4: Endbericht - Toxikologische Basisdaten, Forschungs- und Beratungs-Institut Gefahrstoffe, FoBiG GmbH, Freiburg; UBA-FB 98-016/4 (1997)
- [52] Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe vom 23. November 1990. BGBl. I S. 2545; berichtigt am 13.12.1990, BGBl. I S. 2832
- [53] Richtlinie des Rates vom 16. Juni 1975 über die Qualitätsanforderungen an Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedsstaaten (75/440/EWG). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 194 vom 25.07.1975, S. 34-39
- [54] Von der Trenck, K.T.; Ruf, J.; Dieter, H.H.: Zusammenführung von Altlastenbewertung und Sanierungszielfindung. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. **5**, S. 135-144 (1993)
- [55] Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., Fachausschuss "Gewässergüte": Eignung von Wasser aus Fließgewässern als Rohstoff für die Trinkwasserversorgung. DVGW-Merkblatt W 251, August 1996
- [56] DIN/NAGUS: Kategorien Umweltwirkungen; Stand der Diskussion im AA3/UA2 vom Juli 1995

- [57] Eikmann, Th.; Heinrich, U.; Heinzow, B.; Konietzka, R.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen.
Ergänzbare Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung. Loseblattsammlung, E. Schmidt Verlag, Berlin 1999; Stand 2. Erg.-Lfg., IV/00.
- [58] Sagunski, H.: Richtwerte für die Innenraumlufthygiene - Kommission des Umweltbundesamtes und der Arbeitsgemeinschaft der Obersten Landesgesundheitsbehörden (Ad-hoc-AG IRK/AOLG).
Umweltmed. Forsch. Prax. **3**, S. 230 (1998)
- [59] Suter, G.W.: Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Freshwater Biota.
Environ. Toxicol. Chem. **15**, S. 1232-1241 (1996)
- [60] Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen. Länderausschuss für Immissionsschutz (LAI), Düsseldorf 1992
- [61] Umweltbundesamt (Hrsg.): KEA: mehr als eine Zahl. (Basisdaten und Methoden zum Kumulierten Energieaufwand – KEA).
Bericht, Berlin 1999, 16 S.
- [62] Sattler, K.: Thermische Trennverfahren. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, 1988.

(E = Emission, I = Immission; fett: Parameter aus IVU-RL, kursiv: in TA Luft o.a., aber keinem Parameter der IVU-RL zuordenbar)							
	Luft				Boden	Wasser	
	TA Luft	17. BImSchV	2., 13., 22., 23., 25., 27. BImSchV	EU-RL	BBodSchV	Anhänge AbwV	LAWA, EU
Ozon	-	-	I (22.)	I (Vorschlag RL KOM (2000) 613 endg.)		-	-
Kohlenmonoxid	E, I		E (13.)	I (2000/69/EG)		-	-
Schwefeloxide und sonstige Schwefelverbindungen	E, I	E	I (22.), E (13.)	I (1999/30/EG)		E (36 Sulfid u. Mercaptane, 37 Sulfit u. Sulfat, 39 Sulfid, 40 Sulfid, 41 Sulfat, 42 Sulfid, 43 Sulfid, 45 Sulfid und Mercaptane, 48 Sulfat-Fracht, 51 Sulfid, 54 Sulfid)	I (LAWA, EU: Sulfat)
Stickoxide und sonstige Stickstoffverbindungen / Gesamt-N	E, I	E	I (23.), E (13.)	I (1999/30/EG)		E (1, 5, 7, 8, 10, 12, 15, 18, 20, 22, 36, 37, 40, 43, 45, 46, 51, 55)+F24	I (LAWA, EU)
Ammonium-Stickstoff						E (1., 5., 7., 8., 10., 11., 12., 15., 18., 25, 37)	I (LAWA, EU)
Stoffe, die zur Eutrophierung beitragen (insbesondere Nitrate und Phosphate) (siehe Gesamt-N sowie P gesamt)							
Phosphor gesamt						E (1., 5., 6., 7., 8., 10., 11., 12., 14., 15., 18., 22., 25, 36, 40, 43, 45, 46, 51, 55)	I (LAWA, EU)
Phosphororganische Verbindungen							
Phosphorwasserstoff	E						
Asbest (Schwebeteilchen und Fasern)	E					E (48)	
Schwebstaub	I		E (27.), I (22.),	I (1999/30/EG)		-	-

Anhang 1: Grenzwerte und Richtwerte in Regelwerken Deutschlands und der EU

Seite 237

(E = Emission, I = Immission; fett: Parameter aus IVU-RL, kursiv: in TA Luft o.a., aber keinem Parameter der IVU-RL zuordenbar)							
	Luft				Boden	Wasser	
	TA Luft	17. BImSchV	2., 13., 22., 23., 25., 27. BImSchV	EU-RL	BBodSchV	Anhänge AbwV	LAWA, EU
			Ruß I (23.), E (25.), E (13.)				
Schwebstoffe /abfiltrierbare Stoffe						E (2., 16., 26, 41)	I (EU)
Stoffe, die sich ungünstig auf den Sauerstoffgehalt von Gewässern auswirken (Messung mit BSB und CSB)						E (1., 2., 5., 6., 7., 8., 9., 10., 11., 12., 13., 14., 15., 16., 18., 20., 21., 22., 24B, 25, 36, 39, 40, 41, 42, 43, 45, 46, 51, 55)	I (LAWA: TOC, EU: AOX)
<i>Fischgiftigkeit</i>						E (9., 13., 22., 24B, 25, 26, 37, 39, 40, 42, 43, 46, 48, 51)	
<i>geruchsintensive Stoffe</i>	(E)						I (EU)
Flüchtige organische Verbindungen		E	E (27.)	E (1999/13/EG)			
<i>leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe</i>	E, I (Per)					E (9, 48 Frachten)	
<i>sonst. organ. Stoffe (Klasse I)</i>	E					E (13. Phenole, 24B Phenole, 36 Phenole, 45 Phenole, 46 Phenol-Fracht)	I (LAWA: Nitroaromaten)
<i>sonst. organ. Stoffe (Klasse II)</i>	E						
<i>sonst. organ. Stoffe (Klasse III)</i>	E					E (24B KW, 36 KW, 39 KW, 40 KW, 45 KW, 51 KW, 55 KW, 57 Tenside)	I (EU: KW, Tenside)

(E = Emission, I = Immission; fett: Parameter aus IVU-RL, kursiv: in TA Luft o.a., aber keinem Parameter der IVU-RL zuordenbar)							
	Luft				Boden	Wasser	
	TA Luft	17. BImSchV	2., 13., 22., 23., 25., 27. BImSchV	EU-RL	BBodSchV	Anhänge AbwV	LAWA, EU
Chlor	E, I	–	E (25.)			E (39, 40, 54)	
anorgan. Chlorverbindungen	E, I	E	E (13.)			E (48 Chlorid-Frachten)	I (LAWA, EU: Chlorid)
Fluor und Fluorverbindungen	E, I	E				E (39, 40, 41)	I (EU)
<i>Brom und Bromverbindungen</i>	E						
Metalle und Verbindungen:							
Blei und Verbindungen	E, I	E	E (13.), I (27.)	I (1999/30/EG)	I	E (9, 17, 22, 24B, 27, 31, 37, 39, 40, 41, 47, 48, 51, 54, 55, 56)	I (LAWA, EU)
Cadmium und Verbindungen	E, I	E	E (13.)		I	E (9, 17, 22, 24B, 31, 37, 39, 40, 41, 47, 48, 51, 53, 55, 56)	I (LAWA, EU)
Chrom und Verbindungen	E	E	E (13.)		I	E (9, 17, 22, 24B, 25, 26, 31, 37, 38, 39, 40, 41, 47, 48, 51, 53, 54, 55, 56)	I (LAWA, EU)
Cobalt und Verbindungen	E	E	E (13.)			E (9., 37, 39, 40)	
Kupfer und Verbindungen	E	E			I	E (9, 17, 24B, 31, 37, 38, 39, 40, 41, 47, 48, 51, 54, 55, 56)	I (LAWA, EU)
Nickel und Verbindungen	E	E	E (13.)		I	E (9, 17, 22, 24B, 37, 39, 40, 41, 47, 48, 51, 54, 55, 56)	I (LAWA)
Quecksilber und Verbindungen	E	E			I	E (22., 37, 39, 40, 42, 47, 48, 51, 53, 55)	I (LAWA, EU)
Zink und Verbindungen	–	–			I	E (9, 17, 22, 24B, 27, 31, 37, 38, 39, 40, 43, 47, 51, 55, 56)	I (LAWA, EU)
Zinn und Verbindungen	E	E				E (9., 22., 39, 40, 53, 54)	

Anhang 1: Grenzwerte und Richtwerte in Regelwerken Deutschlands und der EU

Seite 239

(E = Emission, I = Immission; fett: Parameter aus IVU-RL, kursiv: in TA Luft o.a., aber keinem Parameter der IVU-RL zuordenbar)							
	Luft				Boden	Wasser	
	TA Luft	17. BImSchV	2., 13., 22., 23., 25., 27. BImSchV	EU-RL	BBodSchV	Anhänge AbwV	LAWA, EU
Zinnorganische Verbindungen							
Antimon und Verbindungen	E	E					
Mangan und Verbindungen	E	E					I (EU)
<i>Eisen</i>						E (24B, 37, 39, 40)	
<i>Palladium und Verbindungen</i>	E						
<i>Platin und Verbindungen</i>	E						
<i>Rhodium und Verbindungen</i>	E						
<i>Vanadium und Verbindungen</i>	E	E					
<i>Aluminium</i>						E (39, 40)	
<i>Silber</i>						E (39, 40, 41, 53, 54)	
Arsen und Arsenverbindungen	E	E	E (13.)			E (24B, 313, F1239, 40, 51, , 54, 55)	I (EU)
<i>Arsenwasserstoff</i>	E						
<i>Thallium und Thalliumverbindungen</i>	E, I	E				E (39)	
<i>Selen</i>	E					E (40)	I (EU)
<i>Tellur</i>	E						
<i>Bor</i>							I (EU)
<i>Barium</i>						E (9, 37,40)	
<i>Phosgen (COCl₂)</i>	E						
<i>Chlorcyan</i>	E						
Cyanide , Cyanwasserstoff	E					E (24., 40, 45, 46 Fracht, 51, 53, 54)	I (EU)
Karzinogene, mutagene oder reproduktionstoxische Stoffe							

(E = Emission, I = Immission; fett: Parameter aus IVU-RL, kursiv: in TA Luft o.a., aber keinem Parameter der IVU-RL zuordenbar)							
	Luft				Boden	Wasser	
	TA Luft	17. BImSchV	2., 13., 22., 23., 25., 27. BImSchV	EU-RL	BBodSchV	Anhänge AbwV	LAWA, EU
<i>Beryllium und Verbindungen</i>	E						
<i>Benzo[a]pyren</i>	E					E (46 PAK-Fracht)	I (EU: PAK)
<i>Dibenz[ah]anthracen</i>	E					E (46 PAK-Fracht)	I (EU: PAK)
<i>Benzol</i>	E		I (23.)	I (2000/69/EG)		E (36 Benzol u. Derivate, 46 Benzol- u. Derivate- Fracht, 54 Benzol u. Derivate)	
<i>weitere krebserzeugende Stoffe</i>	<i>E (2-Naphthylamin, 3,3-Dichlorbenzidin, Dimethylsulfat, Ethylenimin, Hydrazin, Acrylnitril, 1,3-Butadien, Epichlorhydrin, 1,2-Epoxypropan, Ethylenoxid, 1,2-Dibromethan, Vinylchlorid)</i>						
<i>sonstige krebserzeugende organische Stoffe (Klasse I)</i>	E					E (37 Anilin-Fracht)	
Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane		E	E (27.)				
Halogenorganische Verbindungen und Stoffe, die halogenorganische Verbindungen bilden; AOX						E (9., 22., 24B, 25, 36, 39, 40, 42,43,45, 48, 51, 52, 53, 54, 55)	
Persistente Kohlenwasserstoffe sowie beständige und bioakkumulierbare organische Giftstoffe					I (PCB, PAK)	E (39 Hexachlorbenzol)	
Biozide und Pflanzenschutzmittel						E (48 Lindan u. HCH, DDT, PCP, Endosulfan, Drine)	

Anhang 2: Grunddaten zur Ermittlung der spezifischen Beiträge (EDW)

Seite 241

	Deutschland Gesamtlast pro Jahr		Quelle	Belastung durch einen Einwohner in Deutschland pro Jahr	
Verbrauch					
Kumulierter Energieverbrauch	14.867.000	TJ	a)	181.278	MJ/a
Emissionen in die Luft					
Ammoniak	651.000	t/a	a)	7,9	kg/a
Arsen	33	t/a	b)	0,0004	kg/a
Benzo[a]pyren	13,75	t/a	f)	0,00017	kg/a
Benzol	42.900	t/a	g)	0,527	kg/a
Blei	624	t/a	b)	0,0077	kg/a
Cadmium	11	t/a	b)	0,00014	kg/a
Chrom	115	t/a	b)	0,0014	kg/a
Dioxine	1,25	kg	f)	15	pg/a
Distickstoffmonoxid	210.000	t/a	a)	2,6	kg/a
Fluorwasserstoff	124.000	t/a	c)	1,5	kg/a
Kohlendioxid, fossil	894.500.000	t/a	a)	10.989	kg/a
Methan	4.788.000	t/a	a)	59	kg/a
Nickel	159	t/a	b)	0,0020	kg/a
NM VOC	2.135.000	t/a	a)	26	kg/a
NO _x (als NO ₂)	1.859.000	t/a	a)	22,7	kg/a
Partikel (Dieselruß)	38.000	t/a	g)	0,47	kg/a
Quecksilber	31	t/a	b)	0,00038	kg/a
Schwefeldioxid	1.851.000	t/a	a)	22,6	kg/a
Emissionen in Oberflächengewässer					
AOX	4.337	t/a	h)	0,5	kg/a
Chlorid	10.000.000	t/a	e)	122	kg/a
Fluorid	100.000	t/a	e)	1,22	kg/a
Arsen	0,16	t/a	d)	0,002	g/a
Cadmium	2,14	t/a	d)	0,0261	g/a
Blei	87,1	t/a	d)	1,06	g/a
Chrom	93,3	t/a	d)	1,14	g/a
Kupfer	128	t/a	d)	1,56	g/a
Nickel	108	t/a	d)	1,32	g/a
Quecksilber	0,56	t/a	d)	0,0068	g/a
Zink	737	t/a	d)	8,99	g/a

-
- a) Umweltdaten Deutschland 1998 [28]
 - b) Daten zur Umwelt 1997 [26]
 - c) Daten zur Umwelt 92/93 [27]
 - d) Vorläufige Abschätzung auf der Basis von [26] (Annahme: Einträge in die Nordsee von 1990 entsprechen in der Höhe den Gesamteinträgen in Nord-, Ostsee und Donau für Ende der 90er Jahre)
 - e) vorläufiger Schätzwert durch ifeu
 - f) ifeu-Studie "POP in Deutschland", Bezugsjahr 1994
 - g) Datum aus TREMOD (Daten- und Rechenmodell des ifeu-Instituts Heidelberg: Schadstoffemissionen aus dem motorisierten Verkehr in Deutschland 1980-2020, Erstellung und laufende Aktualisierung der Software TREMOD – Transport Emission Estimation Model. Im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin (UFOPLAN-Nr. 105 06 057), seit 1993. – Dazu Kooperationsverträge mit Verband der Automobilindustrie e.V. (VDA), Frankfurt; Mineralölwirtschaftsverband, Hamburg; Deutsche Bahn AG, Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt) u.a.)
 - h) Persönliche Mitteilung durch Herr Tiedemann, Umweltbundesamt. :Seine Quellen
 - Auskunft des Arbeitskreis Wasserwirtschaft
 - Fachserie 19: Umwelt. Reihe 2.1 Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung (letztes Berichtsjahr 1995), Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
-

3a: Immissions-Richtwerte Luft als Kriterium zur medienübergreifenden Bewertung

Stoff	Richtwert Luft	Erläuterungen
	[ng/m³]	
SO₂	20.000	Jahresgrenzwert der EU für den Schutz von Ökosystemen, ab 19.07.2001 [11]
HCl	100.000	Zum Schutz vor Gesundheitsgefahren; IW1-Wert gemäß TA Luft 1986
HF	1.000	Zum Schutz vor erheblichen Nachteilen oder erheblichen Belästigungen; IW1-Wert gemäß TA Luft
Cd u. Verb.	5	Positionspapier (final version) „Ambient Air Pollution by As, Cd and Ni Compounds“ (Oktober 2000) [39]
Hg u. Verb.	130	entspr. TRD-Wert; Eikmann et al. (1999) [57]
As u. Verb.	4-13	Positionspapier (final version) „Ambient Air Pollution by As, Cd and Ni Compounds“ (Oktober 2000) [39]
Pb u. Verb.	500	Jahresgrenzwert der EU für den Schutz der menschlichen Gesundheit, ab 01.01.2005 [11]
Cr u. Verb.	50	Chrom gesamt, U.S. EPA, zitiert nach Eikmann et al. (1999) [57]; Annahme : ca. 20 % Cr(VI)
Ni u. Verb.	10-50	Positionspapier (final version) „Ambient Air Pollution by As, Cd and Ni Compounds“ (Oktober 2000) [39]
Sb u. Verb.	0,3	statistisches Krebsrisiko 10 ⁻⁵ ; FoBiG (1997) [51]; Wert nach Eikmann et al. (1999) [57] unsicher
Co u. Verb.	100	entspr. TRD-Wert; FoBiG (1997) [51]
Cu u. Verb.	10.000	entspr. TRD-Wert; FoBiG (1997) [51]; nach Eikmann et al. (1999) [57] kein Wert abgeleitet
V u. Verb.	200	V ₂ O ₅ , entspr. TRD-Wert; FoBiG (1997) [51]
Sn u. Verb.	2000	1/1000 des MAK-Wertes (TRGS 900)
Mn u. Verb.	500	1/1000 des MAK-Wertes
Tl u. Verb.	100	1/1000 MAK-Wert (TRGS 900)
Ethanol	960.000	1/1000 des MAK-Wertes
Ethylacetat	1.500.000	1/1000 des MAK-Wertes
Isopropanol	500.000	1/1000 des MAK-Wertes
Methylethylketon	600.000	1/1000 des MAK-Wertes

Stoff	Richtwert Luft	Erläuterungen
	[ng/m³]	
Methylisobutyl- keton		1/1000 des MAK-Wertes
Toluol	300.000	Richtwert I, Ad-hoc-AG IRK/AOLG (1998) [58]
Xylole	440.000	1/1000 des MAK-Wertes
Benzinkohlen- wasserstoffe	500.000	1/1000 des MAK-Wertes für Kohlenwasserstoffgemische mit < 5 % n-Hexan (TRGS 900)
Summe VOC	jeweils zu berechnen	Summe der Ausschöpfung in % als Summe der Ausschöpfung des 1/1000 MAK der Einzelsubstanzen (analog TRGS 403)
Ammoniak	14.000	1/1000 des MAK-Wertes
PCDD/PCDF	16 fg I-TEQ/m³	Länderausschuss für Immissionsschutz (1991) [60]

3b: Immissions-Richtwerte Wasser (fett: Vorschlag für Kriterium im Rahmen der medienübergreifenden Bewertung; in Klammern: neu abgeleiteter Wert)

Stoff	Richtwert Wasser	Erläuterungen
	[µg/l]	
Sulfat	150.000	Qualitätsanforderungen der EG an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung (1975), Kategorie A1, Leitwert [53]
	100.000	LAWA, Güteklasse II (1998) [10]
	100.000	Normalanforderung an Fließgewässer für die Trinkwasserversorgung, DVGW (1996) [55]
Chlorid	200.000	Qualitätsanforderungen der EG an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung (1975), Kategorie A1, Leitwert [53]
	100.000	LAWA, Güteklasse II (1998) [10]
	100.000	Normalanforderung an Fließgewässer für die Trinkwasserversorgung, DVGW (1996) [55]
Fluorid	700	Qualitätsanforderungen der EG an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung (1975), Kategorie A1, Leitwert [53]
	1000	Normalanforderung an Fließgewässer für die Trinkwasserversorgung, DVGW (1996) [55]
Nitrat	25.000	50 % des Grenzwertes gemäß TrinkwV [49]
Ammonium	386	300 als NH ₄ -N; LAWA, Güteklasse II (1998) [10]
	200	Normalanforderung an Fließgewässer für die Trinkwasserversorgung, DVGW (1996) [55]
Cd u. Verb.	1	Qualitätsanforderungen der EG an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung (1975), Kategorie A1, Leitwert [53]
	0,07	LAWA, Güteklasse II (1998) [10]
	1	Normalanforderung an Fließgewässer für die Trinkwasserversorgung, DVGW (1996) [55]
Hg u. Verb.	0,5	Qualitätsanforderungen der EG an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung (1975), Kategorie A1, Leitwert [53]
	0,04	LAWA, Güteklasse II (1998) [10]
	0,5	Normalanforderung an Fließgewässer für die Trinkwasserversorgung, DVGW (1996) [55]
As u. Verb.	10	Qualitätsanforderungen der EG an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung (1975), Kategorie A1, Leitwert [53]
	5	Normalanforderung an Fließgewässer für die Trinkwasserversorgung, DVGW (1996) [55]

Pb u. Verb.	50	Qualitätsanforderungen der EG an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung (1975), Kategorie A1, Leitwert [53]
	3,4	LAWA, Güteklasse II (1998) [10]
	10	Normalanforderung an Fließgewässer für die Trinkwasserversorgung, DVGW (1996) [55]
Cr u. Verb.	50	Qualitätsanforderungen der EG an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung (1975), Kategorie A1, Leitwert [53]
	10	LAWA, Güteklasse II (1998) [10]
	30	Normalanforderung an Fließgewässer für die Trinkwasserversorgung, DVGW (1996) [55]
Ni u. Verb.	30	Normalanforderung an Fließgewässer für die Trinkwasserversorgung, DVGW (1996) [55]
	4,4	LAWA, Güteklasse II (1998) [10]
Cu u. Verb.	4	LAWA, Güteklasse II (1998) [10]
	20	Normalanforderung an Fließgewässer für die Trinkwasserversorgung, DVGW (1996) [55]
Mn u. Verb.	30	Mn gelöst; Normalanforderung an Fließgewässer für die Trinkwasserversorgung, DVGW (1996) [55]
PCDD/PCDF	(3 pg/L)	Vorschlag für duldbare Konzentrationen im Grundwasser; von der Trenck et al. (1993) [54]
Sb u. Verb.	(104)	Qualitätskriterium zum Schutz von Süßwasserorganismen bei chronischer Exposition; Suter II (1996) [59]
Co u. Verb.	(3,1)	Qualitätskriterium zum Schutz von Süßwasserorganismen bei chronischer Exposition; Suter II (1996) [59]
V u. Verb.	(19,1)	Qualitätskriterium zum Schutz von Süßwasserorganismen bei chronischer Exposition; Suter II (1996) [59]
Sn u. Verb.	(74)	Qualitätskriterium zum Schutz von Süßwasserorganismen bei chronischer Exposition; Suter II (1996) [59]
Tl u. Verb.	(18)	Qualitätskriterium zum Schutz von Süßwasserorganismen bei chronischer Exposition; Suter II (1996) [59]
AOX	25	LAWA, Güteklasse II (1998) [10]
	30	Normalanforderung an Fließgewässer für die Trinkwasserversorgung, DVGW (1996) [55]
CSB	5.000	TOC; LAWA, Güteklasse II (1998) [10]
	4.000	DOC oder BSB; Normalanforderung an Fließgewässer für die Trinkwasserversorgung, DVGW (1996) [55]

Die vorgeschlagene BVT-Bewertungsmethode sieht in Schritt S 4.2 eine „umgebungsbezogene Normierung geschätzter stofflicher Immissionen auf der Basis einer Standardausbreitung in die Umweltmedien mit Hilfe von Immissionsmaßstäben“ vor. In diesem Anhang werden für verschiedene Anlagentypologien Ausbreitungsfaktoren zusammengestellt, die eine solche Standardausbreitung im Anwendungsfall ermöglichen sollen.

Die in nachfolgender Tabelle zusammengestellten Faktoren beruhen auf Erfahrungswerten aus der Anwendung des Modells der TA Luft (Anhang C) wie auch des Lagrange'schen Modells LASAT für Ausbreitungsrechnungen unter sehr unterschiedlichen meteorologischen Verhältnissen. Die Auswertung dieser Vielzahl von Prognosen¹ zeigt, dass eine Abschätzung der maximal zu erwartenden Zusatzbelastung weitgehend unabhängig von der speziellen Standardmeteorologie über Faustwerte für einzelne Anlagentypen eine gute Orientierung geben. Unter der Zugrundelegung eines eher ungünstigen Falles kann damit eine vergleichsweise sichere Einschätzung darüber erhalten werden, ob die von der zu bewertenden Anlagentechnik ausgehenden Auswirkungen auf die Umgebung vorsorgeorientierte Immissionsmaßstäbe eingehalten werden.

Formal gilt es bei einer Ausbreitungsrechnung, die Emissionsleistung einer Anlage in einen Konzentrationswert in der Außenluft (oder in einem Gewässer) zu überführen. Hier soll der potenzielle Maximalwert abgeschätzt werden. Die dazu notwendige Größe stellt der Ausbreitungsfaktor dar, der sich grundsätzlich in zwei unterschiedlichen Einheiten ausdrücken lässt. Vergleichsweise einfach nachzuvollziehen ist dabei der dimensionslose „Verdünnungsfaktor“: z.B. 1 zu 100.000 (oder 10^{-5}). Dieser geht von einer Abgaskonzentration aus und setzt damit allerdings ein definiertes Abgasvolumen voraus. Er ist folglich bei diffusen Emissionsvorgängen im Grunde nicht anwendbar, weil diese keine definierbaren Volumenströme aufweisen. Sinnvoller ist es daher, die direkte Umrechnungsgröße von einem Emissionsmassenstrom (z.B. in kg/h) in eine Konzentration (z.B. in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) anzuwenden. Dieser (eigentliche) Ausbreitungsfaktor zeichnet sich allerdings durch eine etwas unpopuläre Einheit (h/m^3) aus, lässt sich jedoch direkt auf ein

1 Ausgewertet wurden Ausbreitungsrechnungen für 17. BImSchV-Anlagen, Kraftwerke, Hallen mit Umschlag staubender Güter, Deponien an Standorten in München, in Hamburg, in Bremen, in Köln, in Nürnberg und Erlangen, im Ruhrgebiet, im Sauerland, im Bayerischen Wald, im südwestlichen Niedersachsen.

Sachbilanzergebnis ohne Umrechnung über Abgasvolumina anwenden. In der tabellarischen Zusammenstellung finden sich, soweit möglich, beide Darstellungsweisen.

Tabelle A4.1: Standardausbreitungsfaktoren für Abgase/Abluft

Emissionstypus	Ausbreitungsfaktor ^{a)} [h/m ³ · 10 ⁹]	Verdünnungsfaktor ^{b)}	Anwendung auf Anlagentypus
Verbrennungsprozess (Abgastemperatur 100°C)			
• Schornsteinhöhe 30 m 10.000 m ³ /h	1	10 ⁻⁵	Kleinere Feuerungsanlagen (ca. 50 MW Feuerungsleistung)
• Schornsteinhöhe 60 m 50.000 m ³ /h	0,1	2 · 10 ⁻⁵	Mittlere Feuerungsanlagen (ca. 250 MW Feuerungsleistung), kleinere MVA
• Schornsteinhöhe 100 m 100.000 m ³ /h	0,01	10 ⁻⁶	Größere Feuerungsanlagen (ca. 500 MW Feuerungsleistung), mittelgroße MVA
• Schornsteinhöhe 150 m 200.000 m ³ /h	0,005	10 ⁻⁶	Großfeuerungsanlagen, große MVA
Ableitung „kalter“ Abluft (Temperatur 20°C)			
Austritthöhe 5 m	100	-	diffuser Austritt ungefasster Abluft
Austritthöhe 15 m	50	-	gefasste Abluft, Ableitung über Dachluke, kleinere Industriehalle
Austritthöhe 30 m	10	-	gefasste Abluft, Ableitung über Dachluke, größere Industriehalle
a) χ/Q –Wert zur direkten Umrechnung von kg/h in µg/m ³			