

Jutta Geldermann

Mehrzielentscheidungen in der industriellen Produktion



universitätsverlag karlsruhe

Jutta Geldermann

Mehrzielentscheidungen in der industriellen Produktion

Mehrzielentscheidungen in der industriellen Produktion

von
Jutta Geldermann



universitätsverlag karlsruhe

Habilitation, Universität Karlsruhe (TH)
Fakultät für Wirtschaftswissenschaften, 2005

Impressum

Universitätsverlag Karlsruhe
c/o Universitätsbibliothek
Straße am Forum 2
D-76131 Karlsruhe
www.uvka.de



Dieses Werk ist unter folgender Creative Commons-Lizenz
lizenziert: <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/2.0/de/>

Universitätsverlag Karlsruhe 2006
Print on Demand

ISBN 3-86644-023-5

Vorwort

Die Planung umweltfreundlicher Produkte und Produktionsprozesse stellt eine Herausforderung für die industrielle Produktion dar, weil Maßnahmen zur Emissionsminderung und zur Erhöhung der Ressourceneffizienz stetig an Bedeutung gewinnen. Eine wichtige ökonomische Fragestellung ist dabei die Bestimmung der optimalen Strategie, um die geforderten Emissionsminderungen mit minimalem Einsatz zum geforderten Zeitpunkt einzuhalten, ohne die eigentlichen Betriebsziele zu vernachlässigen. Für die verschiedenen Phasen der betriebswirtschaftlichen Entscheidungsfindung werden geeignete Planungsinstrumente benötigt:

- Für die Diagnose, Problemerkennung und Zielformulierung können die Ansätze der Technikbewertung und der Ökobilanzierung genutzt werden. Hinweise auf denkbare langfristige Entwicklungen können mit Hilfe der Szenarioanalyse gewonnen werden.
- Für die Alternativensuche zum Erarbeiten möglicher Handlungsalternativen, um Chancen zu nutzen oder um den entdeckten Problemen zu begegnen, kann auf die BVT-Merkblätter und den Referenzanlagenansatz zurückgegriffen werden.
- Zur Modellbildung und Informationsverarbeitung können Stoff- und Energiestrommodelle eingesetzt werden. Stofffluss- und Optimiermodelle erlauben zusätzlich die Minimierung der Investitionen und Betriebskosten für einen oder mehrere Sektoren über einen bestimmten Zeitraum im Rahmen einer linearen Optimierung. Eine stärkere Berücksichtigung der verfahrenstechnischen Eigenschaften von Produktionsprozessen ist mit Hilfe der Pinch-Analyse, einer verfahrenstechnischen Methode zur Prozessoptimierung, möglich.
- Bei der abschließenden Bewertung und Auswahl einer bestimmten Handlungsalternative sind Methoden der Mehrzielentscheidungsunterstützung ein geeignetes Hilfsmittel.

Die vorliegende Arbeit entstand in den Jahren 1999 bis 2005 während meiner Tätigkeit als Leiterin der Forschungsgruppe „Technikbewertung und Risikomanagement“ des Instituts für Industriebetriebslehre und Industrielle Produktion (IIP) der Universität Karlsruhe und wurde dank der zahlreichen durchgeföhrten Forschungsprojekte ermöglicht. Stellvertretend für alle Förderer möchte ich der VolkswagenStiftung danken, da sie mich in besonderer Weise unterstützt hat.

Meine Arbeit wurde im Jahre 2005 vom Habilitationsausschuss der Fakultät für Wirtschaftswissenschaften der Universität Karlsruhe (TH) als Habilitationsschrift angenommen. Ganz herzlich möchte ich mich bei meinem akademischen Lehrer, Herrn Prof. Dr. Otto Rentz, für die fachliche und persönliche Unterstützung bedanken. Herrn Prof. Hagen Lindstädt, Institut für Angewandte Betriebswirtschaftslehre und Unternehmensführung der Universität Karlsruhe (TH) und Herrn Prof. Simon French, School of Information and Decision Sciences, Manchester Business School / The University of Manchester gilt mein Dank für die freundliche Übernahme der Korreferate und die wertvollen fachlichen Hinweise. Bedanken möchte ich mich auch bei allen weiteren Mitgliedern der Habilitationskommission und des Habilitationsausschusses.

Ganz besonders möchte ich mich bei den ehemaligen und derzeitigen Mitgliedern meiner Arbeitsgruppe für die gute Zusammenarbeit und anregende Diskussionen bedanken: Dr. Nurten Avci, Dipl. Math. techn. Valentin Bertsch, Dr. Frank Blümel, Ing. Chim. Isabelle Hubert, Dipl.-Wi.-Ing. Jens Ludwig, Dr. Sandrine Nunge, Dipl.-Geoökol. Niels Peters, Dr. Hannes Schollenberger, Dr. Atsushi Terazono, Dipl.-Wi.-Ing. Martin Treitz, Dr. Kejing Zhang. Meinem Mann Michael danke ich für seine Ausdauer, seinen Humor und sein Verständnis von ganzem Herzen.

Karlsruhe, im Dezember 2005

II

für Klara

Inhaltsverzeichnis

1 EINLEITUNG	1
1.1 Ausgangslage und Problemstellung	1
1.2 Zielsetzung und Lösungsweg	3
2 UMWELTRECHTLICHE ANFORDERUNGEN AN DEN BETRIEB INDUSTRIELLER ANLAGEN	5
2.1 Internationale Verpflichtungen	5
2.1.1 UNECE Konvention über den grenzüberschreitenden Ferntransport von Luftschadstoffen und ihre Folgeprotokolle	6
2.1.2 Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen (NEC-Richtlinie 2001/81/EG)	8
2.1.3 Richtlinie über die Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie 96/61/EG).....	9
2.1.4 Lösemittel-Richtlinie (1999/13/EG).....	13
2.1.5 Richtlinie zur VOC-Begrenzung in Farben und Lacken (2004/42/EG)	14
2.1.6 Chemikalienpolitik der EU	15
2.2 Rechtsgrundlagen in Deutschland	16
2.2.1 Bundes-Immissionsschutzgesetz (BlmSchG)	17
2.2.2 Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG)	18
2.2.3 Wasserhaushaltsgesetz (WHG)	18
2.3 Konsequenzen für die Errichtung und den Betrieb von industriellen Anlagen	19
3 TECHNIKBEWERTUNG.....	21
3.1 Ansätze zur integrierten Technikbewertung	21
3.1.1 Technikfolgenabschätzung.....	21
3.1.2 Technologiefrüherkennung.....	24
3.1.3 Technikbewertung	24
3.1.4 Schlussfolgerungen für die Technikbewertung in der industriellen Produktion	25
3.2 Bewertung der Umweltauswirkungen von Techniken und industrieller Produktion....	25
3.2.1 Prinzip der Nachhaltigkeit.....	26
3.2.2 Monetarisierung von Umweltschäden	26
3.2.3 Ökobilanzierung	28
3.2.3.1 Wirkungsabschätzung	28
3.2.3.2 Auswertung der Ökobilanz	30
3.2.4 Stoffstrommanagement	31
3.2.5 Ansätze zum produktionsintegrierten Umweltschutz.....	33
3.2.6 Fazit für die industrielle Produktion	34

3.3 Techno-ökonomische Bewertung von Emissionsminderungsmaßnahmen	34
3.3.1 Primäre und sekundäre Emissionsminderungsmaßnahmen.....	34
3.3.2 Abgrenzungsprobleme bei der Zuordnung von Emissionsminderungskosten	37
3.3.3 Erhebung der wirtschaftlichen Parameter zur Schätzung der Investitionen	39
3.3.4 Schätzung der jährlichen Kosten einer Emissionsminderungsmaßnahme	41
3.4 Der Referenzanlagenansatz zur Klassifizierung von Emissionsminderungsmaßnahmen	44
3.4.1 Dokumentation der Referenzanlagen.....	46
3.4.2 Emissionsfaktoren zur Maßnahmencharakterisierung	46
3.5 Fallbeispiel 1: Der Einsatz der Clusteranalyse zur Definition von Referenzanlagen....	47
3.5.1 Auswahl eines geeigneten Verfahrens zur Klassenbildung	48
3.5.2 Durchführung der Clusteranalysen.....	50
3.5.2.1 Clusteranalyse nach Prozessen (qualitative Variablen)	50
3.5.2.2 Clusteranalyse nach Kapazitäten (quantitative Variablen)	50
3.5.3 Kritische Würdigung des Einsatzes der Clusteranalyse	51
3.6 Zusammenfassung	52
4 BESTIMMUNG VON BESTEN VERFÜGBAREN TECHNIKEN	53
4.1 Zur Bestimmung der relevanten Sektoren über die Verbrauchskapazität.....	53
4.2 Fallbeispiel 2: BVT-Bestimmung in der Lack- und Klebstoffverarbeitung	56
4.2.1 BVT-Kandidaten in Industriebereichen der Klebstoffanwendung.....	58
4.2.2 BVT-Kandidaten in Industriebereichen der Lackanwendung	61
4.2.2.1 Lacksysteme	63
4.2.2.2 BVT-Kandidaten in ausgewählten Sektoren.....	65
4.2.3 Schlussfolgerungen aus dem Fallbeispiel	69
4.3 Medienübergreifende Technikbewertung zur Identifikation der besten verfügbaren Techniken	69
4.3.1 Identifizierung der zu bewertenden Optionen und Stoff- und Energiebilanz	70
4.3.2 Wirkungsabschätzung und Entscheidungsunterstützung.....	72
4.3.3 Schlussfolgerungen	73
4.4 Einsatz der Informationstechnologie zur Unterstützung des Informationsaustauschs nach Artikel 16(2) der IVU-Richtlinie	74
4.4.1 Data Mining zur Auswertung der BVT-Merkblätter	75
4.4.1.1 Graphische Modellierung	76
4.4.1.2 Erstellung einer Entscheidungstabelle	78
4.4.2 Schlussfolgerungen und Ausblick	79
4.5 Zur Bedeutung der besten verfügbaren Techniken für die Betrachtung des technischen Fortschritts	79

5 BETRIEBLICHES STOFFSTROMMANAGEMENT	81
5.1 Prozessbezogenes Energie- und Stoffstrommanagement.....	82
5.2 Anforderungen an ein rechnergestütztes Instrument zur Modellbildung.....	83
5.2.1 Abbildung von Produktionssystemen mittels Stoffstromnetzen.....	84
5.2.2 Weitere Möglichkeiten der Prozessmodellierung	85
5.2.3 Spezifizierung der Stoffstromnetz-Transitionen durch Produktionsfunktionen.....	86
5.3 Fallbeispiel 3: Innerbetriebliches Stoff- und Energiestrommanagement in der Industrielackierung zur Anlagenoptimierung.....	88
5.3.1 Durchführung der Betriebs- und Prozessanalyse.....	89
5.3.2 Beschreibung des Referenzfalls und Identifizierung der einsetzbaren VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen.....	91
5.3.3 Ergebnisse der umweltbezogenen Charakterisierung der identifizierten Maßnahmenkombinationen.....	92
5.3.4 Besonderheiten des Energiestrommanagements	95
5.3.5 Schlussfolgerungen aus dem Fallbeispiel	99
5.4 Fallbeispiel 4: Erfüllung der Bilanzierungsverpflichtungen gemäß Lösemittel-Richtlinie	99
5.4.1 Erstellung einer Lösemittelbilanz und eines Reduzierungsplans	100
5.4.2 Entwicklung und Einsatz des Stoffflussmodells IMPROVE	102
5.4.3 Entwicklung eines praxisorientierten Leitfadens zum verbesserten Einsatz von Wasserlacken.....	103
5.4.4 Schlussfolgerungen aus dem Fallbeispiel	104
5.5 Stoffstrommanagement als Basis für die operative Produktionsplanung	105
5.6 Fallbeispiel 5: Planung des Arbeitsablaufs in der Autoreparaturlackierung anhand zeitbasierter Materialflüsse	107
5.6.1 Durchführung der REFA-Zeitstudien	108
5.6.2 Identifizierung zeitintensiver Arbeitsschritte	111
5.6.3 Ablaufplanung und Ermittlung optimaler Auftragsreihenfolgen	112
5.6.4 Schlussfolgerungen aus dem Fallbeispiel	115
5.7 Zusammenfassung	116
6 MULTIKRITERIELLE ENTSCHEIDUNGSUNTERSTÜTZUNG	119
6.1 Entscheidungstheoretische Modelle.....	120
6.1.1 Aggregationsmodelle.....	121
6.1.2 Spieltheoretische Modelle	121
6.1.3 Taktische Gruppenentscheidungsmodelle	122
6.2 MADM-Modelle zur Unterstützung von Gruppenentscheidungen.....	122
6.2.1 Nutzwertanalyse.....	124
6.2.2 Analytischer Hierarchie Prozess (AHP).....	125
6.2.3 PROMETHEE.....	126
6.2.4 Vergleich der drei Methoden anhand des Fallbeispiels 3.....	130
6.2.5 Schlussfolgerungen aus der Anwendung	134

6.3 Sensitivitätsanalysen.....	134
6.3.1 Sensitivitätsanalysen für multiattributive Entscheidungsmodelle	135
6.3.2 Sensitivitätsanalysen für PROMETHEE	137
6.3.2.1 Grafische Sensitivitätsanalyse für einzelne Gewichtungsfaktoren	137
6.3.2.2 Erweiterung der Sensitivitätsanalyse zum Optimierungsmodell zur Ermittlung des Stabilitätsintervalls	141
6.3.2.3 Sensitivitätsanalysen zur Untersuchung weiterer Modellparameter.....	142
6.3.3 Zusammenfassung der vorgestellten Sensitivitätsanalysen.....	143
6.4 Konzeption eines integrierten multikriteriellen Entscheidungsunterstützungssystems	144
6.5 Praktische Anwendung der multikriteriellen Entscheidungsunterstützung	147
6.5.1 Entscheidungstheoretische Aspekte in der Ökobilanzierung	147
6.5.2 Moderierte Workshops zur Entscheidungsunterstützung	150
6.6 Schlussfolgerungen und Ausblick	151
7 STOFFFLUSS- UND OPTIMIERMODELLE ZUR ANALYSE DER AUSWIRKUNGEN NEUER UMWELTGESETZLICHER REGELUNGEN	155
7.1 Erstellung von Kostenfunktionen und deren Verwendung in internationalen Protokoll-Verhandlungen	156
7.1.1 Struktur und wesentliche Eigenschaften von Energie- und Stoffflussmodellen	158
7.1.2 Anforderungen an VOC-Kostenfunktionen.....	158
7.2 Aufbau des Stofffluss- und Optimiermodells ARGUS	159
7.2.1 Graphische Darstellung des Stoffflussmodells	160
7.2.2 Verknüpfung länderspezifischer und technisch-ökonomischer Daten	162
7.2.3 Mathematische Modellformulierung	164
7.2.3.1 Zielfunktion	164
7.2.3.2 Nebenbedingungen	165
7.2.4 Implementierung des Stofffluss- und Optimiermodells ARGUS	169
7.3 Bestimmung der länderspezifischen Daten für die Anwendung von ARGUS.....	169
7.3.1 Bestimmung der Aktivitäten auf Sektorebene	170
7.3.2 Darstellung des gegenwärtigen Implementierungsstandes von VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen	173
7.3.3 Anwendungen des Stofffluss- und Optimiermodells ARGUS	174
7.4 Fallbeispiel 6: Erarbeitung eines Maßnahmenplans zur Umsetzung der NEC-Richtlinie in Österreich	176
7.4.1 Modellierung der Szenarien und Übergangsfristen	178
7.4.2 Exemplarische Ermittlung der Emissionsentwicklung	178
7.4.2.1 Referenzanlagen im Sektor Metallentfettung in Österreich.....	180
7.4.2.2 Modellergebnisse	182
7.4.3 Unsicherheitsbetrachtungen.....	183
7.4.4 Schlussfolgerungen aus dem Fallbeispiel	184

7.5 Fallbeispiel 7: Einsatz von ARGUS für das betriebliche Informationsmanagement in der Lackindustrie	184
7.5.1 Vorgehensmodell zur Produktprogrammplanung	185
7.5.2 Informationsbeschaffung	185
7.5.3 Einsatz von ARGUS zur Analyse der zukünftigen Entwicklungen auf dem Lackanwendermarkt	186
7.5.4 Ausgewählte Ergebnisse für die Produktprogrammplanung von Autoreparaturlacken	187
7.5.5 Schlussfolgerungen aus dem Fallbeispiel	188
7.6 Kritische Diskussion des Modells ARGUS	189
7.6.1 Unsicherheiten bei der Stoffflussmodellierung	191
7.6.2 Modellerweiterungen zur simultanen Betrachtung von mehreren Schadstoffen	192
7.6.2.1 Kombinierte Kostenfunktionen für VOC und NO _x für den Verkehrssektor	193
7.6.2.2 Modellerweiterung für die gemeinsame Betrachtung von Versauerung und Eutrophierung	194
7.6.2.3 Monetarisierung der potentiellen Umweltauswirkungen	194
7.6.2.4 Einsatz von Mehrzielentscheidungsmodellen	194
7.7 Fallbeispiel 8: Anwendung der Szenario-Technik für den Sektor der Metalloberflächenlackierung	196
7.8 Zusammenfassung	199
8 INTEGRIERTE ANLAGENPLANUNG AUF DER GRUNDLAGE DER PINCH-ANALYSE ...	201
8.1 Integrierte Optimierung von Energie- und Stoffstromnetzen	201
8.1.1 Pinch-Analyse für Wärmeströme	202
8.1.2 Pinch-Analyse für Wasserströme	203
8.1.3 Pinch-Analyse für VOC-Ströme	204
8.1.4 Betriebsübergreifende Ansätze	205
8.1.5 Die Pinch-Analyse als Transportproblem	206
8.2 Fallstudie 9: Anwendung der Pinch-Analyse zur Optimierung der Serienlackierung von Personenwagen	208
8.2.1 Beschreibung des Trocknungsprozesses	208
8.2.2 Modellbeschreibung	208
8.2.3 Ergebnisse der Berechnungen	210
8.2.4 Schlussfolgerungen aus dem Fallbeispiel	212
8.3 Multi Objective Pinch Analysis (MOPA)	212
8.4 Metrik zum Vergleich der Ressourceneffizienz	215

8.5 Fallbeispiel 10: Dynamische Technikanpassung mit Hilfe von BVT	217
8.5.1 Zustand und Schutz der Umwelt in industriellen Schwellenländern	218
8.5.2 Industriestrukturen.....	219
8.5.2.1 China	219
8.5.2.2 Chile	220
8.5.3 Politische Rahmenbedingungen und Möglichkeiten der Finanzierung.....	220
8.5.4 Dynamische Kapazitätsplanung	221
8.6 Zusammenfassung	223
9 ZUSAMMENFASSUNG.....	225
10 LITERATUR.....	229

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: VOC-emittierende Tätigkeiten gemäß Anhang I der Lösemittelrichtlinie (1999/13/EG).....	13
Tabelle 3-1: Externe Kosten für Emissionen in ländlichen Gebieten	27
Tabelle 3-2: Hauptschritte der Ökobilanz	28
Tabelle 3-3: Wirkungsabschätzungs faktoren für ausgewählte Effekte	29
Tabelle 3-4: Photooxidantienbildungspotenzial (POCP) einiger Stoffe.....	30
Tabelle 3-5: Investitionen für mögliche Primärmaßnahmen für eine Anlage zur Automobilserienlackierung von 100.000 Fahrzeugen pro Jahr	36
Tabelle 3-6: Schätzfunktionen für die ex-ante-Ermittlung von Investitionen ausgewählter sekundärer VOC-Emissionsminderungstechnologien	40
Tabelle 3-7: Relevante investitionsabhängige Kostenarten	42
Tabelle 3-8: Wesentliche Kostenkomponenten und entsprechende Parameter für die Bestimmung von jährlichen Kosten für relevante Abgasreinigungsverfahren	43
Tabelle 3-9: Relevante Parameter zur Referenzanlagenbildung in ausgewählten Sektoren.....	45
Tabelle 3-10: Qualitative und quantitative Variablen für Anlagen ausgewählter VOC-relevanten Sektoren ...	48
Tabelle 4-1: Untersuchte Industriebereiche der Klebstoff- und Lackverarbeitung	56
Tabelle 4-2: Anwendungen von Haftklebstoffen für Klebebänder.....	61
Tabelle 4-3: Übersicht über den Verbrauch an Farben und Lacken in Deutschland	62
Tabelle 4-4: Anforderungen von Lackierprozessen nach Anwendungsbereich.....	62
Tabelle 4-5: Bestandteile von Flüssiglacken	64
Tabelle 4-6: Beste verfügbare Techniken für die PKW-Serienlackierung in Deutschland	67
Tabelle 4-7: Beste verfügbare Techniken für die Lackierung von Bussen.....	67
Tabelle 4-8: Beste verfügbare Techniken für die Schiffslackierung	68
Tabelle 4-9: Beste verfügbare Techniken für den Sektor der Holz- und Möbellackierung.....	69
Tabelle 4-10: Beispiel einer Entscheidungstabelle (überwachtes Lernmodell)	78
Tabelle 5-1: Übersicht über die Grundtypen industrieller Produktionsfunktionen	86
Tabelle 5-2: Mögliche Maßnahmen zur Minderung von VOC-Emissionen	92
Tabelle 5-3: Ergebnisse der untersuchten Maßnahmenkombinationen für die Lackierung von Weich-PVC-Teilen.....	94
Tabelle 5-4: Grundgerüst für eine Energiebilanz.....	96
Tabelle 5-5: Messaufwand, Genauigkeit und Fehlerhäufigkeit bei den häufigsten Energiemessungen	97
Tabelle 5-7: Definitionen für die Erstellung einer Lösemittelbilanz für eine Anlage	101
Tabelle 5-8: Zeitpunkte für die Einhaltung der maximal zulässigen Gesamtemissionen gemäß EG- Lösemittel-Richtlinie und 31. BlmSchV.....	101
Tabelle 5-9: Alternativen zur Erfüllung der Anforderungen der 31. BlmSchV	101
Tabelle 5-10: Aufträge mit zugehörigen Arbeitsdauern p auf den einzelnen Maschinen M ₁ , M ₂ und M ₃	114
Tabelle 6-1: Präferenzparameter für die Anwendung von PROMETHEE.....	131
Tabelle 6-2: Prozentuale Sensitivitätsindikatoren zum Rangtausch mit der besten Alternative (3B).....	140
Tabelle 6-3: Stabilitätsintervalle (absolute Werte) mit Rangfolge von n besten Alternativen unverändert.	142
Tabelle 6-4: Kulturtypen nach (Thompson et al. 1990).....	149
Tabelle 6-5: Vorgehensweise und Hilfsmittel bei Gruppenentscheidungen.....	150
Tabelle 7-1: Unterschiede verschiedener Projektionsklassen	171
Tabelle 7-2: Ausgewählte Einflussgrößen für die Projektion der Aktivitäten im Sektor Lackierung	172
Tabelle 7-3: Anwendungsgebiete des Stofffluss- und Optimiermodells ARGUS-VOC	176
Tabelle 7-4: Auszug aus dem CORINAIR SNAP Code.....	179
Tabelle 7-5: Referenzanlagen im Sektor Metallentfettung in Österreich.....	180
Tabelle 7-6: Emissionsfaktor, zusätzliche Investitionen und Betriebskosten, und Minderungseffizienz relevanter Minderungstechnologien	181
Tabelle 7-7: Altersstruktur existierender Anlagen	181
Tabelle 7-8: Ziele des Wissensmanagements in der Lackindustrie	189
Tabelle 7-9: Relevanz weiterer Umweltschadstoffe in den VOC-emittierenden Sektoren.....	193

Tabelle 7-10: Klassifikation von MODM-Verfahren	195
Tabelle 8-1: Temperaturintervalle.....	209
Tabelle 8-2: Temperaturintervalle und Änderungen des Wärmegehalts der Prozessströme	210
Tabelle 8-3: Wärmeübertragungstabelle	211
Tabelle 8-4: Variablenbezeichnungen	215

Abbildungsverzeichnis

Bild 1-1: Wertschöpfungskette der Metalllackierung in der EU	2
Bild 2-1: Im Göteborg-Protokoll berücksichtigte Wirkungszusammenhänge	7
Bild 2-2: Geforderte VOC-Emissionsminderung gemäß NEC-Richtlinie	8
Bild 2-3: Definition von „Besten Verfügbaren Techniken“ gemäß IVU-Richtlinie	10
Bild 2-4: Kriterien zur BVT-Bestimmung nach Anhang IV der IVU-Richtlinie	10
Bild 3-1: Wirkungsweg von der Emission zum Schaden	22
Bild 3-2: Einordnung von Sicherheit, Gesundheits- und Umweltschutz	23
Bild 3-3: Werte im technischen Handeln gemäß VDI 3780	25
Bild 3-4: Ansätze zum Abwägen der potenziellen Umweltauswirkungen.....	31
Bild 3-5: Schätzfunktionen für Investitionen für ausgewählte VOC-Abgasreinigungsverfahren	41
Bild 3-6: Beispiel für die Erweiterung des SNAP-Systems.....	46
Bild 3-7: Übersicht über ausgewählte clusteranalytische Verfahren	49
Bild 4-1: Einteilung der Klebstoffe nach der chemischen Basis	59
Bild 4-2: Einteilung der Klebstoffe nach dem Abbindemechanismus	59
Bild 4-3: Grundfließbild für die Klebstoffapplikation mit den kostenrelevanten Prozessparametern	60
Bild 4-4: Abhängigkeit von Produktgeometrie und Qualitätskriterien	63
Bild 4-5: Fließbild der Serienlackierung von PKW.....	66
Bild 4-6: Aktueller Entwurf der “BREF on Economic and Cross-Media issues” zur medienübergreifenden Technikbewertung	70
Bild 4-7: Vergleich der normalisierten Wirkungspotenziale für zwei alternative Druckprozesse.....	73
Bild 4-8: Modellierung der Prozesse Füller- und Decklackauftrag	77
Bild 5-1: Elemente zum Aufbau von Petri-Netzen	84
Bild 5-2: Produktionsprozessschritt einer industriellen Lackieranlage in Input-Output-Darstellung.....	87
Bild 5-3: Darstellung der Input- und Outputströme in der Software Umberto.....	91
Bild 5-4: Darstellung der Stoff- und Energiebilanz für einen ausgewählten Prozess	93
Bild 5-5: Zielkonflikte bei der Bewertung der untersuchten Maßnahmenkombinationen für die Lackierung von Weich-PVC-Teilen	95
Bild 5-6: Sankey-Diagramm für den Energiefluss in einer Druckluftanlage	97
Bild 5-7: Hierarchischer Aufbau des Netzes.....	105
Bild 5-8: Screenshot des Zeitaufnahmetools.....	109
Bild 5-9: Beispiel für den Datensatz des Arbeitsschrittes „Basislack spritzen 1.Gang“	110
Bild 5-10: Überblick über die prozentualen Zeitanteile der unterschiedlichen Prozessschritte.....	111
Bild 5-11: Prozentualer Anteil der Wegezeiten pro Einzelauftrag	112
Bild 5-12: Maschinenbelegungsplan der Beispielwerkstatt als GANTT-Diagramm	115
Bild 6-1: Kriterienhierarchie	126
Bild 6-2: Verallgemeinerte Präferenzfunktionen in PROMETHEE	128
Bild 6-3: Varianten zur Aggregation der individuellen Bewertungen zur Gruppenentscheidung mittels PROMETHEE.....	130
Bild 6-4: Ergebnisse der multikriteriellen Bewertungen.....	132
Bild 6-5: Graphische Ergebnisdarstellung für PROMETHEE I.....	133
Bild 6-6: Graphische Darstellung einer Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Gewichtungsfaktoren eines Kriteriums in PROMETHEE	138
Bild 6-7: Grafische Darstellung der Rangfolge mit veränderten Gewichtungsfaktoren	140
Bild 6-8: Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Parameteränderung für die verallgemeinerte Präferenzfunktion	143
Bild 6-9: Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Änderung des Typs der verallgemeinerten Präferenzfunktion	143
Bild 6-10: Wahlweise Verknüpfung der Ansätze der MAUT, AHP und PROMETHEE	145

Bild 6-11: Die Grundstruktur des integrierten multikriteriellen Entscheidungsunterstützungssystems	146
Bild 6-12: Verknüpfung der Arbeitsschritte der Ökobilanz und der Multikriteria-Analyse.....	148
Bild 6-13: Integration des Moderationszyklus in den Ablauf der Multikriteria-Analyse.....	151
Bild 6-14: Abhängigkeit der hierarchischen Ebenen in der Theorie und in der betrieblichen Praxis (am Beispiel der Industrielackierung9	153
Bild 7-1: Darstellung von Dateninput und -output des Stofffluss- und Optimiermodells ARGUS	160
Bild 7-2: Aufbau des Modells ARGUS am Beispiel des Lackanwendungsgebiets „Autoreparaturlackierung“	161
Bild 7-3: Ausschnitt aus der vereinfachten graphischen Darstellung des Stoffflussmodells für den CORINAIR SNAP Code 06 01 08 “sonstige industrielle Lackierung“	162
Bild 7-4: Parameter zur Modellierung von Stoffstromsystemen	163
Bild 7-5: Einfluss der Restkapazitäten auf den Zubau neuer Kapazitätseinheiten	167
Bild 7-6: Kosten der Einführung der EG-Lösungsmittel-Richtlinie für Frankreich	175
Bild 7-7: Variation der Übergangsfristen als Bestandteil der Umsetzungsstrategie.....	178
Bild 7-8: Berechnete Verteilung der Referenzanlagen für zwei Szenarien	182
Bild 7-9: Emissionsentwicklung (links) und zusätzliche Kosten (rechts) für zwei Szenarien	183
Bild 7-10: Stufen des betrieblichen Informationsmanagements in der Lackindustrie	185
Bild 7-11: Ausweitung der produktbegleitenden Dienstleistungen	186
Bild 7-12: Informationsverdichtung durch die Bildung von Referenzbetrieben am Beispiel der rund 2.000 Autoreparaturlackierbetriebe in Baden-Württemberg	187
Bild 7-13: Entwicklung der Nachfrage nach Autoreparaturlacken in Baden-Württemberg	188
Bild 7-14: Ablauf der Szenario-Analyse.....	198
Bild 7-15: Wertschöpfungskette der Metalllackierung im Szenario 'Vertikale Integration'	199
Bild 8-1: Summenkurven der heißen und kalten Prozessströme im H,T-Diagramm	203
Bild 8-2: Massenstromdiagramm zur Wassereinsparung durch Wiederverwendung von Abwasserströmen	204
Bild 8-3: Übertragung der Pinch-Analyse zur Bestimmung der minimalen Kondensationskosten.....	205
Bild 8-4: Modell der heißen und kalten Prozessströme der Trocknung (nach DIN 28004).....	209
Bild 8-5: Kalte und heiße Summenkurve	210
Bild 8-6: Modifikation eines Produktionssystems durch integriertes Prozessdesign	212
Bild 8-7: Konzeptübersicht der Multi Objective Pinch Analysis (MOPA)	214
Bild 8-8: Beispiel für eine Domäne zulässiger Technikkombinationen (ohne Normalisierung).....	216
Bild 8-9: Beispiel für eine Domäne zulässiger Technikkombinationen nach der Normalisierung	217

Abkürzungsverzeichnis

AHP	Analytic Hierarchy Process
ARGUS	Allokationsmodul zur rechnergestützten Generierung wirtschaftlicher Umweltschutzstrategien für VOC
BAT	Best available technology (dt. beste verfügbare Technik, BVT)
BlmSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BlmSchV	Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz
BREF	Best available technique REference document (dt. BVT-Merkblatt)
BSB	Biologischer Sauerstoffbedarf
BVT	Beste verfügbare Technik (engl. Best available technique, BAT)
CASPER	Calculation Scheme for Predicting Emissions into Air
CLRTAP	Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (dt. Konvention über den weiträumigen grenzüberschreitenden Transport von Luftschadstoffen)
CORINAIR	CO-oRdinated INformation on the Environment in the European Community – AIR
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
ELECTRE	Elimination Et Choice Translation REality
EMAS	Eco Management and Audit Scheme (dt. Gemeinschaftssystem für das Umwelt-Management und die Umweltbetriebsprüfung)
EMEP	Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe (Programm über die Zusammenarbeit bei der Messung und Bewertung der weiträumigen Übertragung von luftverunreinigenden Stoffen in Europa)
EPA	Environmental Protection Agency
EPER	European Polluting Emissions Register
EU	Europäische Union
EUROSTAT	Statistisches Amt der Europäischen Kommission
GAMS	General Algebraic Modelling System (Programmiersprache)
Gew.-%	Gewichtsprozent
HVLP	HVLP = high volume – low pressure; HVLP-Spritzpistolen
IAM	Integrated Assessment Model
IMPROVE	Individual computer aided mass and energy flow model for the vehicle refinishing sector (Stoff- und Energieflussmodell für die Autoreparaturlackierung)
IPPC	Integrated Pollution Prevention and Control
IVU	Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (engl. Integrated Pollution Prevention and Control, IPPC)
KMU	kleine und mittlere Unternehmen
KT	Kathodische Tauchlackierung
LCA	Life Cycle Assessment (dt: Ökobilanz oder Produktlebenszyklusanalyse)
MADM	Multi Attribute Decision Making
MAUT	Multi Attribute Utility Theory
MAVT	Multi Attribute Value Theory
MCDM	Multi Criteria Decision Making
MODM	Multi Objective Decision Making
MOPA	Multi Objective Pinch Analysis
NACE	Nomenclature générale des activités économiques dans les Communautés européennes (Wirtschaftszweigklassifikation der Europäischen Union)
NEC	National Emission Ceilings
NIR	Nahe Infrarot
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development (Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung)
POCP	Photochemical Ozone Creation Potential (Oxidantienbildungspotential)
PROMETHEE	Preference Ranking Organisation METHod for Enrichment Evaluations

PROUT	Paint Repair Operation User Tool (Zeitaufnahmetool auf der Grundlage einer MS Access Datenbank)
PUR	Polyurethane
PVC	Polyvinylchlorid
REACH	Registration – Evaluation – Authorisation of Chemicals
REFA	Kurzname des Verbands für Arbeitszeitstudien und Betriebsorganisation (ursprünglich „Reichsausschuss für Arbeitszeitermittlung“)
SNAP	Selected nomenclature for air pollution
TA	Technikfolgenabschätzung (engl. „technology assessment“)
TNV	Thermische Nachverbrennung
UMBERTO	LCA-Software
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe (dt. Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa)
UNEP	United Nations Environmental Programme (dt. Umweltpogramm der Vereinten Nationen)
UNFCCC	United Nation Framework Convention on Climate Change (dt. UN-Klima-Rahmenkonvention)
UP / UPE	Ungesättigter Polyesterlack
UV	Ultraviolett
VOC	Volatile Organic Compounds (dt. flüchtige organische Verbindungen)
Vol.	Volumen

1 Einleitung

1.1 Ausgangslage und Problemstellung

Die Planung und Gestaltung umweltfreundlicher Produkte und Produktionsprozesse stellen eine Herausforderung für die industrielle Produktion dar. Neben den bekannten betriebswirtschaftlichen Zielen treten weiter steigende Anforderungen an Umweltschutz und Ressourceneffizienz, die ebenfalls bei betrieblichen Entscheidungen zu berücksichtigen sind. Trotz der in den letzten Jahrzehnten erreichten Verbesserungen erzeugen industrielle Produktionsprozesse weiterhin einen beträchtlichen Teil der gesamten Umweltbelastung in Europa, insbesondere durch Treibhausgase, Säurebildner, flüchtige organische Verbindungen (VOC für englisch *Volatile Organic Compounds*) und Abfälle. Geeignete Emissionsminderungsmaßnahmen sind meist auf die besonderen Prozess- und Produktspezifika abzustimmen. Daher ist eine Methodenentwicklung zur umweltfreundlichen Produktionsplanung losgelöst von praktischen Anwendungsfragen kaum möglich. Deswegen wird die Minderung der VOC-Emissionen exemplarisch herausgegriffen. Während Minderungsmaßnahmen für die Massenschadstoffe CO₂, NO_x und SO₂ aus industriellen Großanlagen vergleichsweise gut durchsetzbar sind, ist die Minderung für VOC-Emissionen problematischer. Dies zeigt sich auch darin, dass die Minderung der VOC-Emissionen im Vergleich zu anderen Massenschadstoffen zurückgeblieben ist (EEA 2004).

VOC bezeichnen eine Vielfalt organischer chemischer Verbindungen, die mindestens Kohlenstoff und eines der Elemente Wasserstoff, Halogene, Sauerstoff, Schwefel, Phosphor, Silizium oder Stickstoff oder mehrere davon enthalten. Die EG-Lösemittel-Richtlinie (1999/13/EG) definiert VOC als „*organische Verbindung, die bei 293,15 K einen Dampfdruck von 0,01 kPa oder mehr hat oder unter den jeweiligen Verwendungsbedingungen eine entsprechende Flüchtigkeit aufweist.*“

Freigesetzte VOC gehen in der bodennahen Atmosphäre in Anwesenheit von Stickoxiden (NO_x) und Sonnenlicht photochemische Reaktionen ein, die zur Bildung von ökotoxischen Photooxidantien führen. Neben den dabei entstehenden PAN (Peroxyacetyl-Nitrat) und Aldehyden ist vor allem das photochemisch gebildete Ozon („Sommersmog“) umweltrelevant. Während Ozon in der Stratosphäre (oberhalb etwa 10 km) die lebenswichtige Funktion eines Filters gegen die schädliche ultraviolette Komponente der Sonnenstrahlung hat, ist es in Bodennähe (Troposphäre) in höheren Konzentrationen gesundheitsgefährdend: Bereits bei geringfügigen Überschreitungen des Immisionsgrenzwertes reagieren empfindliche Personen mit Reizungen der Augen und Atemwege. Ferner kann Ozon Wälder, Vegetation und Kulturpflanzen schädigen sowie zum Treibhauseffekt beitragen. Die emittierten VOC besitzen darüber hinaus eine unmittelbare gesundheitsschädigende Wirkung aufgrund ihrer neurotoxikologischen Eigenschaften.

VOC werden hauptsächlich durch mobile Quellen (Straßenverkehr), Herstellung, Lagerung und Distribution von Mineralölprodukten und durch Lösemittel verwendende Aktivitäten freigesetzt. Eine Sonderrolle nimmt Methan (CH₄) ein, das in Land- und Forstwirtschaft, Natur und Abfallbehandlung und –entsorgung freigesetzt wird und neben den CO₂-Emissionen hauptsächlich zur Verstärkung des Treibhauseffektes beiträgt. Aufgrund seines deutlich niedrigeren Ozonbildungspotenzials wird es gesondert betrachtet. Um den Ausschluss von Methan kenntlich zu machen, wird häufig auch die Bezeichnung Nicht-Methan-VOC-Emissionen (NMVOC) verwendet. Dem englischen Sprachgebrauch folgend kann jedoch die Abkürzung VOC verwendet und dabei Methan ausgeschlossen werden, wenn von VOC-Emissionsminderungen aus der industriellen Produktion die Rede ist.

Seit den erheblichen Minderungen durch den Katalysatoreinsatz im Straßenverkehr stammen die VOC-Emissionen mittlerweile zu über 50 % aus der Verwendung organischer Lösemittel. Diese

Lösemittel werden allein oder in Kombination mit anderen Stoffen als Rohstoffe, Reinigungs-, Dispersions- oder Konservierungsmittel, als Weichmacher oder als Mittel zur Einstellung der Viskosität oder der Oberflächenspannung verwendet. So werden in Deutschland jährlich rund 526.000 t Lacke, 509.000 t Klebstoffe und 123.000 t Dichtstoffe hergestellt und verarbeitet (Renz et al. 2003a). Allein die europaweit durch die Lackanwendung freigesetzten VOC-Emissionen belaufen sich auf etwa 1,7 Mio. t/a und setzen sich zusammen aus dem emittierten VOC-Anteil der Farben und Lacke (ca. 1,44 Mio. t/a) sowie aus Emissionen durch lösemittelhaltige Reinigungs- und Entfettungsmittel (ca. 0,28 Mio. t/a), die bei der Vorbehandlung der Materialien und Reinigung von Geräten eingesetzt werden (Broekhuizen et al. 2000; EEA 2001; Morlock 2001; Eurostat 2002). Neben einigen Großunternehmen (Automobilindustrie, Schiffsbau, Luftfahrt) sind vor allem viele kleine und mittlere Unternehmen (KMU)¹ gefordert, ihre VOC-Emissionen zu reduzieren. Bild 1-1 skizziert die Wertschöpfungskette der Metalllackierung, um die Heterogenität dieses Teilsektors aufzuzeigen.

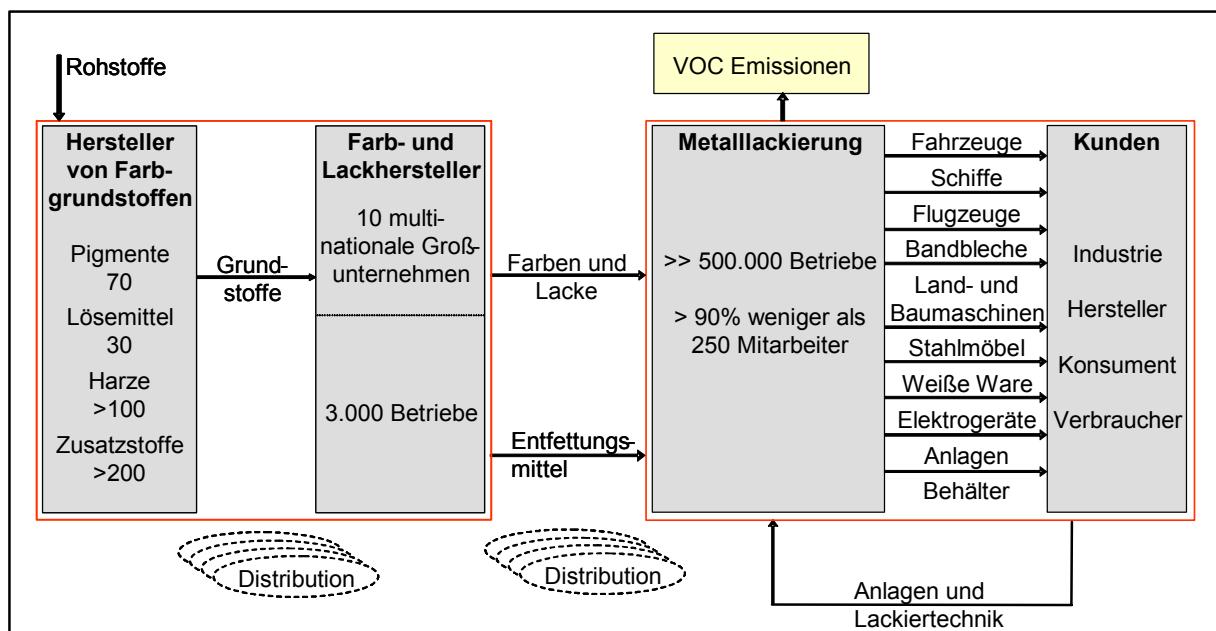


Bild 1-1: Wertschöpfungskette der Metalllackierung in der EU

Quelle: (Geldermann et al. 2003c)

Als VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen stehen sowohl nachgeschaltete Maßnahmen, wie der Einsatz von Abluftreinigungsanlagen, als auch produktionsintegrierte Maßnahmen, wie die Umstellung der Produktionsprozesse oder Produktsubstitutionen (z.B. Ersatz von konventionellen lösemittelhaltigen durch Wasserbasislacke) zur Auswahl. Die Eignung von VOC-Minderungsmaßnahmen im konkreten Produktionsprozess hängt jedoch von verschiedenen Faktoren ab, beispielsweise in der Lackierung von den technologischen Anforderungen der zu lackierenden Teile, den optischen Ansprüchen an die Oberfläche und der Größe und Geometrie der Werkstücke.

¹ Seit 2005 gilt die neue KMU-Definition der Europäischen Kommission. Neu ist die Berücksichtigung von Kleinstunternehmen mit einer Mitarbeiterzahl von bis zu 10 und einem Jahresumsatz bzw. einer Jahresbilanz von 2 Mio. €. Die Zahl von 250 bzw. 50 Mitarbeitern für die Definition von Mittleren bzw. Kleinen Unternehmen bleibt unverändert. Angehoben werden die Schwellenwerte für den Umsatz (50 Mio. € bzw. 10 Mio. €) und die Bilanzsumme (43 Mio. € bzw. 10 Mio. €). Grundsätzlich können KMU auch branchenspezifisch definiert werden, wie etwa bis 50 Beschäftigte bei Unternehmen des Handwerks oder des Dienstleistungsgewerbes oder bis 500 Beschäftigte bei Industrieunternehmen (Mugler 1998).

Zur Lösung dieser Probleme ist eine Erweiterung der klassischen betriebswirtschaftlichen Optimierungsprobleme um weitere Zielgrößen notwendig. Für eine umfassende techno-ökonomische Optimierung von Produktionsprozessen sind dabei Änderungen der zugrunde liegenden Rahmenbedingungen zu berücksichtigen, z.B. durch

- neue umweltrechtliche Anforderungen,
- Weiterentwicklung des Stands der Technik (insbesondere durch innovative Umweltschutzmaßnahmen),
- veränderte Daten durch sich ändernde Preisentwicklungen für Energie und Rohstoffe sowie zukünftig erwartete Marktpotenziale.

1.2 Zielsetzung und Lösungsweg

Ziel der Arbeit ist die Entwicklung von Lösungsansätzen zur Planung und Steuerung von Produktionssystemen unter Berücksichtigung mehrerer Zielgrößen. Neben den bekannten monetären Zielgrößen treten hier insbesondere die Minimierung der Emissionen und des Stoff- und Energieeinsatzes. Dazu werden Methoden für eine umfassende Technikbewertung vorgestellt. Anhand von Fallbeispielen zur VOC-Emissionsminderung sollen die aufgezeigten Zusammenhänge verdeutlicht, die Übertragbarkeit der entwickelten Lösungsansätze auf die Praxis sichergestellt und die praktische Relevanz der Entscheidungsprobleme illustriert werden.²

Zur Erreichung der Zielsetzung wird folgendermaßen vorgegangen: In Kapitel 2 werden die umweltrechtlichen Anforderungen an den Betrieb industrieller Anlagen, die organische Lösemittel einsetzen, und die verschiedenen daraus resultierenden Entscheidungsprobleme beschrieben. Ansätze zur Technikbewertung werden in Kapitel 3 vorgestellt und anhand der Bewertung von VOC-Emissionsminderungstechniken konkretisiert. Neben allgemeinen interdisziplinären Ansätzen zur integrierten Technikbewertung spielt insbesondere die Ökobilanzierung bei der Beurteilung der potentiellen Umweltauswirkungen von industriellen Produktionsprozessen eine Rolle. Zur techno-ökonomischen Bewertung wird schließlich der Referenzanlagenansatz vorgestellt, der eine Klassifizierung der Vielzahl der VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen im Hinblick auf ihre tatsächliche Einsetzbarkeit in den verschiedenen industriellen Sektoren ermöglicht.

Aufgrund der besonderen Bedeutung des Konzepts der „Besten Verfügbaren Techniken“ (BVT) für die Genehmigung der Inbetriebnahme und des Betriebs von industriellen Anlagen gemäß der IVU-Richtlinie (96/61/EG) geht Kapitel 4 auf deren Bestimmung näher ein. Am Beispiel der Erarbeitung des deutschen Beitrags für die BVT-Merkblätter in der Lack- und Klebstoffverarbeitung werden offene Bewertungsfragen bei der Umsetzung der IVU-Richtlinie herausgearbeitet.

Für die betriebliche Realisierung von VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen sind die Auswirkungen von Produkt- und Techniksubstitution innerhalb des Unternehmens, aber auch innerhalb der Wertschöpfungskette zu beurteilen. Diese sind aufgrund der Produktionsvernetzung selten offensichtlich, so dass in Kapitel 5 das betriebliche Stoffstrommanagement als Instrument zur Abbildung der Zusammenhänge zwischen verschiedenen Input- und Outputströmen und des System-

² Die Fallbeispiele basieren auf Forschungsarbeiten, die am Institut für Industriebetriebslehre und Industrielle Produktion (IIP) und am Deutsch-Französischen Institut für Umweltforschung (DFIU/IFARE) der Universität Karlsruhe (TH) durchgeführt und vom Umweltbundesamt (UBA Berlin), vom Umwelt- und Wirtschaftsministerium Wien, von der Europäischen Kommission, von der VolkswagenStiftung, vom Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (BMWi), vom Ministerium für Umwelt und Verkehr (Stuttgart), vom Verband der Automobilindustrie (VDA) und durch Industrieunternehmen gefördert wurden.

verhaltens der Stoff- und Energieströme vorgestellt wird. Neben der Modellierung von Stoff- und Energieströmen ist außerdem eine Berücksichtigung von Arbeitszeiten möglich, so dass damit auch ein Beitrag zur operativen Produktionsplanung geleistet werden kann.

Nur aus der Abbildung von Prozessalternativen wird selten eine optimale Lösung ersichtlich, die im Vergleich zu allen übrigen Alternativen sämtliche Zielkriterien am besten erfüllt oder einen geeigneten Kompromiss darstellt. In der betrieblichen Praxis werden wichtige Entscheidungen zudem meist in Gruppen (oder Entscheidungsgremien) getroffen, um Qualität und Durchsetzbarkeit der Entscheidung zu verbessern. Dadurch erhöht sich die Notwendigkeit einer Entscheidungsunterstützung durch geeignete Verfahren. Daher werden in Kapitel 6 Modelle zur multikriteriellen Entscheidungsunterstützung beschrieben. Um die Auswirkungen einer sich ändernden Datengrundlage bei der Technikbewertung untersuchen zu können, wird gesondert auf Sensitivitätsanalysen eingegangen.

Da VOC zu den grenzüberschreitenden Luftschadstoffen zählen, die ihre Wirkung nicht nur am Entstehungsort entfalten, sondern sich großräumig verteilen, sind zur Lösung des Ozonproblems sowohl nationale als auch internationale Maßnahmen erforderlich. Zur Quantifizierung international vereinbarter Umweltschutzziele werden Kostenfunktionen für VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen benötigt. Mit ihrer Hilfe sollen die ökonomischen Konsequenzen der Emissionsminderungsstrategien bis zum Zieljahr 2010 bestimmt werden, um die vereinbarten Ziele kosteneffizient zu erreichen. Stofffluss- und Optimiermodelle können zur Analyse der Auswirkungen neuer umweltgesetzlicher Regelungen konzipiert und eingesetzt werden, wie in Kapitel 7 erläutert wird.

Durch eine betriebsübergreifende Anlagenplanung und Prozessintegration können zusätzliche Prozessoptimierungspotenziale identifiziert werden, die nicht nur die Minderung der VOC-Emissionen, sondern auch eine Reduktion des Abfalls und des Energiebedarfs realisieren. Dazu wird in Kapitel 8 ein auf der Pinch-Analyse basierender Ansatz vorgestellt. Dabei handelt es sich um ein systematisches Vorgehen zur techno-ökonomischen Optimierung, das bereits erfolgreich zur Gestaltung von Wärmeübertragernetzwerken zur Energieeinsatzoptimierung angewendet wird. Kapitel 9 fasst die vorgestellten Ansätze zur Lösung von Mehrzielentscheidungen in der industriellen Produktion zusammen und zieht Schlussfolgerungen.

2 Umweltrechtliche Anforderungen an den Betrieb industrieller Anlagen

Der Betrieb industrieller Anlagen in Deutschland und Europa wird durch umweltrechtliche Anforderungen auf internationaler, europäischer, nationaler und regionaler Ebene geregelt. Besonders die gemeinschaftliche Umweltpolitik der Europäischen Union (EU) prägt seit den letzten dreißig Jahren den rechtlichen Rahmen zur Reduzierung der Umweltverschmutzung und zum Schutz der Umwelt. Gemäß den Verträgen von Maastricht (1991) und Amsterdam (1999) ist die Förderung eines nachhaltigen und umweltverträglichen Wachstums ein Ziel der Europäischen Gemeinschaft. Der Umsetzung dient das Fünfte Umwelt-Aktionsprogramm der EU, das auf die Umweltprobleme Klimaveränderung, Wasserverschmutzung und Abfallwirtschaft fokussiert ist und zusätzlich den Austausch zwischen den Akteuren im Umweltbereich fördert. Weiterhin wird die Zusammenarbeit auf internationaler Ebene zur Bewältigung regionaler und globaler Umweltprobleme und zur Bekämpfung der grenzüberschreitenden Verschmutzung verstärkt, beispielsweise durch die Zusammenarbeit im Rahmen des Umweltprogramms der Vereinten Nationen.

Durch die bislang verabschiedeten Rechtsvorschriften zum Schutz der Umwelt konnte bereits ein Rückgang von Schwefeldioxid-, Schwebestaub-, Blei- und FCKW-Emissionen in Europa erreicht werden. Allerdings verschlechterte sich die Luftqualität durch die starke Zunahme von Treibhausgasen wie Kohlendioxid, Methan, Ozonvorläufersubstanzen und Stickoxiden, die durch Industrie und Verkehr emittiert werden (EEA 1992). Um dieser Verschlechterung entgegenzuwirken, wird eine verbesserte Anwendung und Durchsetzung der Rechtsvorschriften im Umweltbereich angestrebt. Kernelemente sind dabei die Entwicklung *integrierter* Strategien, die Vereinfachung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften, der Ausbau der Zusammenarbeit zwischen den zuständigen Behörden sowie eine verbesserte Transparenz der Maßnahmen. Einen weiteren Schwerpunkt bildet die Verbesserung der Umweltinformationen. Hier sollen neben vergleichbaren und zuverlässigen Statistiken und Indikatoren vor allem Kosten-Nutzen-Analysen und Bewertungen der Auswirkungen auf die Unternehmen Fortschritte ermöglichen.

Die Industrie wird von der europäischen Umweltpolitik bei der Entwicklung integrierter Strategien besonders gefordert. Während in der Vergangenheit einzelne Quellen, Stoffe und Medien Ziel der Anstrengungen waren, versuchen neue Ansätze, die bislang isolierten Maßnahmen in einem übergreifenden Rahmen für nachhaltige Entwicklung miteinander zu verbinden. In diesem Kapitel werden daher exemplarisch für Anlagen zur Oberflächenbehandlung die neueren umweltrechtlichen Anforderungen an den Betrieb industrieller Anlagen vorgestellt. Übergeordnetes Ziel der Umweltpolitik ist in diesem Bereich die Verminderung der VOC-Emissionen, die seit den erheblichen Minderungen durch den Katalysatoreinsatz im Straßenverkehr mittlerweile zu über 50 % aus der Lösemittelverwendung stammen.

2.1 Internationale Verpflichtungen

Als internationale Verpflichtungen für Anlagen zur industriellen Lösemittelanwendung sind die Protokolle der Wirtschaftskommission für Europa unter den Vereinten Nationen (engl. United Nations Economic Commission for Europe, UNECE) im Rahmen der Konvention über den grenzüberschreitenden Ferntransport von Luftschatdstoffen, die Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen der Europäischen Union (sog. NEC-Richtlinie), die Richtlinie über die Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie) und die Richtlinie über die Begrenzung von Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen für bestimmte Tätigkeiten

(Lösemittel-Richtlinie) zu nennen. Zur Beurteilung von industriellen Anlagen finden dabei verstärkt die dynamik- und fortschrittsorientierten Rechtsbegriffe „Stand der Technik“ und „beste verfügbare Techniken“ Anwendung.

2.1.1 UNECE Konvention über den grenzüberschreitenden Ferntransport von Luftschatstoffen und ihre Folgeprotokolle

Die UNECE Konvention über den grenzüberschreitenden Ferntransport von Luftschatstoffen (engl. Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, CLRTAP) war das erste international verbindliche Instrument der Umweltgesetzgebung. Sie wurde 1979 von 34 Staaten und der Europäischen Gemeinschaft unterzeichnet und schafft den institutionellen Rahmen, um Umweltforschung und Umweltpolitik zusammenzubringen. Inzwischen ergänzen acht stoffspezifische Protokolle die Konvention.

Zunächst wurden in den Protokollen der „ersten Generation“ die Emissionsminderungserfordernisse wirkungsbezogen gemäß dem „Stand der Technik“ festgelegt (Rentz 1980; Rentz 2004). Unabhängig von den Wirkungen der Schadstoffe und den unterschiedlichen Ansprüchen verschiedener Regionen in Europa wurde eine gleichmäßige prozentuale Emissionsminderung vorgesehen bzw. die Anwendung eines bestimmten technologischen Standards vorgeschrieben. Im Schwefelprotokoll von 1994 als erstem Protokoll der „zweiten Generation“ wurden dann die geforderten Emissionsminderungen an den Schadstoffwirkungen am Rezeptor ausgerichtet.³

Während frühere Protokolle nur einen einzelnen Schadstoff betrachteten, realisiert das so genannte „Multi-Pollutant Multi-Effekt-Protokoll“ von 1999 erstmals die wirkungsorientierten Ansätze zur Minderung der grenzüberschreitenden Luftverschmutzung in neuer Qualität, indem die Auswirkungen von verschiedenen Schadstoffen im Zusammenhang betrachtet werden (Bild 2-1). Das „*Protokoll zu dem Übereinkommen von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung betreffend die Verringerung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon*“ (*Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone* - auch Göteborg-Protokoll genannt) legt Emissionsobergrenzen für das Jahr 2010 für die vier Luftschatstoffe Schwefel (SO_2), Stickoxide (NO_x), flüchtige organische Verbindungen (VOC) und Ammoniak (NH_3) fest. Dazu werden für einige Emissionsquellen spezifische Emissionsgrenzwerte (z.B. für Verbrennungsanlagen, Energieerzeugungsanlagen, Chemische Reinigungen, Personen- und Lastkraftwagen) genannt, aber auch der Einsatz von besten verfügbaren Techniken gefordert. VOC-Emissionen aus dem Gebrauch von Farben und Lacken oder Aerosolen sind zu reduzieren. Auch die Landwirtschaft wird zur Minderung der Ammoniak-Emissionen verpflichtet.

In so genannten „Technischen Anhängen“ werden Emissionsgrenzwerte für spezifische Emissionsquellen und vor allem beste verfügbare Techniken beschrieben, wie in Artikel 4 (Informations- und Technologieaustausch) des Göteborg-Protokolls gefordert wird. Demnach soll jede Vertragspartei (d.h. jedes unterzeichnende Land) unter anderem folgende Maßnahmen fördern:

„a) die Entwicklung und Aktualisierung von Datenbanken über die besten verfügbaren Techniken, einschließlich solcher zur Verbesserung der Energieeffizienz, emissionsarme Brenner und umweltfreundliche Praktiken in der Landwirtschaft;

³ Hierzu hatte es bereits im NO_x -Protokoll von 1988 eine erste Aufforderung gegeben: "der Critical Loads-Ansatz ist weiterzuentwickeln". Im Göteborg-Protokoll aber wurde in Art. 2 (1) die langfristige Einhaltung der kritischen Belastungswerte zu einer grundlegenden Verpflichtung gemacht.

- b) den Informations- und Erfahrungsaustausch über die Entwicklung umweltfreundlicherer Verkehrssysteme;
- c) direkte Kontakte und Zusammenarbeit der Industrien, einschließlich Gemeinschaftsunternehmen, und
- d) die Gewährung technischer Hilfe. ...“

Als Hilfestellung bei der Identifizierung von besten verfügbaren Techniken im Rahmen der „Task Force on the Assessment of Abatement Options/Techniques for the Abatement of VOC and NO_x Emissions“ dient ein Inventar des Entwicklungs- und Implementierungsstandes sowie der Kosten von VOC- und NO_x-Minderungstechnologien für stationäre Quellen in den verschiedenen emissionsrelevanten Sektoren in den Ländern der UNECE (Rentz et al. 1999f; Rentz et al. 1999g; Rentz et al. 1999h). Ziel dieser technischen Anhänge ist die Bewertung der techno-ökonomischen Effizienz der Minderungstechniken in den verschiedenen industriellen Sektoren, um die Erarbeitung von nationalen Strategien zur Emissionsminderung zu unterstützen. Die technischen Anhänge basieren auf der Auswertung von Publikationen, Interviews mit Anlagenbetreibern und Beiträgen der Mitglieder der Task Force.

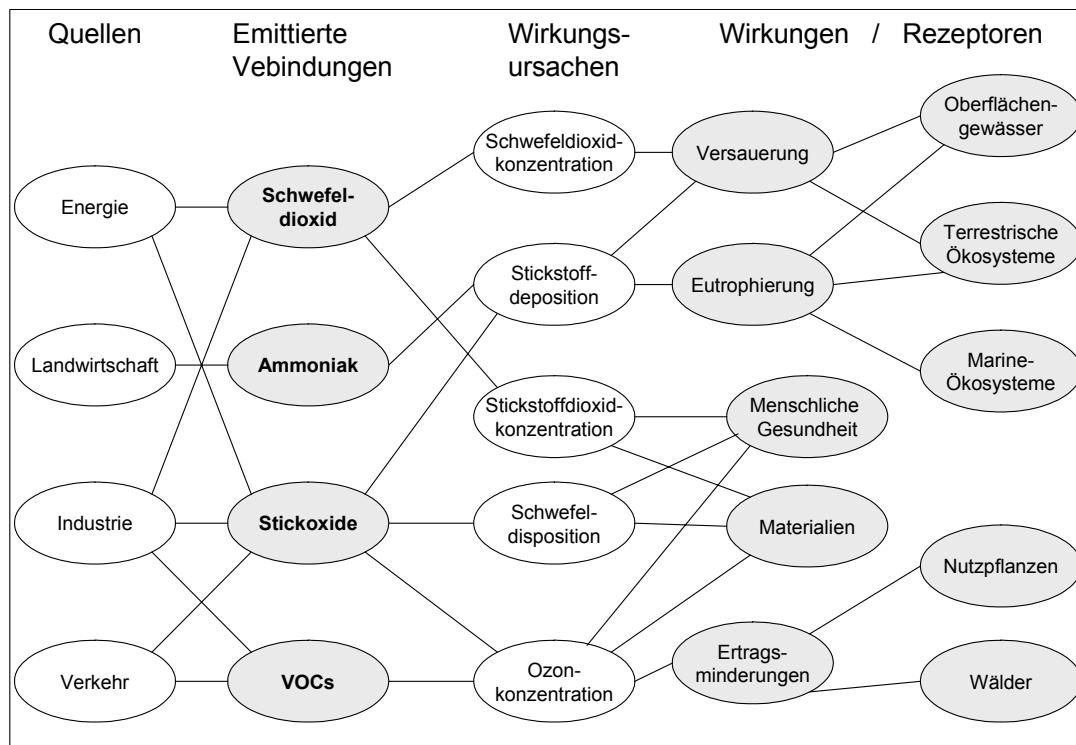


Bild 2-1: Im Göteborg-Protokoll berücksichtigte Wirkungszusammenhänge

Quelle: (Grennfelt 1995)

Aus methodischer Sicht stellt sich hier die Frage nach der techno-ökonomischen Bewertung der Vielzahl an Emissionsminderungsmaßnahmen, die in den rund 50 betroffenen industriellen Sektoren in den UNECE-Mitgliedsstaaten in Betrieb sind. Da nicht alle Maßnahmen beschrieben werden können, sind zunächst repräsentative Anlagen auszuwählen, die die technologische Realität angemessen widerspiegeln und als Ausgangsbasis für die Erarbeitung von nationalen Emissionsminderungsstrategien geeignet sind. Neben der technischen Charakterisierung der beschriebenen Primär- und Sekundär-Emissionsminderungsmaßnahmen sind auch die notwendigen Investitionen und Betriebskosten der Emissionsminderungsmaßnahmen transparent zu dokumentieren (Geldermann/Rentz 2004e).

Die Protokolle zur UNECE Luftreinhaltekonvention stellen völkerrechtliche Verträge dar, an die die Unterzeichnerstaaten gebunden sind. Demnach muss Deutschland als Vertragspartner die Emissionsminderungsziele in nationales Recht umsetzen. Die Obergrenzen, die sich aus dem Göteborg-Protokoll ergeben, werden zudem durch die Umsetzung von weiteren internationalen Regelwerken (wie der NEC- und der Lösemittel-Richtlinie, siehe Abschnitt 2.1.2 und 2.1.4) realisiert.

2.1.2 Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen (NEC-Richtlinie 2001/81/EG)

Das Göteborg-Protokoll der UNECE wird in der EU durch die Richtlinie 2001/81/EG *über nationale Emissionshöchstmengen für Schwefeldioxid, Stickstoffoxid, Ammoniak und VOC* umgesetzt. Nach der englischen Bezeichnung "national emission ceilings" ist sie auch als "NEC-Richtlinie" bekannt. Sie legt für die einzelnen Mitgliedsstaaten verbindliche nationale Emissionsgrenzen ab dem Jahr 2010 fest, wobei einzelne Abweichungen vom Göteborg-Protokoll bestehen. Zur Umsetzung der NEC-Richtlinie erstellen die nationalen Behörden in den Mitgliedsstaaten Programme, wie die erforderlichen Emissionsminderungen erreicht werden sollen (Rentz et al. 2002b).

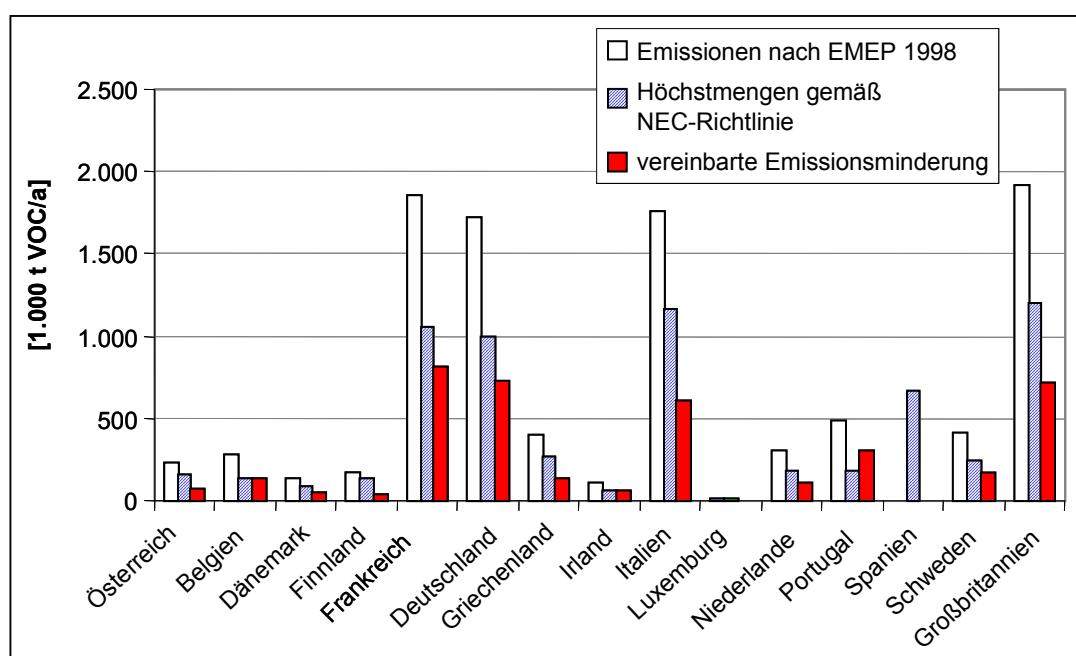


Bild 2-2: Geforderte VOC-Emissionsminderung gemäß NEC-Richtlinie

Bild 2-2 zeigt die vereinbarten VOC-Emissionsminderungen, zusammen mit den bereits erreichten Emissionsminderungen gemäß der EMEP Statistik.⁴ Für Deutschland begrenzt die NEC-Richtlinie die nationalen Gesamtfrachten der Emissionen auf 520.000 t/a Schwefeldioxid (SO_2), 1.051.000 t/a Stickstoffoxid (NO_x), 550.000 t/a Ammoniak (NH_3) und 995.000 t/a flüchtige organische Verbindungen (VOC). Das bedeutet Emissionsminderungen um etwa 75 % der Schadstoffmenge gegenüber dem Basisjahr 1990 und vom Jahre 2000 an gerechnet für Stickstoffdioxide und VOC eine Reduzierung um ca. 30 %, für Schwefeldioxid um ca. 20 % und für Ammoniak um ca. 10 %.

Die ökonomische Fragestellung besteht hier in der Bestimmung der optimalen Minderungsstrategie, um die geforderten nationalen Emissionsobergrenzen mit minimalem Einsatz zum gefor-

⁴ EMEP steht für "Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe" (www.emep.int).

derten Zeitpunkt einzuhalten. Die betroffenen Industrieunternehmen müssen in diesem Zusammenhang entscheiden, zu welchem Zeitpunkt und in welchem Maße sie ihre Produktionsprozesse an die neuen umweltrechtlichen Vorgaben anpassen werden. Großbetriebe und Branchen, die überwiegend Arbeitsplätze und Steueraufkommen in einer Region sichern, verfügen oftmals über die Möglichkeit der Mitgestaltung der nationalen oder regionalen Emissionsminderungsstrategien, beispielsweise durch das Angebot von Selbstverpflichtungserklärungen (vgl. etwa (Wietschel 2001; Wietschel 2002)).⁵ Im Zuge solcher Verhandlungen zwischen Industrie und Politik sind ebenfalls die ökonomischen Konsequenzen der verschiedenen Strategie-Alternativen zu quantifizieren und dem Nutzen für den Umweltschutz gegenüberzustellen (Geldermann et al. 2003b).

2.1.3 Richtlinie über die Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie 96/61/EG)

Die Richtlinie 96/61/EG über die *Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung*⁶ (IVU-Richtlinie) regelt die Genehmigung besonders umweltrelevanter Industrieanlagen auf der Grundlage eines medienübergreifenden Konzeptes. Die betroffenen industriellen Anlagen sind im Anhang I der IVU-Richtlinie aufgeführt, wie etwa Anlagen der Energiewirtschaft, der Eisen- und Stahlindustrie, der chemischen Industrie, aber auch „*Anlagen zur Behandlung von Oberflächen von Stoffen, Gegenständen oder Erzeugnissen unter Verwendung von organischen Lösemitteln, insbesondere zum Appretieren, Bedrucken, Beschichten, Entfetten, Imprägnieren, Kleben, Lackieren, Reinigen oder Tränken*“ (Nummer 6.7 des Anhangs I). Für diese industriellen Tätigkeiten werden Maßnahmen zur „Vermeidung und, sofern dies nicht möglich ist, zur Verminderung von Emissionen in Luft, Wasser und Boden - darunter auch den Abfall betreffende Maßnahmen“ gefordert, um „*ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt zu erreichen*“.

Im Rahmen des vorgesehenen Genehmigungsverfahrens für neue, aber auch bestehende Anlagen⁷ beinhaltet die Richtlinie wesentliche Neuerungen gegenüber früheren Ansätzen zum Schutz der Umwelt, u.a. gegenüber der Industrieanlagenrichtlinie 84/360/EWG, die durch die IVU-Richtlinie abgelöst wird. Die Industrieanlagenrichtlinie schrieb ebenfalls auf dem BVT-Konzept basierende Genehmigungen vor, jedoch werden dort nur Luftverunreinigungen und ein kleinere Anzahl von Anlagen betrachtet. Die bedeutendste Weiterentwicklung der IVU-Richtlinie ist der integrierte Ansatz des Umweltschutzes im Sinne einer medienübergreifenden Betrachtung unter Berücksichtigung der Gefahren einer Verlagerung der Umweltverschmutzung von einem Medium in ein anderes (vgl. u.a. Artikel 9 (3) und 9 (4) der IVU-Richtlinie) (Lange 1996; Becker 1997).

Bei der materiellen Umsetzung der IVU-Richtlinie wird das Konzept der „Besten Verfügbareren Techniken“ (BVT) verwendet (vgl. Bild 2-3). Die BVT sollen vorrangig dazu dienen, Emissions-

⁵ Beispiele sind Raffinerien, Energieversorger oder die Automobilproduktion in Deutschland. In anderen Ländern können andere Branchen aufgrund ihrer besonderen Stellung in Verhandlung treten, wie etwa in Österreich die Zementindustrie, die nur wenige Produktionsstandorte unterhält. Hier erscheint es sinnvoller, direkte Regelungen zwischen Politik und Industrie zu erarbeiten, als Emissionsobergrenzen in umweltrechtlichen Regelwerken niederzulegen (Rentz et al. 2002a; Geldermann/Rentz 2004d).

⁶ Der Begriff „Umweltverschmutzung“ ist in Artikel 2 definiert als „die durch menschliche Tätigkeiten direkt oder indirekt bewirkte Freisetzung von Stoffen, Erschütterungen, Wärme oder Lärm in Luft, Wasser oder Boden, die der menschlichen Gesundheit oder der Umweltqualität schaden oder zu einer Schädigung von Sachwerten bzw. zu einer Beeinträchtigung oder Störung von Annehmlichkeiten und anderen legitimen Nutzungen der Umwelt führen können“.

⁷ Für bestehende Anlagen ist ein Genehmigungsverfahren bei wesentlichen Änderungen oder gemäß Artikel 5 spätestens acht Jahre nach Anwendung der IVU-Richtlinie erforderlich.

grenzwerte für bestimmte Schadstoffe, die im Anhang III der Richtlinie aufgeführt sind, für die durch die IVU-Richtlinie erfassten Anlagen festzulegen. Die BVT im Einzelnen werden jedoch nicht in der IVU-Richtlinie aufgeführt, sondern sind in einem Informationsaustausch zwischen den Mitgliedsstaaten zu ermitteln (Artikel 16(2)). Dabei sind sämtliche relevanten Aspekte (vgl. Bild 2-4) zusammenfassend heranzuziehen und zu bewerten.

Gemäß Artikel 2, Abschnitt 11 der IVU-Richtlinie bezeichnen „Beste Verfügbare Techniken“ *„den effizientesten und fortschrittlichsten Entwicklungsstand der Tätigkeiten und entsprechenden Betriebsmethoden, der spezielle Techniken als praktisch geeignet erscheinen lässt, grundsätzlich als Grundlage für Emissionsgrenzwerte zu dienen, um Emissionen in und Auswirkungen auf die gesamte Umwelt allgemein zu vermeiden oder, wenn dies nicht möglich ist, zu vermindern.“* Dabei bezeichnet:

- ‘Technik’ sowohl die angewandte Technologie als auch die Art und Weise, wie die Anlage geplant, gebaut, gewartet, betrieben und stillgelegt wird;
- ‘verfügbar’ die Techniken, die in einem Maßstab entwickelt sind, der unter Berücksichtigung des Kosten/Nutzen-Verhältnisses die Anwendung unter in dem betreffenden industriellen Sektor wirtschaftlich und technisch vertretbaren Verhältnissen ermöglicht, gleich, ob diese Techniken innerhalb des betreffenden Mitgliedstaats verwendet oder hergestellt werden, sofern sie zu vertretbaren Bedingungen für den Betreiber zugänglich sind;
- ‘beste’ die Techniken, die am wirksamsten zur Erreichung eines allgemein hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt beitragen.

Bild 2-3: Definition von „Besten Verfügbaren Techniken“ gemäß IVU-Richtlinie

Bei der Festlegung der besten verfügbaren Techniken, wie sie in Artikel 2 Nummer 11 definiert sind, ist unter Berücksichtigung der sich aus einer bestimmten Maßnahme ergebenden Kosten und ihres Nutzens sowie des Grundsatzes der Vorsorge und der Vorbeugung im allgemeinen wie auch im Einzelfall folgendes zu berücksichtigen:

1. Einsatz abfallarmer Technologien
2. Einsatz von weniger gefährlichen Stoffen
3. Förderung der Rückgewinnung und Wiederverwertung der bei den einzelnen Verfahren erzeugten und verwendeten Stoffe und gegebenenfalls der Abfälle
4. Vergleichbare Verfahren, Vorrichtungen und Betriebsmethoden, die mit Erfolg im industriellen Maßstab erprobt wurden
5. Fortschritte in der Technologie und in den wissenschaftlichen Erkenntnissen
6. Art, Auswirkungen und Menge der jeweiligen Emissionen
7. Zeitpunkte der Inbetriebnahme der neuen oder der bestehenden Anlagen
8. Für die Einführung einer besseren verfügbaren Technik erforderliche Zeit
9. Verbrauch an Rohstoffen und Art der bei den einzelnen Verfahren verwendeten Rohstoffe (einschließlich Wasser) sowie Energieeffizienz
10. Die Notwendigkeit, die Gesamtwirkung der Emissionen und die Gefahren für die Umwelt so weit wie möglich zu vermeiden oder zu verringern
11. Die Notwendigkeit, Unfällen vorzubeugen und deren Folgen für die Umwelt zu verringern
12. Die von der Kommission gemäß Art. 16, Abs. 2 oder von internationalen Organisationen veröffentlichten Informationen

Bild 2-4: Kriterien zur BVT-Bestimmung nach Anhang IV der IVU-Richtlinie

Ferner ist das **Kosten-Nutzen-Verhältnis** (vgl. BVT-Definition in Bild 2-3 sowie Bild 2-4) von Emissionsminderungsmaßnahmen zu berücksichtigen. Dieses spielt nicht nur bei der Anlagenehmigung eine Rolle, sondern auch bei der Überprüfung und Aktualisierung der Genehmigungsauflagen durch die zuständige Behörde, wenn „wesentliche Veränderungen in den besten verfügbaren Techniken“ vorgenommen werden.

baren Techniken eine erhebliche Verminderung der Emissionen ermöglichen, ohne unverhältnismäßig hohe Kosten zu verursachen“ (Artikel 13(2)). Damit liegen erstmals - im Unterschied zu den Anforderungen des Göteborg-Protokolls der UNECE - genauere Anforderungen für die Bestimmung von BVT unter ökologischen, aber auch techno-ökonomischen Gesichtspunkten vor.

Die Ergebnisse dieses Informationsaustauschs über die BVT werden in sog. BVT-Merkblättern (engl. BAT Reference Documents, kurz BREF) niedergeschrieben, die von der Europäischen Kommission veröffentlicht werden und bei der Festlegung von Genehmigungsauflagen zu berücksichtigen sind. In keinem Fall werden durch die BVT in diesen Referenzdokumenten bestimmte Techniken oder Technologien vorgeschrieben. Vielmehr dienen die BVT als Grundlage, um anlagen- bzw. sektorbezogene Anforderungen (z.B. Referenzwerte in [mg/m³ Abluft], [ml/m³ Abwasser], [mg VOC/m² lackierter Fläche] bauliche oder betriebliche Anforderungen etc.) oder Anforderungen im konkreten Genehmigungsfall abzuleiten (Rentz et al. 1998a). Folglich ist für die Umsetzung der IVU-Richtlinie eine *sektorspezifische* Bestimmung der BVT unbedingt erforderlich, da nur auf diese Weise geeignete Vergleichswerte als Basis für die geforderten Emissionsgrenzwerte bestimmt werden können (Rentz et al. 1999b; Rentz et al. 2003a; Geldermann/Rentz 2004e). In Deutschland werden die in den BVT-Merkblättern enthaltenen Informationen zum einen bei der Anpassung des untergesetzlichen Regelwerkes entsprechend dem fortentwickelten Stand der Technik genutzt, zum anderen als zusätzliche Informationsquelle im einzelnen Genehmigungsverfahren. Letztlich entscheidet im Einzelfall weiterhin die jeweilige Genehmigungsbehörde, da Artikel 9 der Richtlinie bestimmt, dass

- die technische Beschaffenheit der betroffenen Anlage
- ihr geographischer Standort sowie
- die örtlichen Umweltbedingungen

berücksichtigt werden müssen. Damit ergeben sich durch die Umsetzung der IVU-Richtlinie verschiedene Entscheidungsprobleme:

- Zunächst sind **auf EU-Ebene** die BVT für die entsprechenden Industriesektoren übergeordnet zu bestimmen, bevor sie in die BVT-Merkblätter aufgenommen werden. Die zahlreichen zu berücksichtigenden Aspekte (vgl. Bild 2-4) und das angemessene Kosten-Nutzen-Verhältnis führen zu einem *Mehrziel-Entscheidungsproblem*, bei dem eine Gruppe von Techniken ausgewählt wird.
- **Im konkreten Genehmigungsfall** wird über die Zulassung einer industriellen Anlage entschieden (*Verhandlung zwischen Anlagenbetreiber und Genehmigungsbehörde mit abschließender Ja-Nein-Entscheidung*). Dabei liegen die Emissionsgrenzwerte zugrunde, die unter Berücksichtigung medienübergreifender Aspekte festgelegt wurden und die sich auf die Anwendung des Standes der Technik stützen. Die BVT-Merkblätter können als zusätzliche Erkenntnisquelle für die Festlegung von Genehmigungsanforderungen herangezogen werden, ohne allerdings die nationalen Emissionsstandards abzuschwächen.
- Industriebetriebe und Anlagenhersteller können die BVT-Merkblätter im Sinne eines **“benchmarking”⁸** für erreichte Umweltschutzleistungen im Vergleich zu Wettbewerbern heranziehen.

Darüber hinaus stellt die Dokumentation und Fortschreibung der BVT-Merkblätter eine Herausforderung dar. So umfassen die “BREF Documents” für die Eisen- und Stahlproduktion 383 Seiten, für die Nichteisen-Metallindustrie 807 Seiten, und der Entwurf für die Oberflächenbehandlung 496

⁸ Als „Benchmarking“ wird ein unternehmensinterner oder –übergreifender Vergleichsprozess anhand von Kennzahlen mit festgelegten Richtwerten oder Zielgrößen (oft innerhalb der Branche) bezeichnet. Ziel ist die Ableitung von Verbesserungsmaßnahmen und –zielen (Böhnert 1999). Vgl. dazu auch Abschnitt 4.5.

Seiten (<http://eippcb.jrc.es/pages/FActivities.htm>). Nachdem die BVT-Merkblätter inzwischen für fast alle betroffenen Industrie-Sektoren mit erheblichem Datenerhebungsaufwand erstmals erstellt und in den technischen Arbeitsgruppen (engl. technical working groups – TWG) abgestimmt wurden, stellt sich die Frage der Datenpflege und Aktualisierung der Dokumente, die in die verschiedenen Amtssprachen der EU übersetzt werden. Bei der durch die IVU-Richtlinie geforderten Fortschreibung sind zudem die Beiträge der verschiedenen Anspruchsgruppen (engl. Stakeholder) zu berücksichtigen und mit einzubeziehen (Geldermann/Rentz 2004b). Ferner soll ein Europäisches Schadstoffregister (EPER: *European Polluting Emissions Register*) Politik, Verwaltung und die Öffentlichkeit besser über den Anteil der einzelnen Industrieanlagen an den Schadstoffemissionen informieren.

Die IVU-Richtlinie ist jedoch nicht nur für die Anlagengenehmigung in Europa von zentraler Bedeutung, sondern sie dient auch als Grundlage und Verweis für weitere Richtlinien. So fallen die im Anhang I der IVU-Richtlinie genannten Anlagen auch in den Anwendungsbereich der „*Richtlinie 2004/35/EG über Umelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden*“. Ziel dieser Richtlinie ist, auf der Grundlage des Verursacherprinzips einen Rahmen für die Umelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden zu schaffen. Damit sollen die Betreiber veranlasst werden, Maßnahmen zu treffen und Praktiken zu entwickeln, mit denen die Gefahr von Umweltschäden auf ein Minimum beschränkt werden kann, damit das Risiko ihrer finanziellen Inanspruchnahme verringert wird. Auch die „*Richtlinie 2003/35/EG über die Beteiligung der Öffentlichkeit bei der Ausarbeitung bestimmter umweltbezogener Pläne und Programme und zur Änderung der Richtlinien 85/337/EWG und 96/61/EG des Rates in Bezug auf die Öffentlichkeitsbeteiligung und den Zugang zu Gerichten*“ bezieht sich explizit auf die IVU-Richtlinie.

Ferner steht die IVU-Richtlinie in direktem Zusammenhang mit der **Richtlinie 2003/87/EC zum Treibhausgas-Emissionshandel**.⁹ Diese Richtlinie soll dazu beitragen, dass die Verpflichtungen der Europäischen Gemeinschaft und ihrer Mitgliedstaaten aus dem Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen und dem Kyoto-Protokoll¹⁰ durch einen effizienten europäischen Markt für Treibhausgasemissionszertifikate effektiver und unter möglichst geringer Beeinträchtigung der wirtschaftlichen Entwicklung und der Beschäftigungslage erfüllt werden. Ab dem Jahr 2005 können Unternehmen in Europa Emissionsrechte untereinander handeln. Dafür müssen die Mitgliedsstaaten in objektiver und transparenter Weise gemäß den in Anhang III der

⁹ Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 2003 über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates. In der Präambel heißt es, dass im Rahmen der IVU-Richtlinie (96/61/EG) auch Genehmigungen für Treibhausgasemissionen erteilt werden können. Die IVU-Richtlinie sollte demnach „dahingehend geändert werden, dass — unbeschadet der sonstigen in jener Richtlinie geregelten Anforderungen — keine Emissionsgrenzwerte für direkte Emissionen von Treibhausgasen aus Anlagen, die unter die vorliegende Richtlinie fallen, vorgeschrieben werden und dass es den Mitgliedstaaten freisteht, keine Energieeffizienzanforderungen in Bezug auf Verbrennungseinheiten oder andere Einheiten am Standort, die Kohlendioxid ausstoßen, festzulegen.“

¹⁰ Das Kyoto-Protokoll von 1997 schreibt als internationales Abkommen der UNFCCC (United Nation Framework Convention on Climate Change - UN-Klimarahmenkonvention) verbindliche Ziele für die Verringerung des Ausstoßes von so genannten Treibhausgasen fest, die als Auslöser der globalen Erwärmung gelten. Dadurch werden die europäischen Mitgliedstaaten verpflichtet, ihre gemeinsamen anthropogenen Treibhausgasemissionen, vor allem Kohlendioxid (CO₂), Methan und die Ozon zersetzen FCKW (Fluorchlor-Kohlenwasserstoffe), im Zeitraum 2008 - 2012 gegenüber dem Stand von 1990 um 8 % zu senken. Deutschland hat sich verpflichtet, seinen Ausstoß an diesen Gasen von 2008 bis 2012 um 21 % gegenüber dem Stand von 1990 zu senken.

Richtlinie genannten Kriterien für die Periode 2005 bis 2007 und ab 2008 jeweils für eine Periode von fünf Jahren einen nationalen Plan aufstellen. Aus diesem nationalen Zuteilungsplan müssen die Gesamtmenge der Emissionszertifikate eines industriellen Sektors für die Periode, das Verhältnis dieser Gesamtmenge zu den Emissionen aller anderen Sektoren und die Zuteilung der Emissionszertifikate an die Inhaber bezogen auf die Anlagen hervorgehen (Wietschel 2001; Fichtner 2005). Diese Zuteilung berücksichtigt die erwartete Produktion, Energieintensität und Kohlenstoffdioxidintensität der industriellen Tätigkeiten („Business as usual“ – BAU-Szenario). Als objektive und transparente Vergleichsmaßstäbe sollen die BVT-Merkblätter (BREFs) als „Benchmarks“ oder Referenzdokumente dienen.

2.1.4 Lösemittel-Richtlinie (1999/13/EG)

Die Richtlinie 1999/13/EG über die Begrenzung von Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen, die bei bestimmten Tätigkeiten und in bestimmten Anlagen bei der Verwendung organischer Lösemittel entstehen (kurz: Lösemittel-Richtlinie) zielt auf die Verminderung von VOC, die aus 21 relevanten Industrie- und Gewerbezweigen der Lösemittelanwendung emittiert werden (Tabelle 2-1). Im Gegensatz zum Göteborg-Protokoll der UNECE und zur NEC-Richtlinie (2001/81/EG), die beide einen wirkungsbezogenen Ansatz verfolgen und damit den einzelnen Mitgliedsstaaten nur eine bestimmte Obergrenze der VOC-Emissionen gestatten, stellt die EG-Lösemittelrichtlinie direkte Anforderungen an die einzelnen Anlagen der industriellen Lösemittelanwendung. Europaweit sollen die VOC-Emissionen um 50 % bis zum Jahr 2010 gegenüber 1990 vermindert werden; Deutschland hat eine Emissionsreduzierung von 69 % zugesagt (von 3.221 t auf 998 t).

Tabelle 2-1: VOC-emittierende Tätigkeiten gemäß Anhang I der Lösemittelrichtlinie (1999/13/EG)

Lackanwendung	Drucken und Klebstoff-anwendung	Andere Anwendungen
Serienbeschichtung von Kraftfahrzeugen, Fahrerhäusern, Nutzfahrzeugen Fahrzeugreparaturlackierung Bandblechbeschichtung Wickeldrahtbeschichtung Holzbeschichtung Holzimprägnierung Lederbeschichtung Sonstige Beschichtung	Heatset-Rollenoffset-Druck Illustrationstiefdruck Sonstige Rotationstiefdruckverfahren Schuhherstellung Holz- und Kunststofflaminierung Klebebeschichtung	Oberflächenreinigung Sonstige Oberflächenreinigung Chemische Reinigung Produktion von Beschichtungsstoffen Kautschukumwandlung Extraktion von Pflanzenöl Herstellung von Arzneimitteln

Die Richtlinie definiert neben konkreten anlagenspezifischen Emissionsgrenzwerten, die für neue Anlagen seit 2001 und für Altanlagen ab 2005 einzuhalten sind, erstmals auch Grenzwerte für diffuse Emissionen, die durch den Einsatz von lösemittelhaltigen Produkten etwa über Fenster, Türen und Entlüftungen entstehen. In bestimmten Branchen werden auch Gesamtemissionsgrenzwerte vorgegeben. So ist etwa in Anlagen zum Beschichten von Bandblech (engl. Coil Coating) die emittierte Menge an Lösemitteln pro beschichtete Fläche als Gesamtemissionsgrenzwert einzuhalten. Für die Einhaltung der anlagenspezifischen Emissionsgrenzwerte sind in der Regel nachgeschaltete Abluftreinigungsanlagen erforderlich. Von der Lösemittelrichtlinie sind rund 400.000 Betriebe in Europa betroffen, von denen die meisten als Klein- und Kleinstunternehmen gelten und die bisher nicht genehmigungsbedürftig waren (Geldermann et al. 2002c; Geldermann et al. 2003c; Geldermann et al. 2004c).

Der **Reduzierungsplan** ist ein neues Instrument zur Emissionsminderung, um die jeweiligen Grenzwerte einzuhalten, soweit die Gleichwertigkeit der Emissionsminderung gewährleistet wird. So kann sich beispielsweise ein Betreiber von Lackieranlagen verbindlich dazu verpflichten, durch Einsatz von lösemittelarmen oder -freien Einsatzstoffen oder durch die Anwendung von Lackiertechniken mit hohem Wirkungsgrad die VOC-Emissionen ebenso stark zu mindern, wie dies durch die Einhaltung der einzelnen, auf die Anlagentechnik bezogenen Emissionsbegrenzungen der Fall wäre. Ziel ist die Förderung prozessintegrierter Emissionsminderungen durch spezifische betriebliche Lösungen, die insbesondere für die kleineren, bisher nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen kostengünstige und ökologisch sinnvolle Alternative zur nachgeschalteten Abgasreinigung bieten. Inzwischen wird dieser Ansatz durch produktintegrierte Maßnahmen flankiert, wie in Abschnitt 2.1.5 beschrieben wird.

Ein zentrales Instrument in der Lösemittel-Richtlinie ist die Lösemittelbilanz. Die Anlagenbetreiber sind dazu verpflichtet, in regelmäßigen Abständen Input und Output von Lösemitteln zu erfassen und in einer Lösemittelbilanz für eine Anlage, bezogen auf den Zeitraum eines Kalenderjahres oder eines beliebigen Zwölfmonatszeitraums, zu dokumentieren. Dabei sind einzelne Lösemittel, die nach den Klassifizierungsgrundsätzen des Chemikalienrechts als krebserzeugend, erbgutverändernd, reproductionstoxisch oder besonders gesundheitsschädlich gelten, gesondert auszuweisen.

Entweder wird mittels der Lösemittelbilanz die Einhaltung der Grenzwerte für diffuse Emissionen bzw. der Gesamtemissionen nachgewiesen, oder aber anhand der dokumentierten Festkörperanteile der eingesetzten Produkte die Zielemissionswerte für den Reduzierungsplan berechnet. Die Behörden prüfen die vorgelegten Lösemittelwirtschaftspläne auf Vollständigkeit und Plausibilität und vereinbaren ggf. mit den Betrieben konkrete Ziele für die VOC-Emissionsminderung (May 2001). Die betroffenen Betriebe stehen hier folglich vor der Entscheidung, Abgasreinigungsanlagen zu betreiben, was vielfach mit Neuinvestitionen verbunden ist, oder einen Reduzierungsplan aufzustellen und prozess- bzw. produktintegrierte Maßnahmen zu ergreifen. Alle Betriebe müssen eine Lösemittelbilanz aufstellen, so dass sich neue Anforderungen an die betriebliche Datenhaltung und –verarbeitung ergeben.

2.1.5 Richtlinie zur VOC-Begrenzung in Farben und Lacken (2004/42/EG)

Ziel der europäischen Richtlinie 2004/42/EG über die Begrenzung der Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen (VOC) aufgrund der Verwendung organischer Lösemittel in Dekorfarben und -lacken und Produkten der Fahrzeugreparaturlackierung sowie zur Änderung der Richtlinie 1999/13/EG ist eine nochmalige Reduktion der VOC-Emissionen, um die Grenzwerte der NEC-Richtlinie einzuhalten (siehe Abschnitt 2.1.2). Sie begrenzt den Gesamtgehalt an VOC in 12 Produktsparten von Farben und Lacken.

Ursprünglich wurde die Autoreparaturlackierung durch die EU-Lösemittel-Richtlinie (vgl. Tabelle 2-1) reglementiert, doch dies hätte die Überwachung einer sehr großen Anzahl von zumeist sehr kleinen Anlagen und Betrieben (mit weniger als 10 Mitarbeitern) erfordert (Broekhuizen et al. 2000; Ritchie et al. 2000). Deshalb werden jetzt die Hersteller von Autoreparaturlacken und Bautenanstrichmitteln kontrolliert und nicht die Handwerksbetriebe. Damit werden Anlagen zur Fahrzeugreparaturlackierung aus dem Anwendungsbereich der Lösemittel-Richtlinie 1999/13/EG komplett heraus genommen und anstelle dessen Grenzwerte für den VOC-Gehalt der eingesetzten Produkte festgelegt, die ab 2007 bzw. 2010 einzuhalten sind. Erwartet wird, dass durch die Anwendung der Richtlinie die Gesamtfrachten von VOC in Europa signifikant um ca. 280.000 t/a abgesenkt werden können.

Die gestufte Einführung der Produktgrenzwerte für den VOC-Gehalt in Bautenanstrichmitteln und Autoreparaturlacken ermöglicht einen kontrollierten Technologiewechsel

- für die Industrie, um ihre internen Lack- und Farbenproduktionsprozesse umzustellen
- für die Lack- und Farbenverarbeiter, fast ausschließlich Handwerksbetriebe oder kleine und mittlere Unternehmen (KMU), weil sich die Verarbeitung der VOC-reduzierten Produkte von der herkömmlicher Farben und Lacke unterscheidet.

Damit ergeben sich Auswirkungen auf die gesamte Lieferkette (Geldermann et al. 2002c; Geldermann et al. 2003c; Geldermann et al. 2004c). Insbesondere werden umfangreiche Schulungsmaßnahmen für die handwerklichen Verarbeiter notwendig, weil bis zum Jahr 2007 ohne Ausnahme alle Betriebe auf die neuen, VOC-armen Technologien umgestellt werden müssen (Avci 2003). Noch ausstehende Arbeiten sind insbesondere die korrekte Kategorisierung der zahlreichen in Europa verkauften Produkttypen von Bautenanstrichmitteln, Verbesserungen bei den Analysemethoden, mit denen die Einhaltung der Vorschriften überwacht werden soll, und die Bereitstellung von verlässlichen Daten über den Lösemittelverbrauch in der Lackindustrie.

Derzeit prüft die Europäische Kommission, ob sich auch für andere VOC-haltige Produkte durch produktbezogene Regelungen weitergehende VOC-Minderungspotenziale realisieren lassen, wie beispielsweise für Klebstoffe, Reinigungsmittel und Kosmetika (Rentz et al. 2002c). Da es sich bei diesen Produkten um Konsumartikel für den Anwendermarkt handelt, liegen Marktdaten vor, aus denen sich der zukünftige Verbrauch vergleichsweise gut abschätzen lässt.

2.1.6 Chemikalienpolitik der EU

Mit dem Weißbuch¹¹ „Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik“ hat die Europäische Kommission die Grundlage für eine neue Stoffpolitik in Europa formuliert. Kernelement der umfassenden Reform des europäischen Chemikalienrechts ist die Einführung eines neuen, europaweit einheitlichen Systems für die Registrierung, Bewertung und Zulassung von chemischen Stoffen (sog. REACH-System: Registration - Evaluation - Authorization of Chemicals).

Danach müssen Chemikalien ab einer produzierten bzw. importierten Menge von einer Tonne pro Jahr zentral registriert werden, und ab 100 Tonnen werden die Registrierdaten von den Behörden bewertet. Stoffe, die dabei als gefährlich eingestuft werden, müssen für den europäischen Markt zugelassen werden. In Staffelfristen bis spätestens zum Jahr 2012 sollen dann auch alle Altstoffe, d.h. „... alle chemischen Stoffe, die im September 1981 erklärtermaßen bereits auf dem Markt waren ...“, in das REACH-System integriert worden sein.

Bei der Weiterverarbeitung und Verwendung von Chemikalien ist künftig grundsätzlich zu prüfen, für welche Verwendungszwecke der Stoff oder die Zubereitung registriert bzw. zugelassen ist. Dies stellt besondere Anforderungen an die betriebliche Datenhaltung und insbesondere an die Datenerfassung bei Bezug und Weiterverarbeitung von Chemikalien. Die Industrie fürchtet eine Beeinträchtigung der Wettbewerbsfähigkeit der chemischen Industrie in Europa durch Standortver-

¹¹ Die von der Europäischen Kommission veröffentlichten „Weißbücher“ enthalten Vorschläge für ein gemeinschaftliches Vorgehen in einem bestimmten Bereich. Sie knüpfen zum Teil an „Grünbücher“ an, die einen Konsultationsprozess auf europäischer Ebene in Gang setzen.

lagerungen in Regionen, in denen günstigere Rahmenbedingungen vorherrschen.¹² Die kontroversen Diskussionen um die Konsequenzen der neuen EU-Stoffpolitik zeigen, dass geeignete Ansätze für eine umfassende Analyse von Seiteneffekten und Synergien umweltpolitischer Maßnahmen fehlen.

2.2 Rechtsgrundlagen in Deutschland

In Deutschland wird bei der Genehmigung von Industrieanlagen die potentielle Beeinträchtigung aller Umweltmedien berücksichtigt. Die wesentlichen Rechtsgrundlagen sind das Bundes-Immisionsschutzgesetz (BImSchG), das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) und das Wasserhaushaltsgesetz (WHG), die jeweils durch entsprechende Verordnungen präzisiert werden. Durch die Anwendung des Vorsorgeprinzips werden für die Belastung Grenzwerte festgelegt, die mindestens dem Stand der Technik der Emissionsvermeidung und –verminderung entsprechen und deren Einhaltung von den Genehmigungsbehörden überwacht wird.

Mit dem „*Gesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie, der IVU-Richtlinie und weiterer EG-Richtlinien zum Umweltschutz*“¹³ wurden die Anforderungen der IVU-Richtlinie in deutsches Recht umgesetzt. So wurde die Definition des Standes der Technik in BImSchG, WHG und KrW-/AbfG aufgenommen, um den integrierten Ansatz der IVU-Richtlinie sicherzustellen.¹⁴ Zwar wurde auch bislang schon darauf geachtet, dass es nicht zu Verlagerungen von Emissionen von einem Medium in ein anderes kommt, doch nun werden die medienübergreifenden Aspekte explizit einbezogen. Auch die Kriterien nach Anhang IV der IVU-Richtlinie (vgl. Bild 2-4) sind bei der Bestimmung des Standes der Technik in gleicher Weise zu berücksichtigen.

Das parallele Zulassungsverfahren nach BImSchG, WHG und KrW-/AbfG wird auch mit der Umsetzung der IVU-Richtlinie in Deutschland zunächst grundsätzlich beibehalten; die Verfahren und die Inhalts- und Nebenbestimmungen werden jedoch vollständig koordiniert. Nationale Emissionsstandards für luftverunreinigende Stoffe und für Abwassereinleitungen werden in untergesetzlichen Vorschriften festgelegt, um eine bundeseinheitliche und gleichmäßige Durchführung der Genehmigungsverfahren sicherzustellen. Auf lokaler Ebene können die BVT-Merkblätter als Informationsquelle für die Festlegung von Genehmigungsanforderungen herangezogen werden. Dabei sollen neben medienübergreifenden Aspekten auch Kostengesichtspunkte von vornherein berücksichtigt werden.

¹² So hat der BDI (Bundesverband der Deutschen Industrie e.V.) eine Studie „Wirtschaftliche Auswirkungen der EU-Stoffpolitik“ bei Arthur D. Little GmbH in Auftrag gegeben, die im Dezember 2002 vorgelegt und der Öffentlichkeit zugänglich gemacht wurde. Anhand von drei Szenarien („Clouds“, „Storm“, „Hurricane“) werden die Auswirkungen der EU-Stoffpolitik am Beispiel einzelner Wertschöpfungsketten (z.B. Leiterplatten, Windschutzscheiben, Lampen) abgeschätzt. Die aggregierten Daten der Industrieanalysen (Charakterisierung, Industrienumfeld, existierende Regulatorien, Position zum Weißbuch, Schlüsselerfolgsfaktoren, Bedeutung Chemikalien, Weißbuch-Auswirkungen) wurden dann mit Vertretern der Industriebranchen diskutiert.

¹³ Gesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie, der IVU-Richtlinie und weiterer EG-Richtlinien zum Umweltschutz vom 27.7.2001 (BGBl. Nr. 40 vom 2.8.2001, S. 1950 – 2021).

2.2.1 Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG)

Im Genehmigungsverfahren nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) von 1974 in der zurzeit gültigen Fassung von 2004 werden emissionsbegrenzende Anforderungen zur Luftreinhaltung, zum Lärmschutz sowie Anforderungen zur Abfallvermeidung und -verwertung und zum Teil zur Wärmenutzung festgelegt. Durch die Umsetzung der IVU-Richtlinie wurde die bisher geltende Wärmenutzungspflicht erweitert, indem die Anlagenbetreiber zur sparsamen und effizienten Energienutzung verpflichtet werden. Außerdem ist nun die Genehmigungsbehörde (nach dem BImSchG) für eine vollständige Koordinierung des Zulassungsverfahrens und der Auflagen zuständig, insbesondere wenn zusätzlich zur BImSchG-Genehmigung eine wasserrechtliche Benutzungserlaubnis erforderlich ist. Weitere Änderungen schlagen sich v.a. in zwei Verordnungen zur Durchführung des BImSchG nieder:

- In der 4. BlmschV (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen) wurde der Katalog der genehmigungsbedürftigen Anlagen in Analogie zum Anhang I der IVU-Richtlinie erweitert.
- Gemäß 9. BlmschV (Verordnung über das Genehmigungsverfahren) müssen die Antragsunterlagen für die Umweltverträglichkeitsprüfung nun detailliertere Angaben über vorgesehene Maßnahmen zur sparsamen und effizienten Energieverwendung enthalten. Außerdem ist jetzt bei allen Genehmigungen mit Öffentlichkeitsbeteiligung die Genehmigungsentscheidung zu veröffentlichen.

Darüber hinaus wurde die **Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (kurz: TA Luft)**¹⁵ angepasst. Die TA Luft ist eine Allgemeine Verwaltungsvorschrift, die u.a. Vorsorgeanforderungen gegen schädliche Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen enthält und damit den Genehmigungsbehörden bundeseinheitliche Orientierungswerte liefert. Sie fordert für viele genehmigungsbedürftige Anlagen Emissionswerte entsprechend dem verbesserten Stand der Technik - ohne dass eine bestimmte Technik vorgeschrieben wird (May 2001).

Zur Umsetzung der Lösemittel-Richtlinie (1999/13/EG, siehe Abschnitt 2.1.4) in deutsches Recht dient die **31. BImSchV** (*Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie 1999/13/EG über die Begrenzung von Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen*). Dabei werden einzelne Anforderungen der Lösemittel-Richtlinie strenger gefasst, als es nach EU-Vorgaben erforderlich wäre, um das übergeordnete Ziel, die im Göteborg-Protokoll festgelegte VOC-Emissionshöchstmenge von 995.000 t für das Jahr 2010, zu erreichen (Hackmack/Mahrwald 2002):

- Einführung der Anzeigepflicht für nichtgenehmigungsbedürftige Anlagen nach der 4. BlmSchV.
- Für den Sektor Fahrzeugreparaturlackierung ist der Mengenschwellenwert aufgehoben, so dass sämtliche Betriebe von den emissionsbegrenzenden Anforderungen betroffen sind.
- Zur Ermittlung der Lösemittelverbräuche sind für die Fahrzeuglackierung (Serien- und Reparaturlackierung) die Lackierobjekt- und Gerätereinigung mit einzubeziehen.

¹⁴ „Stand der Technik im Sinne dieses Gesetzes ist der Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen, der die praktische Eignung einer Maßnahme zur Begrenzung von Emissionen in Luft, Wasser und Boden, zur Gewährleistung der Anlagensicherheit, zur Gewährleistung einer umweltverträglichen Abfallsorgung oder sonst zur Vermeidung oder Verminderung von Auswirkungen auf die Umwelt zur Erreichung eines allgemein hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt gesichert erscheinen lässt. Bei der Bestimmung des Standes der Technik sind insbesondere die im Anhang aufgeführten Kriterien zu berücksichtigen.“ (BImSchG § 3 (6) Begriffsbestimmungen).

¹⁵ Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24.7.2002, GMBl 2002, H. 25-29, S. 511 – 605 vom 30.7.2002. Sie novellierte die TA Luft von 1986.

- Für die Fahrzeuglackierung gelten verschärzte anlagenbezogene Emissionsgrenzwerte.
- Das Grenzwertkonzept ist nur anwendbar, wenn das entsprechende Abluftvolumen durch Abluftreinigung behandelt wird (z.B. Adsorptionsanlagen, Biofilter, Anlagen zur thermischen Nachverbrennung, Anlagen zur flammlosen katalytischen Oxidation (vgl. auch [VDI 3456](#)).

2.2.2 Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG)

Gemäß Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) von 1994 müssen sämtliche Betriebe mit mehr als 2 t/a besonders überwachungsbedürftigen Abfällen bzw. mehr als 2.000 t/a überwachungsbedürftigen Abfällen ein Abfallwirtschaftskonzept (§19) und eine Abfallbilanz (§20) erstellen. Dafür sind u.a. Angaben über Art, Menge und Entsorgungsweg dieser Abfälle zu machen. Die Erstellung eines betrieblichen *Abfallwirtschaftskonzepts* wurde erstmals für das Jahr 1999 für einen Zeitraum von 5 Jahren gefordert und soll Angaben enthalten über (May 1997):

- Art und Menge der erzeugten Abfälle,
- getroffene und geplante Maßnahmen zur Vermeidung, Verwertung und Beseitigung,
- Begründung der Beseitigungsnotwendigkeit,
- Verwertungs- und Beseitigungswege,
- Standort- und Anlagenplanung bei der Eigenentsorgung, und
- Verbleibnachweise bei der Entsorgung innerhalb und außerhalb von Deutschland.

Die *Abfallbilanz* hingegen stellt eine rückblickende Beschreibung zum abgelaufenen Abfallwirtschaftsjahr, bei der die Punkte 1, 3 und 6 der obigen Aufzählung zu erfüllen sind. Lösemittelverarbeitende Betriebe sind in der Regel vom KrW-/AbfG betroffen.

2.2.3 Wasserhaushaltsgesetz (WHG)

Das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) von 1957 in der Fassung von 2004 bildet die Grundlage für den Schutz von Grund- und Oberflächengewässern. Kernelement für die Prüfung einer Erlaubnis oder Bewilligung einer Abwassereinleitung in Gewässer ist nach § 6 der Begriff des "Wohls der Allgemeinheit", der zu einer umfassenden, medienübergreifenden Betrachtungsweise verpflichtet. Neben wasserwirtschaftlichen Aspekten wird damit eine umfassende Abwägung unterschiedlicher Interessen verlangt, wie auch durch die IVU-Richtlinie gefordert wird.

Gemäß WHG sind Abwasser, die gefährliche Stoffe enthalten, vor der Ableitung nach dem Stand der Technik zu reinigen. Dafür werden die gefährlichen Stoffe in Wassergefährdungsklassen (WGK) eingeteilt: Lösemittelhaltige Lacke entsprechen z.B. WGK 2 (wassergefährdend) und wasserbasierende Lacke WGK 1 (schwach wassergefährdend). Die entsprechenden Informationen sind auf den Sicherheitsdatenblättern der Lackmaterialien und Lösemittel angegeben.

Bei Abwassereinleitungen nach § 7a WHG ist der Stand der Technik anzuwenden. Dies schließt die Vermeidung und Verminderung der Schadstofffracht bereits am Ort des Abwasseranfalls ein. In der ***Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung)***¹⁶ wird der Stand der Technik in 45 branchenspezifischen Anhängen konkretisiert. Diese werden regelmäßig in Expertengremien daraufhin geprüft, inwieweit sich der Stand der Technik der Emissionsminderung und –begrenzung weiterentwickelt hat und die Festlegungen der Abwasserverordnung fortzuschreiben sind. Dabei werden auch die BVT-Merkblätter herangezogen.

¹⁶ Bekanntmachung der Neufassung der Abwasserverordnung vom 15. Oktober 2002, BGBl. Nr 74 vom 23.10.2002, S. 4047 - 4122

2.3 Konsequenzen für die Errichtung und den Betrieb von industriellen Anlagen

Durch den integrierten Ansatz zur Vermeidung und Verminderung der Umweltbelastung durch bestimmte industrielle Tätigkeiten, der mit dem Umwelt-Aktionsprogramm der EU und insbesondere der IVU-Richtlinie (vgl. Abschnitt 2.1.3) in die Anlagengenehmigung Einzug gehalten hat, werden die Anlagenbetreiber zu einem medienübergreifenden Umweltschutz angehalten. Der Schutz von Luft, Boden und Wasser wurde allerdings auch schon zuvor durch die entsprechenden deutschen Fachgesetze geregelt, und so unterscheidet sich der europäische Standard 'beste verfügbare Techniken' trotz seines divergierenden Wortlauts inhaltlich nicht wesentlich vom 'Stand der Technik' (Seibel 2003). Wichtigste Zielsetzung ist die Dynamik- und Fortschrittsorientierung dieser unbestimmten Rechtsbegriffe, um den technischen Fortschritt für weitergehende Umweltschutzbemühungen nutzen zu können. Bei der Beurteilung der Fortschriftlichkeit eines Verfahrens ist nicht ausschließlich auf dessen Neuheit, sondern vor allem auf dessen Wirksamkeit zur Erreichung der Umweltschutzziele zu achten (Rentz 1980; Seibel 2003). Die Auslegung dieses unbestimmten Rechtsbegriffs ist in den betroffenen Ländern in Konsultation mit den Industriebereichen näher zu definieren und festzulegen (Rentz 1980; Hasenpusch 1999; Friedrich 2001). So sollen Kontrolle und Aufsicht durch die Behörden erleichtert und die Transparenz der genehmigten Anlagen verbessert werden.

Aus betriebswirtschaftlicher Sicht ergeben sich aus den aufgeführten umweltrechtlichen Regelungen verschiedene Entscheidungsprobleme für Anlagenbetreiber sowie Anlagenbauer und weitere über die Wertschöpfungskette verbundene Unternehmen. Zunächst wird für die Gestaltung und die anschließende betriebliche Umsetzung von langfristigen Umweltschutzstrategien ein konsistentes Konzept zur Charakterisierung von Emissionsminderungsmaßnahmen benötigt, das verschiedenen Anforderungen gerecht wird (Nunge 2001):

- Vergleichbarkeit und Konsistenz der Daten zur techno-ökonomischen Charakterisierung von Emissionsminderungsmaßnahmen aus verschiedenen Ländern;
- kontinuierliche Aktualisierung und Verbesserung der Daten, um dem technologischen Fortschritt und den gewonnenen Betriebserfahrungen Rechnung tragen zu können;
- Abbildungsgenauigkeit im Hinblick auf die Beurteilung der Einsetzbarkeit von Emissionsminderungsmaßnahmen und -technologien in Anlagen;
- Vollständigkeit, indem das gesamte Spektrum an verfügbaren und einsetzbaren Maßnahmen und Technologien Berücksichtigung findet.

Da der Datenerhebungsaufwand immens ist, stellt sich die Frage nach der Dokumentation der techno-ökonomischen Charakterisierung der Anlagen und der Fortschreibung, die aufgrund des technologischen Fortschritts und der Weiterentwicklung des Stands der Technik notwendig ist. Zudem ist zu bedenken, dass die beschriebenen besten verfügbaren Techniken zur Erarbeitung *langfristiger* Emissionsminderungsstrategien dienen sollen (wie zur Umsetzung der NEC-Richtlinie bis zum Jahre 2010) und folglich die technologische Realität eines kommenden Jahrzehnts skizzieren sollen.

Auch für bestehende Anlagen, die sämtliche bislang geltenden umweltrechtlichen Anforderungen erfüllen, ist fortlaufend zu prüfen, welche neuen Grenzwerte zu welchem Zeitpunkt einzuhalten sind und auf welche Weise sie erreicht werden können. Häufig sind damit Investitionsentscheidungen verbunden, etwa über die Nachrüstung von Abgasreinigungsanlagen. Auch Änderungen der Produktionsprozesse durch Substitution der Einsatzstoffe, wie durch die Lösemittel- und die Lack-Richtlinie stimuliert, können zu erheblichen Folgeinvestitionen führen. Ferner ist zu prüfen, welche weiteren Änderungen der Stoff- und Energieflüsse im gesamten Produktionsprozess resultieren können.

Die neuen Bilanzierungsverpflichtungen, die sich aus der Lösemittel-Richtlinie, aber beispielsweise auch aus dem deutschen Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) ergeben, führen zu neuen Anforderungen an die betriebliche Datenhaltung, weil die Betriebe in regelmäßigen Abständen ihre Input- und Outputströme erfassen müssen, um einen effizienten Materialeinsatz nachzuweisen.

3 Technikbewertung

Zur Erarbeitung von betrieblichen und nationalen Emissionsminderungsstrategien sind zunächst die technischen Optionen zu identifizieren und techno-ökonomisch zu beschreiben. Die Auswahl geeigneter produktions- und prozessintegrierten Emissionsminderungsmaßnahmen erfordert eine adäquate Berücksichtigung der zugrunde liegenden Produktionsprozesse, da Stoffeinsatz, Energieeinsatz einschließlich der Art der Energiezufuhr, Produktion (Produktspektrum, Quantität und Qualität) und Emissionen miteinander über die Prozessführung im weitesten Sinne einschließlich vor- und nachgelagerter Stufen zur Aufbereitung bzw. Verarbeitung gekoppelt sind. Daher ist eine isolierte Bewertung einer einzelnen Technik nicht sinnvoll (Rentz 1995).

In diesem Kapitel werden daher zunächst ausgewählte Ansätze der integrierten Technikbewertung und zur Bewertung der Umweltauswirkungen auf ihre Eignung zur Bewertung von VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen untersucht. Ein besonderer Schwerpunkt wird auf deren techno-ökonomische Bewertung gelegt. In diesem Zusammenhang ist insbesondere die Allokation von Emissionsminderungskosten von Bedeutung. Schließlich wird der Referenzanlagenansatz zur vereinfachten Abbildung der technologischen Realität vorgestellt und im Fallbeispiel 1 exemplarisch angewendet.

3.1 Ansätze zur integrierten Technikbewertung

Das frühzeitige Erkennen technischer Innovationen und Entwicklungen gilt als einer der entscheidenden strategischen Faktoren für die betriebliche, nationale und internationale Wettbewerbsfähigkeit. Ein geeignetes Innovations- und Technologiemanagement – auch als Integriertes Technologiemanagement bezeichnet – kann als Moderation zwischen Technologieangebot einerseits und gesellschaftlichem Problemlösungsbedarf (z.B. Umweltschutz) andererseits verstanden werden. Beispiele für Instrumente sind *Technologiefrüherkennung*, *Technologiemonitoring*, *Informations- und Technologietransfer*, *Technikfolgenabschätzung*, *Technikbewertung* sowie *Umsetzungs- und Evaluationsanalysen* (Zweck 1999). Im Folgenden werden die bekanntesten Ansätze kurz vorgestellt.

3.1.1 Technikfolgenabschätzung

Der Begriff „Technikfolgenabschätzung“ (TA; engl. *technology assessment*) ist die am weitesten verbreitete Sammelbezeichnung für systematische Verfahren der wissenschaftlichen Untersuchung von Folgen von Technik und Technisierung sowie zu ihrer gesellschaftlichen Bewertung. Als ihre Funktionen gelten (Grunwald 2002):

- Vorbereitung und wissensbasierte Unterstützung politischer technikrelevanter Entscheidungen,
- Frühwarnung vor technikbedingten Gefahren und Früherkennung technischer Nutzungs-potenziale,
- Bewältigung von technikbedingten Konflikten durch Schlichtungsverfahren und sozialverträg-liche Technikgestaltung,
- Ermöglichung gesellschaftlicher Lernprozesse im Umgang mit Technik und in ihrer Aneignung.

Weil mit Technisierung und industrieller Produktion neben der Schaffung von Lebensqualität und materieller Sicherheit in der Regel auch unerwünschte Nebeneffekte verbunden sind, wird der technische Fortschritt ambivalent beurteilt. Nicht jeder, der von den Folgen einer Technik betroffen

ist, wird diese in der gleichen Weise bewerten (Beck 1998). Dieser Wahrnehmung von Technikfolgen liegt ein Weltbild mit impliziten oder expliziten Schutz- und Entwicklungsanforderungen zugrunde.¹⁷ Insbesondere aus der Vielzahl und Menge an chemischen Stoffen in Wechselwirkung mit der Umwelt können sich spezifische Umweltrisiken ergeben, wie (Hungerbühler et al. 1999) ausführen:

- Störung des Gleichgewichtes von natürlichen Kreisläufen,
- Anreicherung naturfremder Stoffe mit schlechter Rückführbarkeit in natürliche Lebenszyklen,
- Überschreitung von unbekannten Wirkungs- und Belastungsschwellen für biologische und ökologische Systeme,
- Unbekannte Langzeit- und Kombinationswirkungen.

Um Zusammenhänge und Problemdimensionen von Technikfolgen zu erkennen, müssen naturwissenschaftliche Kausalitäten untersucht und die tatsächlichen und möglichen Folgewirkungen auf Mensch und Umwelt analysiert werden. Unerwünschte Technikfolgen sind im Normalfall wie im Störfall oft direkt oder indirekt mit einer Stoff- oder Energiefreisetzung verbunden, die über Ausbreitungsprozesse mit eventuellen Folgeereignissen zu entsprechenden Schäden führen können (Bild 3-1). Eine Übersicht über sämtliche Neben- und Folgewirkungen eines Technikeinsatzes ist jedoch kaum möglich. Adäquate Modellvorstellungen sind notwendig, um Technik- und Handlungsoptionen mit entsprechenden Auswirkungsszenarien zu verknüpfen und Chancen und Risiken gegeneinander abzuwägen. Unterscheidbare Handlungsalternativen, sichtbare Wertmaßstäbe¹⁸ und daraus abgeleitete sowie möglichst objektiv kalkulierbare Entscheidungsgrundlagen bilden die Voraussetzung für eine breite Akzeptanz der industriellen Produktion (und insbesondere der chemischen Industrie) in der Öffentlichkeit. Auch die Kommunikation mit der Gesellschaft über die eingegangenen Risiken spielt eine entscheidende Rolle (Hungerbühler et al. 1999; French et al. 2005).

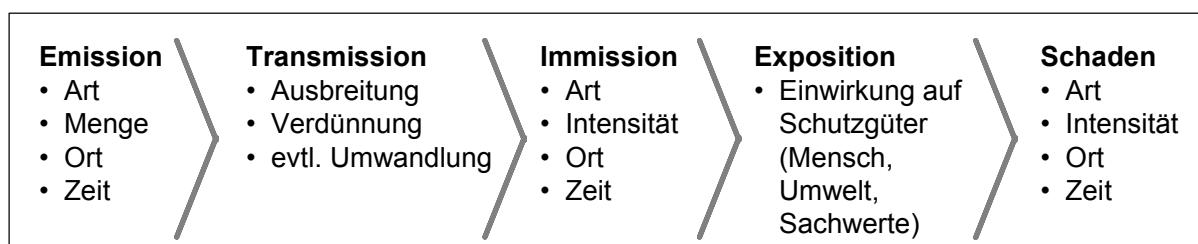


Bild 3-1: Wirkungsweg von der Emission zum Schaden

Technikfolgen der industriellen Produktion lassen sich nach Intensität und Dauer einer Exposition unterteilen (obwohl sie sich teilweise überschneiden) (Bild 3-2):

- **Sicherheitsprobleme** betreffen ereignisorientierte Risiken und zeichnen sich durch eine ausgeprägte Dynamik (kurze Zeitkonstanten) und hohe, aber meist lokale Expositionsintensi-

¹⁷ Vgl. dazu auch Abschnitt 3.2.1: Prinzip der Nachhaltigkeit.

¹⁸ Gängige Anforderungen der Ethik an Wertmaßstäbe sind Plausibilität, Vermittelbarkeit und rationale Begründbarkeit.

täten aus. Solche Störfallrisiken, z.B. Brände, Explosionen oder Austritt giftiger oder radioaktiver Substanzen, werden mit dem Instrument der *Prozessrisikoanalyse* untersucht.¹⁹

- Die Probleme des **Gesundheitsschutzes** sind oft durch eine große Zeitdauer und dementsprechend durch chronische Wirkungen gekennzeichnet. Das breite Spektrum möglicher Einwirkungen kann Expositionen von Arbeitern in der Produktion, Nebenwirkungen von Produkten beim Konsumenten oder Anreicherung von Produkten in der Umwelt umfassen. Diese Einwirkungen werden mit Hilfe der *Produktrisikoanalyse* abgeschätzt.
- Die spezifischen Probleme des **Umweltschutzes** sind bilanzorientiert und betreffen Summeneffekte aus einer Vielzahl von inkrementellen Einwirkungen verteilt über Raum und Zeit. Entsprechende Wirkungen liegen bei tiefen und oft unbekannten Belastungsschwellen sowie bei langen Expositionszeiten vor (z.B. bei Schadwirkungen von produktspezifischem Abwasser, Abluft, Abfall etc. aus Punktquellen sowie aus diffusen Quellen). Solche potenziellen Langzeitauswirkungen werden in der *Ökobilanz* erfasst. Die Ökobilanz als statisches Instrument beurteilt Umweltschäden meist weder orts- noch zeitspezifisch (vgl. auch Abschnitt 3.2.3).

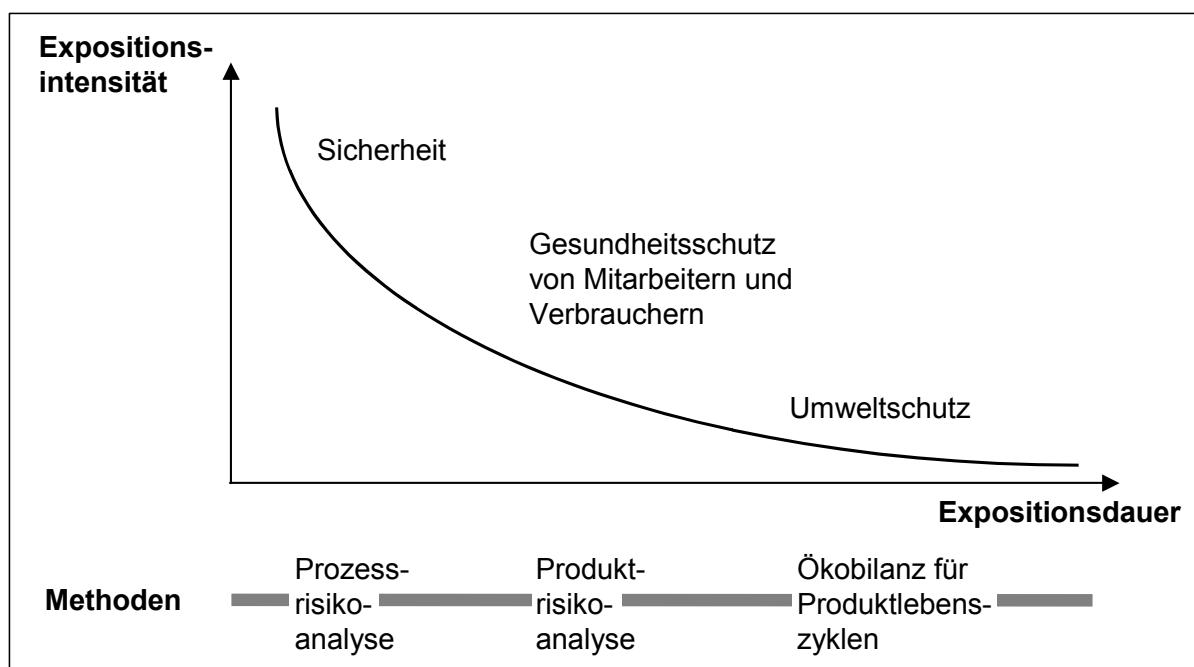


Bild 3-2: Einordnung von Sicherheit, Gesundheits- und Umweltschutz

Quelle: nach (Hungerbühler et al. 1999)

¹⁹ Beispielsweise wurde für das Notfallmanagement nach einem nuklearen oder radiologischen Unfall in Europa das Entscheidungsunterstützungssystem RODOS (Realtime Online Decision Support System for Nuclear Emergency Management; <http://www.rodos.fzk.de>) entwickelt. Während in der Frühphase nach einem Notfall im Wesentlichen zwischen Maßnahmen wie der Evakuierung der Bevölkerung, der Empfehlung zum Aufenthalt in Gebäuden oder dem Verteilen von Jodtabletten zu wählen ist, betreffen Entscheidungen in späteren Phasen längerfristige (Sanierungs-) Maßnahmen, die in einer kontaminierten Region die Rückkehr zum „normalem Leben“ ermöglichen sollen. Zur Unterstützung des Notfall- und Sanierungsmanagements werden alternative Strategien anhand von hypothetischen Fallstudien untersucht (Hämäläinen et al. 1998; French et al. 2000; Hämäläinen et al. 2000; Sinkko 2004; Sinkko et al. 2004; Geldermann et al. 2005c).

3.1.2 Technologiefrüherkennung

Die Technologiefrüherkennung gilt als ein Instrument zwischen Technikfolgenabschätzung und Technologiemanagement. Die inhärente Frühwarn-Funktion ist sowohl ein Aspekt der Technikfolgenabschätzung als auch im Sinne des „Technology Forecasting“ ein strategisches Instrument, um aussichtsreiche Technologieansätze zu ermitteln und ihr Entwicklungspotenzial deutlich zu machen (Servatius 1985; Möhrle/Isenmann 2002; Salo/Cuhls 2003). Nur bei frühzeitigem Eingriff in Forschung und Entwicklung können einerseits Risiken vermieden und eingeschränkt sowie andererseits chancenreiche Entwicklungen forciert werden (Paschen 1986).

Obwohl prinzipiell zwischen Technologiefrüherkennung für die Politik und für Industrieunternehmen unterschieden werden kann, liegt der Hauptunterschied dieser Varianten weniger in Methodik oder Gegenstand als in den unterschiedlichen, jeweils zur Beurteilung herangezogenen Kriterien. Explizit wird darauf hingewiesen, dass eine solche Technikbewertung vor dem Einstieg in konkretisierende Forschung und Entwicklung allenfalls als Fakten- und Argumentationssammlung im Sinne eines ‘Für und Wider’ betrachtet werden darf. Aussagen über Technikfolgen können demnach nur als diffuse Gefahrenpotenziale, meist ohne verifizierbare Ableitung aus bis dato unbekannten technischen Einzelheiten, erwartet werden (Zweck 1999).

3.1.3 Technikbewertung

Die Richtlinie VDI 3780 „Technikbewertung: Begriffe und Grundlagen“ (VDI 1991) stellt Grundbegriffe und ein theoretisches Bezugssystem bereit, empfiehlt aber keine konkrete Methode. Technikbewertung wird definiert als „*das planmäßige, systematische, organisierte Vorgehen, das*

- *den Stand der Technik und ihrer Entwicklungsmöglichkeiten analysiert,*
- *unmittelbare und mittelbare technische, wirtschaftliche, gesundheitliche, ökologische, humane, soziale und andere Folgen dieser Technik und möglicher Alternativen abschätzt,*
- *aufgrund definierter Ziele und Werte diese Folgen beurteilt oder auch andere wünschenswerte Entwicklungen fordert,*
- *Handlungs- und Gestaltungsmöglichkeiten daraus herleitet und ausarbeitet,*

so dass begründete Entscheidungen ermöglicht und ggf. durch geeignete Institutionen getroffen und verwirklicht werden können.“

Eine solche ganzheitliche Bewertungsaufgabe erfordert eine interdisziplinäre Zusammenarbeit zwischen den Ingenieur-, Natur- und Humanwissenschaften (Rapp 1999; Hungerbühler et al. 1999). Dazu schlägt die VDI Richtlinie „Werte für das technische Handeln“ vor (Bild 3-3), zwischen denen mittelbare und unmittelbare Beziehungen bestehen. Je nach Kontext können sich diese Instrumental- und Konkurrenzbeziehungen ändern, so dass sich bei jeder konkreten Technikbewertung die Aufgabe stellt, die für diesen Fall relevanten Ziele, Wertbereiche und Beziehungen zu bestimmen.

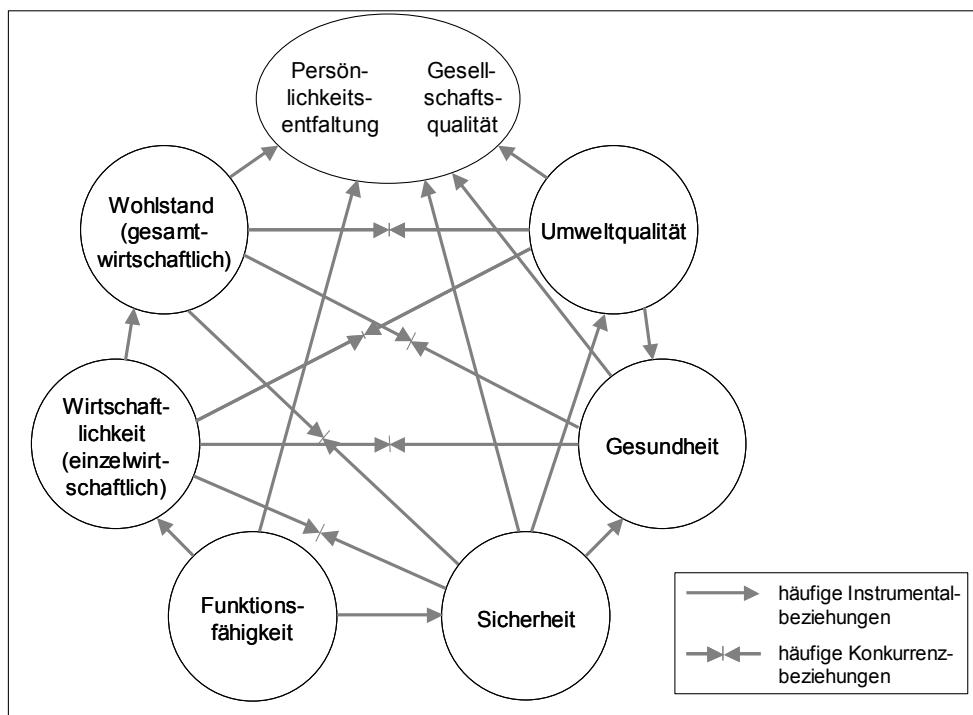


Bild 3-3: Werte im technischen Handeln gemäß VDI 3780

3.1.4 Schlussfolgerungen für die Technikbewertung in der industriellen Produktion

In der Literatur finden sich zahlreiche Abhandlungen über die verschiedenen Varianten von Technikbewertungen. Methodisch greifen Technikfolgenabschätzungen häufig auf volkswirtschaftliche Modelle und Simulationsinstrumente zurück. So haben sich für umweltökonomische Problemstellungen beispielsweise die volkswirtschaftlichen Input-Output-Tabellen des Statistischen Bundesamtes als Datenbasis und die Methoden der Input-Output-Analyse bewährt (Rentz 1982), um bestimmte Beziehungen zwischen Technologien (Produktion), ökonomischen Geschehen und ökologischen Indikatoren unmittelbar zugänglich zu machen (Grunwald 2002). Auch die Umweltrelevanz der Vorleistungsketten von wirtschaftlichen Aktivitäten wird auf diese Weise abgebildet und den „Verursachern“ zugeordnet.

Eine eindeutige Quantifizierung der Folgen der Einführung bestimmter Produktionsprozesse oder von Emissionsminderungsmaßnahmen, die für die unternehmerische Entscheidungsfindung unmittelbar geeignet ist, kann jedoch von diesen Methoden nicht geleistet werden (Betge 1988). Vielmehr dienen die Ansätze einer Sammlung an Fakten und Argumenten, die für oder wider eine technische Innovation sprechen. Damit lassen sich dann einige generelle Aussagen über Innovationshemmnisse oder innovationsfördernde Maßnahmen für Emissionsminderungsmaßnahmen ableiten (Meyer-Kramer 1999; Grunwald 2002).

3.2 Bewertung der Umweltauswirkungen von Techniken und industrieller Produktion

Bei einer integrierten Technikbewertung sind neben technischen und ökonomischen Aspekten insbesondere die durch die Produktion verursachten potenziellen Umweltauswirkungen zu beachten. Dies wird auch durch die neueren umweltrechtlichen Regelungen verstärkt gefordert (vgl. Kapitel 2). Besondere Bedeutung haben in diesem Zusammenhang das Prinzip der Nachhaltigkeit sowie die Ökobilanzierung gewonnen, auf die im Folgenden näher eingegangen wird.

3.2.1 Prinzip der Nachhaltigkeit

Das Konzept einer nachhaltigen, dauerhaften oder zukunftsfähigen (engl. *sustainable*) Entwicklung wurde durch die Weltkommission für Umwelt und Entwicklung (Brundtland-Kommission) der UN geprägt (Brundtland 1987):

„Dauerhafte Entwicklung ist Entwicklung, die den Bedürfnissen der heutigen Generation entspricht, ohne die Möglichkeiten künftiger Generationen zu gefährden, ihre eigenen Bedürfnisse zu befriedigen und ihren Lebensstil zu wählen.“

Die Zielsetzung der Nachhaltigkeit, die auch als Leitgröße für den technischen Fortschritt gilt, umfasst drei Dimensionen:

- **Ökonomische** Dimension: Effizienter Einsatz von Ressourcen in der Produktion zur Verbesserung der allgemeinen Lebensqualität.
- **Soziale** Dimension: Orientierung an der Humanität als Leitgröße, d.h. an Werten wie Chancengleichheit, Förderung des gesellschaftlichen Zusammenhalts und der kulturellen Identität sowie der Entwicklung demokratischer Institutionen.
- **Ökologische** Dimension: Beachten der Tragfähigkeit des Ökosystems Erde, insbesondere von Boden, Wasser, Luft und Biosphäre in Bezug auf die Nutzung als Quelle von Ressourcen sowie als Senke für Abfälle.

Beim Versuch der Operationalisierung des Konzepts der Nachhaltigkeit wird deutlich, dass jegliche Indikatoren (wie Flächenversiegelung, Rohstoffverbrauch oder Schadstoffkonzentrationen) faktisch nur innerhalb eines räumlich und zeitlich begrenzten Rahmens beobachtet werden können. Dies steht im Widerspruch zum globalen Prinzip der Nachhaltigkeit und führt oft zu Kontroversen. Eine grobe Orientierung geben die Stabilitäts- und Belastungskriterien für nachhaltige Entwicklung, die allgemein formuliert wurden, um die Funktionen der Umwelt als Quelle von Ressourcen, als Absorptionsmedium von Emissionen und als Lebensgrundlage dauerhaft zu bewahren (Enquête-Kommission 1994).

Die Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung in industriellen Produktionsprozessen erfordert aussagekräftige und möglichst quantifizierbare Messgrößen. Während bereits Methoden zur Beschreibung der ökonomischen und ökologischen Dimension für die Bewertung industrieller Produktionsprozesse existieren (vgl. folgende Abschnitte), stellt die Operationalisierung der sozialen Dimension von Produkten oder Prozessen eine Herausforderung dar (Clift 2003; Azapagic 2004; Fleury 2005). Offen bleibt außerdem die Frage der Gewichtung der drei Dimensionen in einer konkreten Technikbewertung.

3.2.2 Monetarisierung von Umweltschäden

Die monetäre Bewertung von Umweltschäden (Monetarisierung) dient dazu, einer Umwelteinwirkung (z.B. einer bestimmten Emissionsmenge) einen Geldwert zuzuordnen. Die Höhe des errechneten Geldwertes gilt als Ausdruck des Schadens, welcher der Gesellschaft durch diese Emissionsmenge zugefügt wird.

Als umweltökonomisches Instrument soll die Internalisierung externer Kosten die Kosten der Umweltschäden auf den Verursacher überwälzen und damit den Marktmechanismus korrigieren. Im Kontext einer Technikbewertung hingegen kann die Monetarisierung den relativen gesellschaftlichen Wert unterschiedlicher Umweltschäden zum Ausdruck bringen und damit verschiedene Umweltschäden vergleichbar machen (Kytzia/Seidl 1999).

Allerdings ist die Monetarisierung von Umweltschäden aufgrund fehlender Daten sowie einer Reihe an offenen Bewertungsfragen sehr problematisch. So kann eine Schadenssschätzung durch

eine Bewertung des Mengengerüsts mit pagatorischen oder wertmäßigen Kosten erfolgen, die u.a. auf der Basis von Vermeidungs-, Schadens- oder Wiederherstellungskosten oder Erlöseinbußen ermittelt werden. Eine andere Möglichkeit ist die Ermittlung von tatsächlichen oder erfragten Zahlungsbereitschaften der Betroffenen. Alternativ zu diesen beiden Ansätzen können Äquivalenzkoeffizienten als Maß für die ökologische Knappheit bestimmt werden und eine Grundlage für eine monetäre Bewertung bilden (Piro 1994).

Tabelle 3-1: Externe Kosten für Emissionen in ländlichen Gebieten

Land	SO ₂ [€/t SO ₂]	NO _x [€/t NO _x]	Feinstäube (PM2.5) [€/t PM2.5]	VOC [€/t VOC]
Österreich	7.200	6.800	14.000	1.400
Belgien	7.900	4.700	22.000	3.000
Dänemark	3.300	3.300	5.400	7.200
Finnland	970	1.500	1.400	490
Frankreich	7.400	8.200	15.000	2.000
Deutschland	6.100	4.100	16.000	2.800
Griechenland	4.100	6.000	7.800	930
Irland	2.600	2.800	4.100	1.300
Italien	5.000	7.100	12.000	2.800
Niederlande	7.000	4.000	18.000	2.400
Portugal	3.000	4.100	5.800	1.500
Spanien	3.700	4.700	7.900	880
Schweden	1.700	2.600	1.700	680
Großbritannien	4.500	2.600	9.700	1.900
EU-15 Durchschnitt	5.200	4.200	14.000	2.100

Quelle: (Holland/Watkiss 2002)

Teilweise sind erhebliche Unterschiede der externen Kosten in unterschiedlichen Studien zu verzeichnen, die auf stark voneinander abweichenden Wirkungsfaktoren beruhen. So berücksichtigen beispielsweise nur wenige Ansätze zur Internalisierung externer Kosten die Ozonbildung. Ferner werden verschiedene Dosis-Wirkungsmodelle eingesetzt. Schließlich variiert der monetäre „Wert eines statistischen Menschenlebens“ (VSL: value of a statistical life) sowie einer verkürzten Lebenserwartung (YOLL: years of life lost), die für die Monetarisierung als Vergleichsmaßstab verwendet werden (Rabl/Eyre 1998; Schlesner 2000). Tabelle 3-1 zeigt die externen Kosten gemäß den Schätzungen aus der „Benefits Table Database“ (Holland/Watkiss 2002), die für die Europäische Kommission erarbeitet wurde und auch als Vergleichsmaßstab für die medienübergreifende Bewertung von Besten Verfügbarer Technik gemäß IVU-Richtlinie diskutiert wird (TWG 2003). Dabei wurden Emissionsszenarien aus dem Jahre 1998 zugrunde gelegt, um die Nichtlinearitäten der Ozonchemie in der Atmosphäre berücksichtigen zu können (die Auswirkungen der übrigen Schadstoffe sind weniger abhängig von der aktuellen Emissions- und Wettersituation). Die VOC-Emissionen werden durch die Effekte des Ozons auf die menschliche Gesundheit und den Pflanzenbau bewertet. Für ländliche und städtische Gebiete werden die gleichen externen Kosten für die Ozonvorläufersubstanzen VOC und NO_x beziffert, weil die langfristig in der Atmosphäre gebildeten sekundären Schadstoffe (Ozon und Aerosole) auf unterschiedliche Bevölkerungsdichten gleich wirken (vgl. auch (Europäische Kommission 1999)).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass eine Monetarisierung externer Effekte sinnvoll erscheint, jedoch insbesondere bei der Bewertung von VOC-Emissionen daran scheitert, dass die

Voraussetzungen für eine wissenschaftlich fundierte Ermittlung der monetarisierten Werte nicht gegeben sind.

3.2.3 Ökobilanzierung

Die Ökobilanz²⁰ dient als Instrument zur umweltorientierten Unterstützung von Entscheidungen durch eine systematische Erfassung aller umweltrelevanten Stoff²¹- und Energieflüsse eines abgegrenzten ökologisch relevanten Beobachtungsobjekts und deren ökologische Bewertung. Hierbei werden alle Massen- und Energieströme entlang des gesamten Lebenszyklus der Produkte (Herstellung, Nutzung und Entsorgung), inklusive erforderlicher Transporte und Energiebereitstellungsprozesse, ermittelt, und zwar "von der Wiege bis zur Bahre", wie es die englische Bezeichnung "Life Cycle Assessment" (LCA) deutlich macht (Schmitz et al. 1995). Ziel ist es, ökologische Verbesserungspotenziale im Hinblick auf die Entwicklung, Gestaltung oder Auswahl von Produkten und Prozessen aufzuzeigen. Der methodische Aufbau einer Ökobilanz gliedert sich gemäß ISO-Norm 14040 ff (ISO 1997) in vier Hauptschritte (vgl. Tabelle 3-2).

Tabelle 3-2: Hauptschritte der Ökobilanz

Hauptschritt	Funktion
I Ziel- und Rahmendefinition	Festlegung der Zielsetzung, Breite/Tiefe der Analyse, funktioneller Einheit, Systemabgrenzung und Untersuchungsrahmen.
II Sachbilanz	Beschreibung des technischen Systems, Identifikation und Quantifizierung von Stoff- und Energiebedarf (Input) sowie der resultierenden Emissionen (Output).
III Wirkungsabschätzung	Beschreibung der Auswirkungen auf Mensch und Umwelt durch Klassifizierung: Zuweisung der bilanzierten In- und Outputströme zu Wirkungsklassen (z.B. Ozonbildungspotenzial) Charakterisierung: Quantifizierung und Aggregation der Wirkung innerhalb einzelner Wirkungsklassen (z.B. Ozonbildungspotenzial als kg C ₂ H ₄ -Äquivalent/kg Produkt) Normalisierung: Vergleich mit einem Referenzsystem (z.B. entsprechende Jahresemission pro Europäer). Evaluation: Vollaggregation über sämtliche Wirkungsklassen (Gewichtung und Aggregation der einzelnen Wirkungsklassen gemäß dem Schadenspotenzial für Mensch und Umwelt).
IV Auswertung	Identifikation der wichtigsten Umweltbelastungen, Sensitivitätsanalyse, Vergleich von Alternativen, Optimierung.

Quelle: (Heijungs et al. 1992; ISO 1997; Hungerbühler et al. 1999)

3.2.3.1 Wirkungsabschätzung

Die Wirkungsabschätzung beschreibt die potenziellen Wirkungen der in der Sachbilanz erfassten Stoff- und Energieströme auf die Umwelt, da lediglich in physikalischen Mengeneinheiten gemessene Stoff- und Energieströme keine wertende Aussage zulassen. Diese Einschätzungen der potenziellen Wirkungen auf die Umwelt können qualitativ und/oder quantitativ sein. In der ökobilanziellen Wirkungsabschätzung stellt die Methode der Wirkungskategorien den derzeit am weitesten entwickelten Ansatz dar, um die naturwissenschaftlichen Zusammenhänge zwischen den Stoff- und Energieströmen und deren potenziellen Umweltauswirkungen aufzuzeigen

²⁰ Andere Bezeichnungen sind "Umweltbilanz", "ökologische Buchhaltung", "ökologisches Rechnungswesen" und "ökologische Schwachstellenanalyse" sowie LCA (Life Cycle Assessment) (Geldermann 1999).

²¹ Der Begriff des Stoffes ist hier im weitesten Sinne zu interpretieren. Er beinhaltet neben chemischen Elementen auch Zusammensetzungen verschiedener Stoffe sowohl im Sinne von chemischen Verbindungen als auch von Baugruppen oder Produkten.

(Heijungs et al. 1992; Schmitz et al. 1995; Klöpfer/Renner 1995; Rentz et al. 1998a; Guinée et al. 2002). Sie wird jedoch vielfach kritisiert, weil die zugrunde liegenden toxikologischen Zusammenhänge zu komplex sind, um durch lineare Wirkungsabschätzungs faktoren wiedergegeben zu werden (Tabelle 3-3). Insbesondere können zeitlich und räumlich unterschiedliche Auswirkungen nicht angemessen berücksichtigt werden, so dass die Aussagekraft der berechneten Wirkungspotenziale begrenzt ist. Da sich die Berechnung einiger Wirkungspotenziale zudem auf noch nicht ausreichend erforschte Wirkungszusammenhänge stützt, kann sich die Zuverlässigkeit der verschiedenen Wirkungskategorien stark unterscheiden (Owen 1996; Geldermann et al. 1998a; Rentz et al. 1998a; Geldermann et al. 1998b; Finnveden 2000).

Tabelle 3-3: Wirkungsabschätzungs faktoren für ausgewählte Effekte

Effekt	Ökopotenzial (=Maßzahl)	Einheit
Beitrag zum Treibhauseffekt	GWP (<i>Global Warming Potential</i>)	kg CO ₂ -Äquivalent/kg Produkt
Beitrag zur Zerstörung des stratosphärischen Ozons	ODP (<i>Ozone Depletion Potential</i>)	kg CFC-R11-Äquivalent/kg Produkt
Beitrag zur Bildung von bodennahem Ozon	POCP (<i>Photochemical Ozone Creation Potential</i>)	kg C ₂ H ₄ -Äquivalent/kg Produkt
Beitrag zur Bodenversauerung	AP (<i>Acidification Potential</i>)	kg SO ₂ -Äquivalent/kg Produkt
Beitrag zur Überdüngung	NP (<i>Nutrification Potential</i>)	kg PO ₄ ³⁻ -Äquivalent/kg Produkt

So werden VOC-Emissionen in der Wirkungskategorie „(Photo-)Oxidantienbildungspotenzial“ (POCP, Photochemical Ozone Creation Potenzial) erfasst. Als Referenzsubstanz dient dabei die Wirkung von 1 kg Ethen. Der Beitrag eines Stoffes zur Wirkungskategorie POCP errechnet sich durch Multiplikation der in der Sachbilanz erhobenen Menge eines in die Atmosphäre emittierten Stoffes s mit dem entsprechenden Photooxidantienbildungspotenzial (vgl. Tabelle 3-4):

$$POCP = \sum_s (m_{s, air} \cdot POCP_s) \quad (\text{Gleichung 3.1})$$

mit

POCP: Gesamtphotooxidantienbildungspotenzial [kg Ethen-Äquivalent]

POCP_s: Photooxidantienbildungspotenzial der Komponente s [kg Ethen-Äquivalent/kg Schadstoff s]

m_{s,air}: luftgängige Emissionen der Komponente s [kg]

In der praktischen Anwendung weist das POCP allerdings methodische Schwächen bei der Bewertung von VOC auf: In der Regel werden VOC als ein Summenparameter erfasst und dann mit einem einzigen linearen Wirkungsabschätzungs faktor multipliziert.²² Das POCP-Potenzial ist daher nur ein grober Vergleichsmaßstab für die Reaktivität, mit der VOC in atmosphärischen Reaktionen mit Stickoxiden bei gleichzeitiger Sonneneinstrahlung zur Bildung von Sommersmog beitragen können. Für die Normalisierung als anschließenden bewertenden Schritt einer Ökobilanz stehen ebenfalls nur summarische Werte zur Verfügung. So kann das POCP-Konzept keineswegs verschiedene Hintergrundbelastungen, gleichzeitige NO_x-Emissionen oder Sonneneinstrahlung berücksichtigen, die jedoch einen erheblichen Einfluss auf die tatsächliche Ozonbildung haben (Owen 1996; Finnveden 2000).

²² Zur Klassifikation der flüchtigen Verbindungen und zur Analyse der Wirkungszusammenhänge siehe z.B. (Röll 1994).

Tabelle 3-4: Photooxidantienbildungspotenzial (POCP) einiger Stoffe

Schadstoff	POCP [kg Ethen-Äquivalent/kg emittierter Schadstoff]
Methan	0,007
Alkohole (Durchschnitt)	0,196
Aceton	0,178
Methylethylketon	0,473
Ketone (Durchschnitt)	0,326
Methylacetat	0,025
n-Butylacetat	0,323
i-Butylacetat	0,332
Ethen	1
Benzol	0,189
Toluol	0,563
o-Xylool	0,666
m-Xylool	0,993
p-Xylool	0,888
Aromaten (Durchschnitt)	0,761
Kohlenwasserstoffe (Durchschnitt)	0,377
Nichtmethankohlenwasserstoffe (Durchschnitt)	0,416

Quelle: (Heijungs et al. 1992)

Ebenso führte eine Untersuchung der Europäischen Kommission zur Eignung des Reaktivitätskonzepts, wie es im POCP verkörpert ist, zur Schlussfolgerung, dass beim derzeitigen Stand der Wissenschaft ein Einsatz solcher Wirkungsabschätzungs faktoren für gesetzgeberische Zwecke nicht sinnvoll erscheint (ESIG 2002). Statt dessen wird deshalb in der EU-Lösemittel-Richtlinie und der 31. BImSchV auf die gesamte Minderung des VOC-Einsatzes bzw. der VOC-Emissionen (gemessen als mg C/m³ Abluft) als Maßstab für die Erreichung der VOC-Emissionsminderung Bezug genommen (Hackmack/Mahrwald 2002). Der Bestimmung des VOC-Gehaltes im Beschichtungsstoff dient der VOC-Wert, der sich auf den anwendungsfertigen Beschichtungsstoff einschließlich der vom Hersteller vorgegebenen oder empfohlenen Verdünnungen bezieht:

$$VOC - \text{Wert} = \frac{\text{Masse der flüchtigen Anteile} - \text{Masse Wasser}}{\text{Volumen Beschichtungsstoffe} - \text{Volumen Wasser}} \quad [\text{g/l}] \quad (\text{Gleichung 3.2})$$

Im Rahmen betrieblicher Entscheidungen kann daher ebenfalls auf eine Quantifizierung der Auswirkung von VOC-Emissionen auf die Photooxidantienbildung mittels POCP verzichtet werden, weil eine Umrechnung der VOC-Emissionen in die ökobilanzielle Wirkungskategorie POCP keine weitergehenden Erkenntnisse im Hinblick auf Prozessverbesserungen ergeben würde.

3.2.3.2 Auswertung der Ökobilanz

Die Auswertung hat die Identifikation der wichtigsten Umweltbelastungen anhand der gesammelten und aufbereiteten Stoff- und Energieflüsse zum Ziel. Wichtiger als eine formale Sensitivitätsanalyse (vgl. auch Abschnitt 6.3) ist dabei eine Einschätzung über den Einfluss der gewählten Allokations- und Bewertungsverfahren sowie der gewählten Systemgrenzen.

Während nach (Hofstetter 1998) die Modellierung in der „Techno-Sphäre“ (Technik-Bereich, „*techno sphere*“) in der Sachbilanz und die Modellierung der Öko-Sphäre („*eco sphere*“) in der Wirkungsbilanzierung mehr oder weniger auf ingenieur- und naturwissenschaftliche Erkenntnisse gestützt ist, weist die Modellierung der „*value sphere*“ bei der abschließenden Auswertung einen

wesentlich subjektiveren Charakter auf (Bild 3-4). Vielfach wird dazu eine verbal-argumentative Bewertung vorgenommen, die sich so weit wie möglich auf objektive Informationen stützt:

- Die Beurteilung der **ökologischen Bedeutung einer Wirkungskategorie** ist von den betrachteten Alternativen unabhängig und berücksichtigt mögliche Umweltauswirkungen der Wirkungskategorie auf die ökologischen Schutzgüter, Reversibilität, zeitliche Verzögerung und räumliche Ausdehnung der Umweltauswirkungen.
- Die **Mengenrelevanz eines Wirkungspotenzials** wird durch die Berechnung des spezifischen Beitrags bestimmt, der als Verhältnis des durchschnittlichen Wirkungspotenzials der untersuchten Technik zu dem pro Jahr beispielsweise in Europa oder Deutschland insgesamt errechneten Wirkungspotenzial in den jeweiligen Wirkungskategorien definiert ist.

Diese beiden Einstufungen werden zu einem verbalen Gesamurteil (geringe bis sehr große Bedeutung) aggregiert. Angesichts der derzeit unzureichenden Datenbasis können allerdings bislang nur wenige Stoffflüsse auf diese Weise angemessen gegeneinander abgewogen werden. Daher ist die Unterstützung durch geeignete entscheidungstheoretische Methoden sinnvoll (Geldermann 1999; Geldermann et al. 1999b) (vgl. auch Abschnitt 6.5.1 zur Diskussion der entscheidungstheoretischen Aspekte in der Ökobilanzierung).

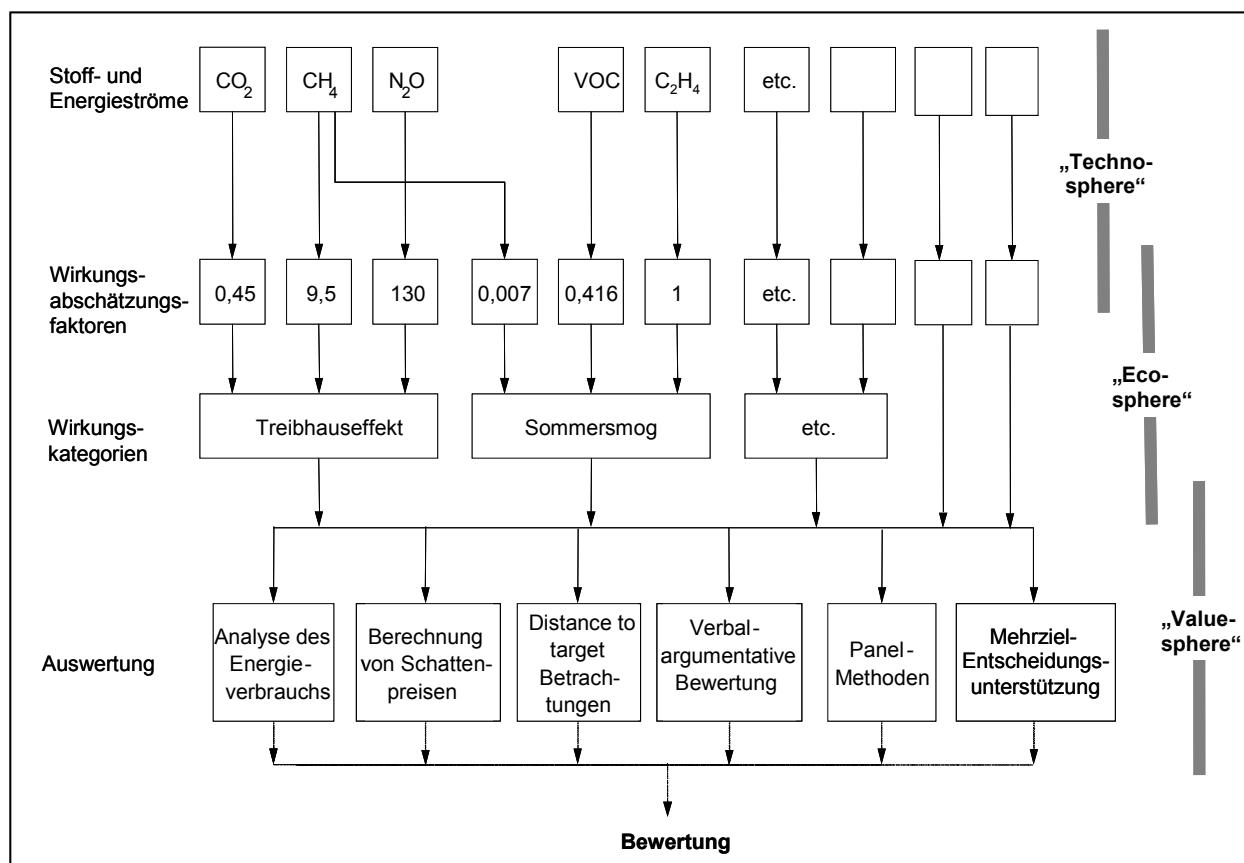


Bild 3-4: Ansätze zum Abwägen der potenziellen Umweltauswirkungen

Quelle: nach (Soest et al. 1998; Geldermann 1999)

3.2.4 Stoffstrommanagement

Der Begriff Stoffstrommanagement wird definiert als „zielorientiertes, verantwortliches, ganzheitliches und effizientes Beeinflussen von Stoffströmen oder Stoffsystmen [...] wobei die Zielvorgaben aus dem ökologischen und dem ökonomischen Bereich kommen, unter Berücksichtigung von“

sozialen Aspekten. Die Ziele werden auf betrieblicher oder der staatlichen Ebene entwickelt.“ (vgl. (Enquête-Kommission 1994), S. 549). Häufig wird auch der Begriff „Stoff- und Energiebilanzierung“ als Synonym verwendet. Dabei umfasst ökologisches Stoffstrommanagement auch das Beherrschen des Risikos unerwünschter Stoffströme in der Umwelt. Als Hauptziel des Stoffstrommanagements wird die Verringerung von Umweltbelastungen genannt, beispielsweise durch (De Man 1994; Spengler 1998; Wietschel 2002):

- Vermeidung bzw. Substitution von problematischen Stoffen,
- Verringerung des Rohstoff- und Energieeinsatzes oder
- Vermeidung von Luft-, Wasser-, und Bodenverschmutzung.

Die Ziele des Stoffstrommanagements werden auf betrieblicher Ebene, in der Kette der an einem Stoffstrom beteiligten Akteure sowie auf staatlicher Ebene entwickelt (Enquête-Kommission 1994). Aufgabe des ***betrieblichen Stoffstrommanagements*** ist es, die Stoff- und Energieflüsse im Unternehmen so zu steuern, dass Ressourcen möglichst optimal genutzt und die entstehenden Emissionen minimiert werden, wobei die herkömmlichen Ziele des Produktionsmanagements wie Gewinnmaximierung oder Kostenminimierung weiterhin zu berücksichtigen sind. Die Unternehmen bzw. einzelne Unternehmensstandorte stellen die Systemgrenzen dar. Beim ***überbetrieblichen Stoffstrommanagement*** kooperieren mehrere Unternehmen mit dem Ziel der Einsparung von Ressourcen (Kaluza/Blecker 1998; Frank et al. 2000; Tietze-Stöckinger 2005). ***Nationales Stoffstrommanagement***, auch als Stoffpolitik bezeichnet, wird als Entscheidungsunterstützung für die Entwicklung von nationalen Maßnahmen, die den Ansprüchen einer nachhaltigen Entwicklung gerecht werden, durchgeführt. Die Zielvorgaben fordern die Berücksichtigung sowohl umweltbezogener als auch wirtschaftlicher und sozialer Aspekte (Frings 1995; Wietschel 2002). Auch regionale Energie- und Stoffflussmodelle gewinnen für die Politikunterstützung bei energie- und umweltrelevanten Fragestellungen an Bedeutung (Karl 2003).

In industriellen Produktionsprozessen fallen zwangsläufig miterzeugte Nebenprodukte als ökologisch relevante Stoffströme an. Betriebliche Emissionen oder Reststoffe und Abfälle (auch als Abprodukte (Dyckhoff 1994) oder unerwünschte Nebenprodukte (Dinkelbach/Rosenberg 2004) bezeichnet) werden als Kuppelprodukte untersucht. Vor allem bei der Gewinnung und Aufbereitung von Rohstoffen sowie der stoff- und energieumwandelnden Industrie (Prozessindustrie) überwiegen ***Kuppelproduktionsprozesse*** (Riebel 1955; Dyckhoff et al. 1997; Penkuhn 1997; Oenning 1997; Martel 1999).

Schon früh wurde in der betriebswirtschaftlichen Literatur das Problem der Kostenzurechnung beim Anfall von Kuppelprodukten beschrieben, wenn bestimmte Erzeugnisse keinen Marktpreis besitzen und in nachgelagerten Produktionsverfahren innerhalb des eigenen Betriebs weiterverarbeitet werden sollen (Riebel 1955; Kölbel/Schulze 1960; Mellerowicz 1966; Riebel et al. 1973). Ebenso stellt sich die Frage nach der Zuordnung (***Allokation***) der Energie- und Materialaufwendungen auf die verschiedenen Produkte (ISO 1997; Oenning 1997; Martel 1999). Zunächst sind für den zu untersuchenden Bilanzraum die Produkte in Zielprodukte und sonstige (Neben-)Produkte zu unterscheiden. Eine Zuteilung von Energie- und Emissionswerten erfolgt im Rahmen der Prozesskettenanalyse nur auf Zielprodukte. Bei Bilanzräumen mit mehreren Zielprodukten existieren verschiedene Bewertungsmöglichkeiten (Corradini et al. 1999):

- Bei der ***Substitutionsmethode*** werden Stoff- und Energieströme nicht nach einem festen Schlüssel auf die Produkte verteilt, sondern die aus einem vergleichbaren Produktionsverfahren (Äquivalenzprozess) bekannten Aufwendungen eines Zielprodukts werden von den gesamten Aufwendungen der Inputs abgezogen.

- Die **Allokation nach Energieinhalten (Heizwerten)** der Zielprodukte bietet sich bei Prozessen an, in denen alle Zielprodukte einen Energieinhalt besitzen.
- Eine **Allokation nach Massen** der Aufwendungen findet immer dann statt, wenn einen Bilanzraum mehrere ähnliche Kuppelprodukte verlassen und die Datenlage keine andere Aufteilung zulässt.
- Weitere Zuordnungsverfahren verwenden physikalische (wie Volumen, Stoffmenge (mol), Enthalpie) oder ökonomische Größen (Marktpreis oder kalkulatorische Kosten).

Insbesondere eine monetäre Bewertung ist jedoch häufig von den physikalischen Gegebenheiten weit entfernt und spiegelt die tatsächlichen Energie- und Stoffströme nur begrenzt wieder. Daher sollte die Bewertung soweit möglich auf der Basis physikalischer Größen durchgeführt werden.

3.2.5 Ansätze zum produktionsintegrierten Umweltschutz

Ziel des *produktionsintegrierten Umweltschutzes* ist die Reduzierung der Menge und Intensität des Stoff- und Energiedurchsatzes, die Einsparung von Rohmaterialien und Energie, Elimination toxischer Rohstoffe und Reduktion der Toxizität und Menge aller Emissionen und Abfälle, bevor sie den Prozess verlassen. Damit verbunden sind auch Kosteneinsparungen. In der internationalen Diskussion wird der Begriff „*Cleaner Production*“²³ verwendet (Lehni 2000), der 1989 von einer UNEP (United Nations Environmental Programme) Expertengruppe definiert wurde als „*kontinuierliche Anwendung von vorsorgenden Umweltschutz-Strategien auf Produktionsprozesse, Produkte und Dienstleistungen mit dem Ziel, die Öko-Effizienz zu erhöhen und die Risiken für Mensch und Umwelt zu verringern*“ (UNEP 1998).

Während bisher oft die Ansicht vorherrschte, dass Umweltschutz nur zusätzliche Kosten verursache, zeigt Cleaner Production auf, dass Emissions- und Abfallvermeidung auch zu Kosteneinsparungen führen kann. Unter „*Cleaner Production*“ werden vielfach Prozessoptimierungen durch rasch erzielbare Einsparungen im Sinne einer verbesserten Betriebsführung („*better house-keeping*“) verstanden, die mit einem kleinen finanziellen Einsatz realisiert werden können. Hingegen gelten als „*Cleaner Technology*“ solche Maßnahmen, die technologische Änderungen wie den Einbau von neuen Maschinen und Anlagenkomponenten umfassen (Leffland/Kaersgaard 1997). Zunehmend wird diskutiert, ob Umweltmanagementsysteme nach ISO 14001 oder EMAS einen Beitrag dazu leisten könnten, Cleaner Production als Strategie einer „lernenden Organisation“ (z.B. im Sinne einer kontinuierlichen Verbesserung der Umweltleistung) in Unternehmen zu etablieren. Allerdings werden solche Umweltmanagementsysteme nur von wenigen kleinen und mittleren Unternehmen eingesetzt (vgl. dazu auch Kapitel 5).

Neben dem Konzept des Cleaner Production gibt es weitere Ansätze, die eine höhere Produktionseffizienz (geringerer Ressourcenverbrauch und/oder geringere Emissionen), eine Reduktion der Toxizität der gebrauchten Materialien oder das Redesign der Produkte zur Verringerung der Umweltbelastung über den gesamten Produktlebenszyklus zum Ziel haben. Zu nennen sind beispielsweise die Ansätze der *Ökoeffizienz* (Fussler 1999; Lehni 2000), des *Industrial Ecology* (White 1994; Graedel/Allenby 2003), das *Zero-Emission* Konzept (Pauli 1997; Suzuki 2000), wertschöpfungskettenbezogene Ansätze (Green Supply Chain Managements (Sarkis 2003), Environmental Supply Chain Managements (Nagel 2000) und Integrated Chain Managements (Seuring

²³ Die Wahl des Begriffs „*Cleaner Production*“ ist nicht ideal, weil im Allgemeinen nicht die mangelnde „Sauberkeit“ von Betrieben der Anlass für Umweltschutzmaßnahmen ist. Im amerikanischen Sprachraum ist der Ausdruck „*Pollution Prevention*“ für Produktionsveränderungen gebräuchlich und wird auch von der Environmental Protection Agency (EPA) verwendet, der jedoch eine negative Konnotation des Begriffes Ver-

2004) etc.). Abhängig von der gewählten Definition umfassen oder unterstützen sich die Ansätze gegenseitig oder sind voneinander als unabhängig anzusehen. Deshalb herrschen abhängig vom Bezugsrahmen (global vs. unit operation) umfassende Modelle (z.B. sustainable development) oder spezifische Merkmale (z.B. Wärmewirkungsgrad) vor. Dabei unterscheiden sich die Ansätze in ihren Systemgrenzen (Prozess-, Standort-, Industriepark-, regionale oder globale Betrachtungen), ihrem Fokus (produkt-, prozess- oder unternehmensspezifisch), ihrer Datengrundlage (quantitativ vs. qualitativ) und ihren Kriterien (Kosten, Ressourcenverbrauch, Lebensqualität etc.) (Diwekar/Small 2001). Unter Berücksichtigung dieser Unterschiede haben diese Ansätze jedoch die Identifizierung und Umsetzung umweltschonender Produktionsmethoden gemeinsam (Geldermann et al. 2005e).

3.2.6 Fazit für die industrielle Produktion

Zur Bewertung der Umweltauswirkungen von Techniken und industrieller Produktion werden zahlreiche Ansätze zur Operationalisierung der ökologischen Dimension des Prinzips der Nachhaltigkeit diskutiert, wie die Monetarisierung von Umweltschäden oder die Ökobilanzierung. Allgemeine Gestaltungshinweise sind aus diesen deskriptiven Ansätzen jedoch nicht zu erwarten. Zum Aufzeigen ökologischer Optimierpotenziale erscheinen hingegen die Methoden des Stoffstrommanagements und zur Umsetzung des produktionsintegrierten Umweltschutzes besser geeignet. Letztlich werden auch hier subjektive Bewertungsfragen beim Abwägen der verschiedenen fallspezifisch relevanten Kriterien offen bleiben.

3.3 Techno-ökonomische Bewertung von Emissionsminderungsmaßnahmen

In der Literatur werden zur ökonomischen Charakterisierung von Umweltschutz- bzw. Emissionsminderungsmaßnahmen unterschiedliche Begriffe wie Umweltkosten, Umweltschutzkosten oder ökologische Kosten verwendet (Keilus 1993; Letmathe 1998; Spengler 1998). Nach (Rentz 1979; VDI 2001) werden die durch den Einsatz von Umweltschutzmaßnahmen auf Anlagen- bzw. Prozessebene verursachten Kosten als *Emissionsminderungskosten* bezeichnet. Dazu ist zunächst eine Unterscheidung in primäre und sekundäre Emissionsminderungsmaßnahmen sinnvoll. Methodische Schwierigkeiten liegen in der Abgrenzung der Kosten für die Emissionsminderung von anderen betrieblichen Zielsetzungen, wie der Kapazitätserweiterung oder Anlagenmodernisierung.

3.3.1 Primäre und sekundäre Emissionsminderungsmaßnahmen

Maßnahmen zur Emissionsminderung können an verschiedenen Stellen eines Produktionsprozesses greifen: Die ersten Umweltschutzmaßnahmen waren meist nachgeschaltete Emissionsminderungsmaßnahmen, die auch als *outputseitige* oder „End-of-Pipe“-Maßnahmen bezeichnet werden, weil sie nach dem Durchlaufen des eigentlichen Produktionsprozesses die Einhaltung der Emissionswerte für einzelne Umweltmedien gewährleisten (Rentz 1995; Rentz et al. 1996; Rentz et al. 1997; Spengler 1998). Eine weitergehende Verringerung der Wasser-, Boden- und Luftbelastung wurde später durch *inputseitige* oder vorgeschaltete Emissionsminderungsmaßnahmen angestrebt (z.B. durch Substitution von Einsatzstoffen). Während des Produktionsprozesses verändern *produktionsintegrierte* Emissionsminderungsmaßnahmen die Reststoffströme, um rückführbare oder verwertbare Produkte zu erzeugen. Diese Gruppe der Emissionsminderungsmaßnahmen wird oft auch als "medienübergreifend" und "präventiv" bezeichnet. Für eine technoschmutzung aufweist. Demgegenüber führt "Cleaner Production" das positive Ziel vor Augen, was sich günstiger auf das Firmenimage auswirken kann.

ökonomische Bewertung hat sich eine Einteilung in primäre und sekundäre Emissionsminderungsmaßnahmen bewährt (Rentz et al. 2003a):

- **Primärmaßnahmen** umfassen alle Maßnahmen zur Verminderung oder Vermeidung möglicher Emissionen bei ihrer Entstehung (z.B. Substitution lösemittelhaltiger Einsatzstoffe durch lösemittelreduzierte oder -freie Materialien, Prozessmodifikationen durch den Einsatz von oversprayarmen Lackierrobotern oder Lösemittelrückgewinnung für Reinigungszwecke).
- **Sekundärmaßnahmen** werden auch als nachgeschaltete Maßnahmen bezeichnet. Dazu zählen Maßnahmen zur Emissionsreduktion in der Abluft (z.B. durch Thermische Nachverbrennung, Adsorption, Absorption oder Biofilter) oder des Abwassers (durch Abbau in der Kläranlage oder Rückgewinnung von Lösemitteln aus dem Lackschlamm (Schwarz/Leisewitz 2000)).

Dabei ist zu betonen, dass sich die Ausdrücke „primär“ und „sekundär“ auf den Ansatzpunkt der Emissionsminderungsmaßnahmen im Prozess beziehen und keineswegs eine Rangfolgenbildung der Vorziehenswürdigkeit der Maßnahmen anzeigen. Zwar wird in jüngster Zeit eine Präferenz für Primärmaßnahmen (d.h. inputseitige und produktionsintegrierte Maßnahmen) artikuliert, um mögliche Umweltauswirkungen erst gar nicht im Prozess entstehen zu lassen und um transmediale Problemverlagerungen zu vermeiden. Allerdings können Verlagerungen von Emissionen in andere Umweltmedien bei allen Maßnahmenarten auftreten, wenn ein Problem zwar in unmittelbarer Nähe des Betriebs gelöst wird, aber andernorts zu weit reichenden Schädigungen führt. So kann der Ersatz von lösemittelhaltigen durch wasserbasierte Lacke negative Umweltauswirkungen auslösen, weil der Energiebedarf für Trocknungsprozesse erhöht wird.

In der betrieblichen Praxis zeigt sich zudem, dass je nach Schadstoff eher Sekundärmaßnahmen (z.B. für die SO_x-Minderung bei stationären Großquellen²⁴) oder eher Kombinationen von Primär- und Sekundärmaßnahmen (z.B. für die NO_x-Minderung) die wirkungsvollste Emissionsminderung ermöglichen. Zwar besteht bei der VOC-Minderung eine Tendenz zu Primärmaßnahmen, doch bei Großanlagen, wie etwa der Bandbeschichtung, werden effiziente Sekundärmaßnahmen bevorzugt, um Größendegressionseffekte zu nutzen (vgl. auch Abschnitt 3.3.3). Sekundärmaßnahmen, die in diesen industriellen Prozessen die besten Wirkungsgrade erreichen, sind jedoch selten ebenso erfolgreich auf kleinere Anlagen (wie die Industrielackierung in KMU) anwendbar (Rentz 1995). Daher muss betriebs- und prozessindividuell eine optimale Kombination von Emissionsminderungsmaßnahmen ermittelt werden, die den verschiedensten Zielsetzungen beispielsweise hinsichtlich Produkt- und Prozessqualität oder Flexibilität der Produktion gerecht wird.

Während Sekundärmaßnahmen für die Bestimmung der Emissionsminderungskosten als eigenständige Anlage betrachtet werden können, müssen Primärmaßnahmen stärker im Zusammenhang mit ihrer Umgebung gesehen werden. Vor allem wird die Schätzung der Emissionsminderungskosten für Primärmaßnahmen wird erschwert, weil:

- zahlreiche unterschiedliche Techniken, einzeln oder kombiniert, berücksichtigt werden müssen,

²⁴ Beispielsweise stehen einer Entschwefelung der Kohle beim Abbau (zur Erhöhung des Heizwertes und zur Senkung der Transportkosten pro kWh) Abfall-Folgeprobleme und ein nicht ausreichender Schwefelabscheidgrad gegenüber. Statt einer solchen Primärmaßnahme kann hingegen eine (nachgeschaltete) Rauchgasentschwefelungsanlage (REA) nach definierter Verbrennung aller Schwefelkomponenten ein vermarktbare Folgeprodukt (Gips) erzeugen. Außerdem werden im Nebeneffekt noch andere Schadstoffe (wie HCl und HF) gemindert (Rentz 1995). Ferner kann durch den Einsatz effizienter Sekundärmaßnahmen der Einsatz von Sekundärrohstoffen, die meist nicht die stoffliche Reinheit von Primärrohstoffen aufweisen, möglich werden.

- mittlerweile zahlreiche Maßnahmen standardmäßig integraler Bestandteil einer neuen Anlage sind,
- primäre Maßnahmen oft zusammen mit sekundären Maßnahmen installiert werden und somit der Kostenanteil der Primärmaßnahme alleine schwierig zu ermitteln ist;
- Änderungen bzw. Verbesserungen der Prozessführung häufig aus Betriebsgründen durchgeführt werden, sich aber gleichzeitig auf die VOC-Emissionen auswirken.

Zur Verdeutlichung wird als Beispiel die Automobilserienlackierung herausgegriffen (Rentz et al. 1998b; Rentz et al. 1999; Rentz et al. 2003a), bei der für eine oder mehrere Lackschichten (in der Regel Grundierung und Basislack) anstelle des herkömmlichen lösemittelhaltigen Lacks zur VOC-Emissionsminderung Lacke auf Wasserbasis eingesetzt werden (vgl. auch Tabelle 3-5):

- Beim **Neubau** einer Lackierstraße kann für die Bestimmung von Investitionen auf Informationen von Anlagenherstellern (spezifische Kostendaten für einzelne Anlagen bzw. Anlagenkomponenten) zurückgegriffen werden.
- Bei einer **Nachrüstung (Retrofit)** kann ein vollständiger Austausch der Produktionstechnologie erforderlich sein. Dies kann entweder als Anlagenersatz im Zuge eines autonomen Erneuerungsprozesses oder aber durch eine Nachrüstung frühzeitig vor Ende der technischen Lebensdauer durchgeführt werden. Da eine Nachrüstung einer Lackierstraße zumeist mit erheblichen Investitionen verbunden ist, werden in der Regel während der technischen Lebensdauer der Lackierstraße keine wesentlichen Änderungen vorgenommen. Erst danach wird eine Modernisierung vorgenommen, die den rechtlichen Auflagen gerecht wird oder sogar zukünftige Umweltvorschriften antizipiert.

Tabelle 3-5: Investitionen für mögliche Primärmaßnahmen für eine Anlage zur Automobilserienlackierung von 100.000 Fahrzeugen pro Jahr

Komponenten für die Investition	Vollinvestitionen [Euro ₁₉₉₅]	Zusätzliche Investitionen [Euro ₁₉₉₅]
Referenzfall (Einsatz eines lösemittelhaltigen Lacksystems)	1,8 Mio.	0
Errichtung einer Spritzkabine für den Auftrag von <u>Grundierung auf Wasserbasis</u> und des entsprechenden Trockners	7,3 Mio.	5,5 Mio.
Errichtung einer Spritzkabine für den Auftrag von <u>Basislack auf Wasserbasis</u> und des entsprechenden Trockners	21,8 Mio.	20 Mio.
Errichtung von Spritzkabinen für den Auftrag von <u>Grundierung auf Wasserbasis</u> und <u>Basislack auf Wasserbasis</u> sowie entsprechenden Trocknern	29,1 Mio.	27,3 Mio.

Anmerkung: In allen vier Fällen sind die notwendigen Änderungen zur Erhöhung des Festkörpergehalts der Lacke, der Einsatz von HVLP-Spritzpistolen (sofern möglich), eines Systems zur Emissionsmessung und -überwachung sowie einer Lösemittelrückgewinnungsanlage und die Einführung eines Lösemittelwirtschaftsplans berücksichtigt.

Quelle: (ACEA 1998; Rentz et al. 1999c; Nunge 2001)

Bei einer empirischen Datenerhebung ist zu beachten, dass sich die ermittelten Informationen weitestgehend auf Retrofit-Anlagen beziehen. Für neue Anlagen hingegen sind Kostendaten seltener verfügbar.²⁵ Meistens liegen Kostendaten nicht für einzelne Anlagenkomponenten, sondern nur in aggregierter Form vor, so dass Daten aus verschiedenen Quellen abgeglichen und auf Konsistenz zu prüfen sind.

²⁵ In erster Näherung wird angenommen, dass Investitionen für die Nachrüstung von Sekundärmaßnahmen in der Regel 30 % geringer sind als für bestehende Anlagen (Rentz et al. 1998b; Rentz et al. 1999h).

3.3.2 Abgrenzungsprobleme bei der Zuordnung von Emissionsminderungskosten

Bei der praktischen Bestimmung von Emissionsminderungskosten treten zahlreiche Abgrenzungsprobleme hinsichtlich der eindeutigen Kostenzuordnung auf, für die im Folgenden praktikable Lösungsansätze beschrieben werden (Laforsch 1999).

- **Abgrenzung der Emissionsminderungskosten hinsichtlich ihrer Verwendung**

Abgrenzungsprobleme der Kosten hinsichtlich der Verwendung können auftreten, wenn dieselbe Maßnahme oder Anlage einen Beitrag zur Gesamtemissionsminderung leistet und gleichzeitig funktional in der Produktion genutzt wird. Dies gilt insbesondere für **produktionsintegrierte Maßnahmen**, wie folgende Beispiele zur VOC-Emissionsminderung illustrieren:

- In der Automobilserienlackierung kann die Substitution von lösemittelhaltigen durch wasserbasierte Lacke die Errichtung einer neuen Lackierstraße erfordern, die sich hinsichtlich ihrer Dimensionierung und Ausstattung von einer konventionellen Anlage unterscheidet. Wie können die Kosten für den **Produktionszweck** und für die Emissionsminderung getrennt werden?
- Zur Erfüllung von Arbeitsschutzauflagen werden Anlagen zur Verarbeitung von Lösemitteln oftmals mit Technologien zur Lösemittelrückgewinnung ausgestattet, die gleichzeitig eine nennenswerte Minderung der VOC-Emissionen ermöglichen. Wie können die Kostenanteile zur Erfüllung von **Arbeitsschutzauflagen** von denen zur Emissionsminderung abgegrenzt werden?
- Beim Einsatz eines Abgasreinigungsverfahrens mit der Möglichkeit der Lösemittelrückgewinnung (z.B. Adsorption auf Aktivkohle) müssen die rückgewonnenen Lösemittel in die Kostenrechnung entweder als Eingangsmaterial in den Prozess, als Brennstoff für eine Feuerungsanlage oder als verkaufsfähiges Produkt (Erlöse) erfasst werden.

Um die entscheidungsrelevanten Kosten zu ermitteln, wird die Differenz der gesamten Investition und der gesamten Betriebskosten für eine konventionelle Produktionsanlage (z.B. im ungeminderten Fall) und für eine Anlage mit produktionsintegrierten Minderungsmaßnahmen gebildet (Rentz et al. 1998b). Die Differenz der Alternative entspricht dann jeweils den zusätzlichen Investitionen und den zusätzlichen Betriebskosten (Riebel 1994).

Beim Einsatz von **Sekundärmaßnahmen** kann der Fall auftreten, dass der Verwendungszweck keine eindeutige Zuordnung der Kosten für die Emissionsminderung erlaubt. Zur Lösung werden folgende Regeln vorgeschlagen:

- Bei einem Minderungsgrad für die VOC-Emissionen von über 90 % (z.B. thermische oder katalytische Nachverbrennung, Adsorption, Absorption, Kondensation, Biofilter, Biowäscher) ist die Absicht der Implementierung der Sekundärmaßnahme die Minderung von VOC-Emissionen. Demzufolge gehen für diese Abscheidetechnologien die gesamte Investition und die gesamten jährlichen Kosten in die Kostenbetrachtung ein (Kloock 1993).
- Für Sekundärmaßnahmen, derer Minderungsgrad für VOC-Emissionen deutlich unter 90 % liegen, steht als Absicht der Implementierung die Abscheidung einer anderen Schadstoffkomponente (wie z.B. Abscheidung von Staub in einem Nassabscheider und Zyklon in der Glaswolleindustrie mit einem Minderungsgrad von ca. 35 % für VOC-Emissionen) im Vordergrund. Die Kosten derartiger Maßnahmen und mögliche Erträge (z.B. Nutzung des abgeschiedenen CO₂ aus Brauereien) gehen dann nicht in die Kostenbetrachtung ein.

Darüber hinaus ist zu beachten, dass **kombinierte Minderungsmaßnahmen** nicht unabhängig voneinander über ihre Einzelparameter beschrieben werden können. Beispielsweise hängen die

Dimensionierung und damit sowohl die notwendigen Investitionen als auch die jährlichen Kosten einer thermischen Nachverbrennung zum größten Teil von der VOC-Konzentration in der Abluft ab; diese wiederum hängt von den Prozesseinsatzstoffen (z.B. dem Lacksystem und damit vom Lösemittelgehalt des Lacks) oder vom eingesetzten Produktionsverfahren ab. Solche Zusammenhänge können mit Hilfe der Ansätze des Stoffstrommanagements abgebildet und analysiert werden (vgl. Kapitel 5).

- Abgrenzung der Emissionsminderungskosten hinsichtlich der Produktionskapazität**

Für den Fall, dass eine Emissionsminderungsmaßnahme zu einer Steigerung der Produktionskapazität führt, ist der Begriff der zusätzlichen Investition nicht ganz eindeutig verwendbar. Falls im Zuge einer Emissionsminderung die Produktionskapazität Cap_0 um den Betrag ΔCap zu einer Gesamtkapazität $Cap_0 + \Delta Cap$ ausgebaut wird, lässt sich die zusätzliche Investition als ΔI aus der Gesamtinvestition I ermitteln:

$$I = \frac{I_0 + \Delta I}{Cap_0 + \Delta Cap} \cdot \Delta Cap > \Delta I \quad (\text{Gleichung 3.3})$$

- Abgrenzung der Emissionsminderungskosten in Abhängigkeit vom Implementierungszeitpunkt**

Bei der Umsetzung bestimmter Primärmaßnahmen, wie beispielsweise der Einführung einer Pulverlackieranlage, kann ein vollständiger Austausch der Produktionstechnologie erforderlich sein. Werden Emissionsminderungsmaßnahmen frühzeitig vor dem Ende der technischen Lebensdauer der Altanlage implementiert, so ist der Restwert der ausgetauschten Produktionsanlage zu ermitteln. Bei der Kostenerfassung ist demnach zwischen Kosten für den Produktionszweck und Kosten für die Emissionsminderung zu trennen und gleichzeitig der Ersatzzeitpunkt der Anlage zu bestimmen.

Dies erfordert vom methodischen Standpunkt aus eine sehr aufwendige Lösung, wenn man die Kosten der Emissionsminderung für den Bau der Neuanlage und den Restwert der bestehenden Anlage jeweils abhängig vom Alter der bestehenden Anlage bewerten will. In der Praxis zeigt sich jedoch, dass üblicherweise aufwendige Ersetzungsmaßnahmen erst nach Ende der technologischen Lebensdauer einer bestehenden Anlage vollzogen werden. Dabei werden von den Anlagenbetreibern im Allgemeinen steigende Emissionsminderungsanforderungen antizipiert und folglich emissionsarme und oft teurere Produktionstechnologien implementiert. Hat eine Produktionsanlage jedoch noch eine gewisse Restlebensdauer, so stellt die Nachrüstung von nachgeschalteten Emissionsminderungsmaßnahmen die vorerst kosteneffizientere Alternative dar.

- Erfassung möglicher intra- bzw. intersektoraler Interdependenzen**

Die Implementierung und der Betrieb von VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen können in manchen Fällen zur Entstehung von Kosten in anderen Teilen der Anlage, des Standorts oder sogar in einem anderen Sektor, der über die Supply Chain mit dem betrachteten Sektor verbunden ist, führen.

Wenn in einem Industriesektor etwa lösemittelhaltige Lacke durch Wasserbasislacke ersetzt werden, so müssen Nachfrage- und Angebotsseite gleichermaßen erfasst werden. Auf der Angebotsseite (der Lackherstellung) sind für eine Umstellung des Produktionsprozesses bzw. des Produktionsverfahrens Investitionen erforderlich und weitere laufende Kosten entstehen. Auf der Nachfrageseite (der Lackverarbeitung) kann die Umstellung auf wasserbasierte Systeme auch zu zusätzlichen Kosten infolge steigender Lackpreise oder höheren Aufwandes bei der Applikation führen. Auch wird sich beim Einsatz lösemittelarmer Einsatzstoffe die VOC-Konzentration in der Abluft (bei gleich bleibendem Abluftvolumenstrom) bzw. der Abluftvolumenstrom bei konstanter VOC-Konzentration verändern. Die Änderung dieser Parameter kann wiederum einen direkten Einfluss auf die Dimensionierung einer möglichen nachgeschalteten Sekundärmaßnahme haben.

Daher stößt eine isolierte Betrachtung von einzelnen Emissionsminderungsmaßnahmen an ihre Grenzen. Um Doppelzählungen bei der Erfassung der VOC-Minderungskosten²⁶ für intra- bzw. intersektorale Emissionsminderungsstrategien zu vermeiden, können folgende Regeln angewendet werden:

- Klar abgegrenzte Quellenkategorien werden definiert, die sich zwischen Angebots- und Nachfrageseite deutlich unterscheiden.
- Etwaige Umrüstungskosten werden nur einmal und zwar auf der Nachfrageseite in Form von Preissteigerungen oder Preissenkungen bei den Einsatzstoffen berücksichtigt.

3.3.3 Erhebung der wirtschaftlichen Parameter zur Schätzung der Investitionen

Die Investition wird im Sinne einer entscheidungsorientierten Erfassung als die Summe aller ausgabengleichen Posten bis zu dem Zeitpunkt definiert, zu dem eine Emissionsminderungsmaßnahme in Betrieb genommen wird. Neben der Lieferung, Montage und Inbetriebnahme der Anlage sind weitere Kostenkomponenten zu beachten (Rentz et al. 1998b).²⁷ Eine solche Definition der Investition kann sich durchaus von handels- und steuerrechtlichen Wertansätzen unterscheiden, weil auch Posten, die in der Regel sonst nicht aktiviert werden, eingerechnet werden. Ein Beispiel hierfür ist die eigene Planung, etwa wenn für die Einführung einer innovativen Emissionsminderungstechnologie besondere Planungsstäbe eingerichtet werden müssen (Rentz 1979).

Für die Auswahl einer geeigneten Schätzungsmethode kann auf zahlreiche Arbeiten zurückgegriffen werden (vgl. (Kölbel/Schulze 1960; Rentz 1979; Remmers 1991; Schembra/Schulze 1993; Schleef 1999; Rentz et al. 1999b). Grundsätzlich lassen sich zwei verschiedene Ansätze zur Schätzung der Investitionen unterscheiden:

Die vollständige Erfassung von Einzelkomponenten einer betrachteten Emissionsminderungsmaßnahme ist möglich, wenn die Investition für "Lieferung und Montage" bekannt ist. Dann kann mittels **Zuschlagsmethoden** über anlagen- bzw. prozessspezifische, aus der Erfahrung abgeleitete Zuschläge für die anderen Komponenten die gesamte Investition ermittelt werden.

²⁶ Die Vermeidung von solchen Doppelzählungen ist insbesondere für die Erarbeitung von nationalen Kostenkurven wichtig; vgl. dazu Kapitel 7.

²⁷ Genannt werden Bau (Fundamente, Grundstückserschließung, etc.), Anstriche, Isolierungen, Engineering und Consulting, Zölle und Lizenzen, Energieversorgung und andere Ver- und Entsorgungseinrichtungen, Off-sites (z.B. Straßen, Sozialräume, Kanalisation), Ersatzteillager, Messgeräte für verschiedene Zwecke (z.B. Luftschadstoffe), Bauzinsen, eigene Planung, Grundstück (einschl. Grunderwerbssteuer, etc.), Kosten des Genehmigungsverfahrens, Zusatzinvestitionen (z.B. Transporteinrichtungen, Baustelleneinrichtungen, etc.), Rohstofflager und eventuell langfristig betriebsnotwendiger Mindestlagerbestand sowie allgemein Vergrößerungen des Umlaufvermögens sowie Unvorhergesehenes.

Liegen solche Daten nicht vor, wird die Schätzung der Investitionen ausgehend von einer definierten Bezugsbasis durchgeführt, z.B. der Investition für die "Lieferung" für einen bestimmten anlagenspezifischen Kapazitätswert. Durch die Verwendung von **Größendegressionsansätzen** kann die Investition für andere Kapazitätswerte berechnet werden. Die Degressionskoeffizienten werden auch hier anlagenspezifisch aus der Erfahrung abgeleitet und nutzen beispielsweise den Bezug zwischen Anlagenkapazität, Lösemitteleinsatz, Abgasvolumenstrom und der nötigen Investition für die Lieferung einer VOC-Abscheidevorrichtung "within battery limits" hergeleitet werden. Mit der Vergrößerung der Kapazität einzelner Apparate und Maschinen steigt der erforderliche Kapitalbedarf erfahrungsgemäß innerhalb eines bestimmten Bereiches nicht proportional, sondern unterproportional. Der Einfluss der Anlagenkapazität auf den Investitionsbedarf lässt sich mittels einer Regressionskurve erfassen, die in vielen Fällen durch folgende Gleichung abgebildet werden kann:

$$I = a \cdot K^m \quad (\text{Gleichung 3.4})$$

mit

- I: Investition, z.B. [Euro]
- K: Kapazität, z.B. [m^2 lackierte Fläche pro Jahr]
- a: konstanter Parameter
- m: anlagenspezifischer Größendegressionskoeffizient [dimensionslos]

Mit der folgenden Gleichung kann aus einer bekannten Investition I_0 , der zugehörigen Kapazität K_0 und dem anlagenspezifischen Größendegressionskoeffizienten m die zu ermittelnde Investition I der Kapazität K abgeleitet werden:

$$\frac{I}{I_0} = \left(\frac{K}{K_0} \right)^m \quad (\text{Gleichung 3.5})$$

Bei dieser Gleichung wird m als konstant angenommen. Falls der Größendegressionskoeffizient nicht bekannt ist, können die 6/10 Regel (Williams 1947) oder die 2/3 Regel bzw. die 0,7 Regel (Kölbel/Schulze 1960; Remer/Chai 1990) angewendet werden, weil der durchschnittliche Degressionsexponent erfahrungsgemäß zwischen 0,6 und 0,7 liegt.

Die Investitionen können auch anhand spezifischer Schätzfunktionen ermittelt werden, wie Tabelle 3-6 und Bild 3-5 für ausgewählte Sekundärmaßnahmen zur Abscheidung von VOC-Emissionen zeigen (HDH 1991; Hauptverband der Deutschen Holz und Kunststoffe verarbeitenden Industrie und verwandter Industriezweige (HDH) 1991; US-EPA 1991; Menig et al. 1997).

Tabelle 3-6: Schätzfunktionen für die ex-ante-Ermittlung von Investitionen ausgewählter sekundärer VOC-Emissionsminderungstechnologien

Abgasreinigungsverfahren mit ggf. wichtigen Parametern	Schätzfunktion der Investition in Abhängigkeit des Volumenstromes	Quelle
Thermische Nachverbrennung (TNV) Wärmerückgewinnung 70 %	$I = 21342 \cdot 1,1393 \cdot (\dot{V} \cdot 1,7)^{0,25}$	(US-EPA 1991)
Katalytische Nachverbrennung (KNV) Wärmerückgewinnung 50 %	$I = 1215 \cdot 1,1393 \cdot (\dot{V} \cdot 1,7)^{0,5575}$	(US-EPA 1991)
Biofilter	$I = 176,545 \cdot (\dot{V})^{0,7225}$	(Menig et al. 1997)

\dot{V} = Volumenstrom [Nm^3/h]; I = Investition [Euro₁₉₉₅]

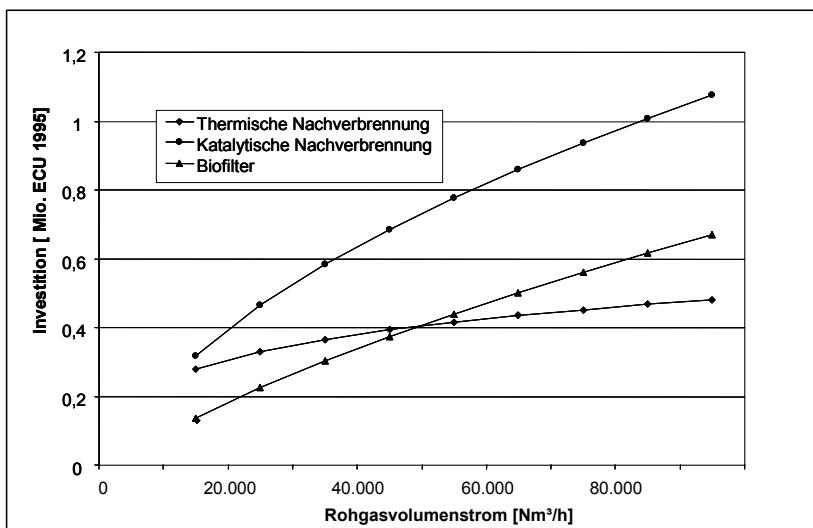


Bild 3-5: Schätzfunktionen für Investitionen für ausgewählte VOC-Abgasreinigungsverfahren

Quelle: (Rentz et al. 1998b)

Damit die Vergleichbarkeit der Kostendaten zwischen verschiedenen Ländern sichergestellt werden kann, müssen standortspezifische Komponenten aus vorliegenden Investitions- und Kostenangaben herausgerechnet werden (Laforsch 1999; Nunge 2001). Ebenso ist eine Zeitkorrektur über Preisindizes und die Verwendung eines Bezugsjahres notwendig, um der zeitlichen Abhängigkeit des Preisniveaus Rechnung zu tragen. Mit Hilfe von Preisindizes (z.B. Chemical Engineering Plant Cost Index, Process Engineering Plant Cost Index oder Kölbel-Schulze-Index) kann der Kapitalbedarf von Apparaten und Maschinen, direkten und indirekten Nebenpositionen sowie kompletten verfahrenstechnischen Anlagen von einem Bezugszeitpunkt auf einen ausgewählten Zeitpunkt umgerechnet werden (Arnold/Chilton 1970; Chauvel 1976; Schulze 1980; Matley 1982).

3.3.4 Schätzung der jährlichen Kosten einer Emissionsminderungsmaßnahme

Die jahresbezogenen Kosten für eine gegebene Emissionsminderungsmaßnahme können nach folgender Gleichung geschätzt werden (VDI 1979; Rentz 1979):

$$K = \sum_{j \in J} a_j \cdot (I - \Delta I_j) + \sum_{i \in I} \dot{m}_i \cdot p_i + \sum_{l \in L} A_l \cdot p_l + \sum_{n \in N} S_n + \sum_{q \in Q} F_q - \sum_{u \in U} E_u \quad (\text{Gleichung 3.6})$$

mit

K : jährliche Kosten [€/a]

I : Investition [€]

a_j : Prozentsatz für die Ermittlung der investitionsabhängigen Kostenarten $j \in J$ (wie Abschreibungen, usw.) [1/a]

ΔI_j : Hinzurechnungen und/oder Kürzungen der Investition I bei der Bestimmung der Kostenart $j \in J$ [€]

\dot{m}_i : Technische Verbrauchsmenge der Sorte $i \in I$ [ME/a]

p_i : Zur Verbrauchsmenge i gehörender Verrechnungspreis [€/ME]

A_l : Personalbedarf der Art $l \in L$ [Beschäftigte]

p_l : Dem Personalbedarf A_l zugeordnete Personalkosten [€/a und Beschäftigtem]

S_n : Sonstige Kosten: in den übrigen Terminen nicht erfasste Kosten, deren anderweitige Zuordnung nicht sinnvoll bzw. nicht üblich ist, z. B. Gemeinkosten (-anteile), Kosten für mess- und sicherheitstechnische Überwachungen, usw. [€/a]

- F_q : Folgekosten, z.B. Änderungen der Erlöse des (eigentlichen) Produktionsprozesses (z.B. wegen Änderungen der Produktqualität des Produktspektrums wie bei quantitativen Verschiebungen bei Kuppelproduktion, der Verfügbarkeit der produzierten Menge) sowie Änderungen der Kosten des Produktionsprozesses (z.B. wegen Änderung von Wirkungsgraden, Ausbeuten, Rohstoffeinsätzen) [€/a]
- E_u : Verkaufserlöse für Produkte aus Emissionsminderungsanlagen, gekürzt um (direkte) Vertriebskosten [€/a]

Die größten Kostenbestandteile werden in der Regel durch die investitionsabhängigen und die betriebsmittelverbrauchsabhängigen Kostenarten bestimmt. Bei der Bestimmung der investitionsabhängigen Kosten sind gegebenenfalls Änderungen der Bezugsgröße Investition vorzunehmen, wenn etwa der Restwert einer Anlage bei der Ermittlung der jährlichen Abschreibung zu berücksichtigen ist. Tabelle 3-7 zeigt relevante investitionsabhängige Kostenarten, die bei der Erstellung der technischen Anhänge für das Göteborg-Protokoll berücksichtigt wurden.

Tabelle 3-7: Relevante investitionsabhängige Kostenarten

Reparatur und Instandhaltung	Wartung, Pflege und Inspektion. Relevante Einflussfaktoren sind u.a. Werkstoffwahl, Korrosionsprobleme, Wartungs- und Reparaturfreundlichkeit, Umgang der Mitarbeiter mit der Anlage. In der Literatur finden sich Listen mit einheitlichen Faktoren für Reparatur und Instandhaltung unter normalen Betriebsbedingungen (Peters et al. 2003). Der Faktor für Adsorptions-, Absorptionsanlagen und thermische Nachverbrennung beispielsweise liegt bei 3 - 4 %.
Versicherung	Beiträge zur Versicherung in Verbindung mit vorhersehbaren und unvorhersehbaren Risiken, wie z.B. Ausfallversicherungen oder Maschinenbruchversicherung.
Verwaltung	In der Regel steigt die Qualifikation des Verwaltungspersonals mit der Komplexität der Anlage. Aufgrund des hohen Automatisierungsgrades vieler Sekundärmaßnahmen können jedoch die jährlichen Verwaltungskosten vernachlässigt werden.
Steuern	Sämtliche Vermögenssteuern, die im Betriebszeitraum der Anlage anfallen. Sie umfassen, je nach Land, Grund-, Vermögens-, Kapitalsteuern. Die Vermögenssteuern sind von den Verkaufssteuern zu unterscheiden, die einmalig beim Kauf der Anlage anfallen. Als einheitlicher Steuersatz für sämtliche UNECE-Länder wird 1 % für die Vermögenssteuer angenommen.
Abschreibungen und kalkulatorische Zinsen	In der gewählten Darstellungsweise werden die Investitionen nicht periodisiert, so dass die investitionsabhängigen Kosten weder jährliche Abschreibungen noch kalkulatorische Zinsen umfassen. Stattdessen wird vorgeschlagen, die geschätzten Investitionen als Vergleichsbasis heranzuziehen. Eine Periodisierung der geschätzten Investitionen der Referenzanlagen kann anschließend (z.B. bei der Erstellung von nationalen Kostenfunktionen (etwa mittels des RAINS-Modells oder des optimierenden Stoffflussmodells ARGUS, vgl. Kapitel 7) durch eine kosteneffiziente Allokation der Emissionsminderungsmaßnahmen durchgeführt.

Tabelle 3-8: Wesentliche Kostenkomponenten und entsprechende Parameter für die Bestimmung von jährlichen Kosten für relevante Abgasreinigungsverfahren

Kostenkomponente	Kondensation	Adsorption	Absorption	Permeation / Membran-Technik	Thermische Nachverbrennung	Katalytische Nachverbrennung	Regenerative TNV	Regenerative KNV	Biofilter	Biowässcher
Variable (verbrauchsabhängige) Kostenarten										
Brennstoffverbrauch					●	●	●	●		
Stromverbrauch	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Wasserverbrauch		●							●	●
Dampfverbrauch		●								
Katalysatoraustausch						●		●		
Adsorbentaustausch			●							
Absorbentaustausch				○						
Membranerneuerung					●					
Erneuerung von Trägermaterial und Mikroorganismen									●	●
Ersatz von Kühlungsmittel	○									
Abwasserbehandlung	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Abfallbeseitigung	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Personal (Betreiber)	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Personal (Überwachung)	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Rückgewonnene Lösemittel	●	●	●	●						
Rückgewonnene Wärme					●	●	●	●		
Fixe (investitionsabhängige) Kostenarten *										
Versicherung	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Steuer	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Instandhaltung und Reparatur	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Abschreibungen	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Kalkulatorische Zinsen	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Verwaltung	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
● für die Berechnung berücksichtigte Kostenarten										
○ Kostenarten, die für die Berechnung berücksichtigt werden können (jedoch im Einzelfall nicht verwendet werden)										

Es wird angenommen, dass die investitionsabhängigen Kosten in einer zeitlichen Perspektive als variabel betrachtet werden können: Im Falle einer vorzeitigen Stilllegung einer Anlage werden die Kosten für z.B. Versicherungen und Steuer eingestellt werden.

Quelle: (Rentz et al. 1999f; Nunge 2001)

Bei der Ermittlung der jährlichen betriebsmittelverbrauchsabhängigen Kosten werden die jeweiligen Verbrauchsmengen m , an wesentlichen Rohstoffen und Energien (z.B. Brennstoffe, Strom, Dampf, Kühlwasser, etc.) mit ihrem zugehörigen Einheitspreis multipliziert. Die Betriebsmittelpreise weisen weitestgehend nur eine geringe Länderabhängigkeit auf. Die Personalkosten hingegen können deutliche Abweichungen von einem Land zu einem anderen aufzeigen; da jedoch in der Regel kaum zusätzliches Personal für den Betrieb von Emissionsminderungstechnologien eingesetzt wird, bleibt die Vergleichbarkeit der verbrauchsmittelabhängigen Kostenarten gewährleistet.

Grundsätzlich ist bei der Erfassung der jährlichen Kosten für die Ausrüstung von Anlagen mit VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen zwischen Primär- und Sekundärmaßnahmen zu unterscheiden, wie bereits in Abschnitt 3.3.1 beschrieben wurde. Da Primärmaßnahmen in engem Zusammenhang mit ihrer Umgebung betrachtet werden müssen, kann kein einheitliches Vorgehen bei der Ermittlung von Kosten beschrieben werden. Für die Kostenerfassung für verschiedene Sekundärmaßnahmen zur VOC-Emissionsminderung sind die wesentlichen Kostenkomponenten in Tabelle 3-8 aufgeführt.

3.4 Der Referenzanlagenansatz zur Klassifizierung von Emissionsminderungsmaßnahmen

Für die Ableitung und Formulierung von Luftreinhaltestrategien zur Bekämpfung der grenzüberschreitenden Luftverschmutzung (vgl. Abschnitt 2.1.1) sind eine konsistente Abbildung und Aggregation der technologischen Realität sowie deren techno-ökonomische Charakterisierung erforderlich. Dazu sind zunächst die relevanten Emissionsquellen zu bestimmen. Gerade die Erfassung der VOC-Emissionsquellen ist schwierig, weil es sich hierbei um eine große Anzahl heterogener, teils kleiner Anlagen handelt, die sehr verschiedene Prozesse und Minderungsmaßnahmen einsetzen. Folglich unterscheiden sich auch die geeigneten Emissionsminderungsmaßnahmen und die damit verbundenen Kosten. Die VOC-Problematik besteht außerdem darin, dass kleine Anlagen zwar im Einzelnen einen geringen Beitrag zu den Gesamtemissionen leisten, jedoch in der Gesamtheit betrachtet keinesfalls vernachlässigbar sind. Im Gegensatz zu SO₂-Emissionsquellen, wie beispielsweise große Feuerungsanlagen, die genehmigungsbedürftig sind, unterliegt die Mehrheit der VOC-Emissionsquellen nicht der Genehmigungspflicht, so dass entsprechende Daten über die Anlagen und die bereits implementierten Emissionsminderungsmaßnahmen nicht verfügbar sind.

Zur vereinfachten Darstellung der VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen auf Anlagen- bzw. Prozessebene wurde der *Referenzanlagenansatz* entwickelt und für die Erarbeitung der technischen Anhänge des Göteborg-Protokolls angewendet (Rentz et al. 1998c; Nunge 2001; Nunge et al. 2002; Geldermann et al. 2003b; Geldermann/Rentz 2004e). Wenn repräsentative Kategorien von „homogenen“ Anlagen gebildet werden, wird eine techno-ökonomische und ökologische Charakterisierung von Emissionsminderungsmaßnahmen auf Anlagen- bzw. Prozessebene möglich. Um die jeweilige Sektorstruktur abzubilden, wird jede definierte Anlagenkategorie (z.B. kleine Autoreparaturlackierung oder mittlere Bandbeschichtungsanlage) durch eine repräsentative Anlage, eine so genannte Referenzanlage dargestellt (Nunge 2001; Geldermann et al. 2003c; Geldermann/Rentz 2004e). Für die Zuordnung der realen Anlagen zu den Referenzanlagen sind die folgenden Kriterien zu erfüllen:

- Für **alle** Anlagen, die einer Referenzanlage zugeordnet werden, können die gleichen Emissionsminderungsmaßnahmen implementiert werden.
- Alle Anlagen, die einer Referenzanlage zugeordnet werden, weisen für eine gegebene Emissionsminderungsmaßnahme **ähnliche** Minderungseffizienzen und Kosten auf.

In der praktischen Umsetzung des Referenzanlagenansatzes wird eine Anlage einerseits durch die eingesetzten Prozesse und Verfahren definiert. Beispielsweise unterscheidet sich der Sektor „Lackanwendung“ von anderen Sektoren durch die folgenden Kriterien:

- die lackierten Objekte (z.B. Serienfertigung von Fahrzeugen, Beschichtung von Möbeln);
- die vorherrschende Funktion von Lacken (Schutz vor Korrosion oder optische Eigenschaften);
- die im jeweiligen Bereich eingesetzten Prozesse und Verfahren (z.B. der Einsatz von Spritz- oder Tauchverfahren, die Verwendung von lösemittelhaltigen oder –freien Lacken).

Andererseits werden zur Charakterisierung Merkmale wie die Anlagenkapazität bzw. -größe, z.B. anhand des jährlichen Verbrauchs von Einsatzstoffen, herangezogen. Einen Überblick über betrachtete Anlageneigenschaften zur Referenzanlagenbildung gibt Tabelle 3-9 für ausgewählte Beispiele.

Tabelle 3-9: Relevante Parameter zur Referenzanlagenbildung in ausgewählten Sektoren

Sektor	Eigenschaft	Bereich
Verbrennungsprozesse für Heizwärme unter 50 MW _{th}	Brennstoffart	Steinkohle, Braunkohle, Holz, Öl, Gas, ...
	Thermische Leistungsklasse	35 kW _{th} und 10 MW _{th}
Raffinerieproduktion	Erdölverarbeitungskapazität Verfahren (Umsetzungsprozesse)	0,3 - 20,5 · 10 ⁶ Mg/a Raffinerietyp I - V (versch. thermische und katalytische Crack- bzw. Umwandlungsverfahren)
Raffinerielagertanks	Art des Tanks Dampfdruck der gelagerten Flüssigkeit Tankdurchmesser	Festdachtank, Schwimmdachtank, ... zwischen 0 und 10 kPa, über 10 kPa zwischen 0 und 25 m, über 25 m
Ethylenproduktion	Anlagenkapazität Syntheseverfahren	100.000 - 800.000 Mg/a Steamcracking, Dehydrierungsverfahren
Automobilserienlackierung	Produktionskapazität Zusammensetzung der Lackschichten	5.000 - 100.000 Fahrzeuge/a 20 % Einschichtdecklack; 80 % Zweischichtdecklack
Chemische Reinigung	Typ der Reinigungsmaschine Kapazität der Reinigungsmaschine Eingesetztes Lösemittel	Offene Anlage 8 - 90 kg Textilien PER, CFC
Rotationstiefdruck	Jährliche Betriebsstunden Verbrauch an Druckfarbe	2.086 – 5.840 h/a 17 - 670 Mg/a

Quelle: (Rentz et al. 1999h; Nunge 2001)

Angesichts der breiten Streuung der Ausprägungen der Anlageneigenschaften ergibt die Anwendung des Referenzanlagenansatzes für die Abbildung der VOC-emittierenden industriellen Tätigkeiten in Deutschland und in Frankreich mehr als 40 unterschiedliche Sektoren. Innerhalb der einzelnen Sektoren werden zwischen einer und 15 verschiedenen Referenzanlagen unterschieden (Rentz et al. 1998c; Rentz et al. 2000a; Rentz et al. 2000b). Einige individuelle Anlagen werden bei einer solchen Einteilung nur im Randbereich einer Referenzanlage zu finden sein. Inwieweit die Referenzanlageneinteilung der technologischen Realität in den einzelnen Ländern entspricht, hängt naturgemäß von der Qualität und der Verfügbarkeit der Informationen ab.

3.4.1 Dokumentation der Referenzanlagen

Um eine konsistente Dokumentation der Referenzanlagen zu gewährleisten, wird das SNAP System (Selected Nomenclature for Air Pollution) nach dem CORINAIR Inventar (COoRdination of Information on AIR emissions) verwendet und erweitert (CORINAIR 1985; European Topic Centre on Air Emissions 1997; EEA 2001). CORINAIR stellt das einzige verfügbare detaillierte und länderübergreifende Emissionskataster für die UNECE Mitgliedsstaaten dar, das in den letzten Jahren zum europäischen Standard hinsichtlich der Berichterstattungspflichten im Rahmen von internationalen Abkommen geworden ist. Die Emissionsdaten werden nach Ländern, Quellenkategorien, Brennstoffen und in einigen Fällen nach eingesetzten Prozessen und Technologien auf drei Aggregationsstufen dargestellt (EMEP/CORINAIR 1999):

- *SNAP Ebene 1* entspricht den 11 Hauptemissionsquellenkategorien mit der höchsten Aggregationsebene (Sektoren), z.B. SNAP 06: Lösungsmittelverwendung während der Herstellung und Verarbeitung von Produkten, die Lösungsmittel enthalten,
- *SNAP Ebene 2* stellt eine Zwischenebene dar, die aus ca. 80 Subsektoren besteht, dargestellt durch einen vier-stelligen Code, z.B. SNAP 06 01: Lackapplikation,
- *SNAP Ebene 3* bezeichnet die unterste Ebene, die mehr als 400 Aktivitäten umfasst, mit einem sechs-stelligen Code, z.B. SNAP 06 01 02: Autoreparaturlackierung.

Dadurch werden die Emissionsquellen nach bestimmten strukturellen Grundregeln systematisch erfasst. Übergeordnetes Ziel ist die Kompatibilität zwischen den nationalen Emissionsinventaren und einer europaweiten Datenbank.

Diese Systematik zur Beschreibung der VOC-Emissionsquellen wird zur eindeutigen Identifizierung der Referenzanlagen genutzt, indem der so genannte SNAP-Code einen sechsstelligen Code erweitert wird. Diese Erweiterung setzt sich jeweils aus den zweistelligen Einzelcodes der Referenzanlagen, der Primärmaßnahmen und der Sekundärmaßnahmen zusammen, wie Bild 3-6 zeigt (Rentz et al. 1999h; Nunge 2001). Damit können einsetzbare Emissionsminderungsmaßnahmen auf Anlagen- bzw. Prozessebene sowie technisch mögliche Maßnahmenkombinationen eindeutig beschrieben werden. Diese Kennung kann auch als identifizierender Schlüssel in einem relationalen Datenbanksystem²⁸ genutzt werden.

Bild 3-6: Beispiel für die Erweiterung des SNAP-Systems

Code des Sektors Automobilserienlackierung nach SNAP-Systematik (Coating of M1 vehicles)			Erweiterung der SNAP-Systematik zur Codierung der Maßnahmenkombinationen		
06	01	01	03	02	01
			Referenz-anlage 03	Primärmaß-nahme 02	Sekundärmaß-nahme 01

3.4.2 Emissionsfaktoren zur Maßnahmencharakterisierung

Der Referenzanlagenansatz bildet die Grundlage für eine anschließende Charakterisierung der einsetzbaren Emissionsminderungsmaßnahmen unter Berücksichtigung von technischen, umweltbezogenen und wirtschaftlichen Aspekten. Zur Darstellung der Emissionen der Maßnahmenkombinationen wird der Emissionsfaktoransatz verfolgt. Als Emissionsfaktor für eine Produktionstechnologie wird der auf eine bestimmte Aktivität bezogene Emissionswert für einen Schadstoff

²⁸ Der Schlüssel ist das Ordnungskriterium für Datensätze in der Datenverarbeitung und dient zur Identifikation und Klassifizierung von Objekten (Datensätzen). In relationalen Datenmodellen muss jede Entität durch einen eindeutigen Schlüssel identifizierbar sein. Auch in objektorientierten Datenbanksystemen hat jedes Objekt unabhängig von seinen Attributwerten eine Identität, über die Verweise möglich sind (Balzert 1996).

bezeichnet, der unter anderem von Schadstoff, Sektor, Anlage bzw. Prozess (mit Betriebsbedingungen, Betriebszeiten, Anlagenalter, Entwicklungsstand der Technologie), und Emissionsminderungsmaßnahmen abhängig ist. Sofern keine spezifischen Angaben verfügbar sind, werden für Maßnahmenkombinationen die entsprechenden Emissionsfaktoren in zwei Schritten hergeleitet:

- Zunächst wird ein definierter Ausgangs- oder Bezugszustand einer Referenzanlage bestimmt, und für diesen der Emissionsfaktor ermittelt. Dieser Bezugszustand ist der so genannte ungeminderte Fall; er entspricht in der Realität einer Anlage, in der eine konventionelle Produktionstechnologie eingesetzt wird, in der konventionelle Einsatzstoffe verwendet werden, und bei der im allgemeinen keine Minderungsmaßnahmen implementiert sind.
- Die Emissionsfaktoren der anwendbaren Maßnahmenkombinationen werden ausgehend vom ungeminderten Fall über ihre Minderungseffizienzen bestimmt.

Bei der Definition des ungeminderten Falls sollte der aktuelle Technologiestand für einen Sektor berücksichtigt werden, indem die im Ausgangsjahr jeweils schlechteste zum Einsatz kommende (konventionelle) Technologie als Bezugszustand herangezogen wird.

3.5 Fallbeispiel 1: Der Einsatz der Clusteranalyse zur Definition von Referenzanlagen

Der Referenzanlagenansatz besteht darin, jede reale Anlage einer homogenen Anlagenkategorie zuzuweisen, wobei jede Anlagenkategorie durch eine durchschnittliche bzw. repräsentative Anlage repräsentiert wird. Im Folgenden wird die Eignung der Clusteranalyse als Basis für die Referenzanlagenbildung untersucht (Nunge 2001; Nunge et al. 2002).

Ziel einer Clusteranalyse ist die Zusammenfassung der zu klassifizierenden Objekte zu Klassen, so dass die Objekte innerhalb einer Klasse möglichst ähnlich und die Klassen untereinander möglichst unähnlich sind (Späth 1983; Backhaus et al. 1994). Eine Klassifizierung von m Objekten (hier: technische Anlagen, die als $M = \{1, 2, \dots, m\}$ durchnumeriert sind) besteht darin, n Teilmengen (auch Klassen, Kategorien, Cluster genannt) $C_j \subset M$ zu identifizieren, die diese m Objekte beinhalten und den folgenden Anforderungen gerecht werden:

$$C_1 \cup C_2 \cup \dots \cup C_n = M \quad (\text{Gleichung 3-1})$$

$$C_i \cap C_k = \emptyset \quad (i \neq k) \quad (\text{Gleichung 3-2})$$

$$m_j := |C_j| \geq 1, \quad (j = 1, 2, \dots, n) \quad (\text{Gleichung 3-3})$$

$$1 \leq n \leq m$$

Für die vorliegende Problemstellung sollen die Anlagen eines gegebenen Sektors nach zwei Eigenschaften bzw. Gruppen von Eigenschaften in Klassen aufgeteilt werden: Eingesetzte Prozesse/Verfahren und Anlagengröße/-kapazität. Für ausgewählte VOC-Emissionsquellen ist eine Übersicht von Anlagen und deren zugrunde liegenden Parametern in Tabelle 3-10 zusammengefasst.

Die Anwendung wird anhand der Referenzanlagenbildung am Beispiel der Verarbeitung von Mineralölproduktionsstoffen in Raffinerien demonstriert. Ausgangspunkt ist das Rohöl, das in eine Reihe von Kohlenwasserstoffgemischen und reine Kohlenwasserstoff-Verbindungen mittels Destillation²⁹ auf-

²⁹ Dabei handelt es sich um ein Verfahren zur thermischen Trennung von Flüssigkeitsgemischen durch Verdampfen und anschließendes Kondensieren leichter siedender Komponenten (Hemming 1999).

gespalten wird. Es wird zu Kraftstoff (Diesel- und Ottokraftstoff sowie Flugturbinentreibstoff), Heizöl, Bitumen und den petrochemischen Grundstoffen Ethylen und Propylen verarbeitet (Gerhardt 1966; Russell 1973; Hemming 1999).³⁰

Für die Clusteranalyse werden die 337 Raffinerien in 30 Ländern der UN/ECE-Region herangezogen (Rhodes 1996). Die Liste der zu klassifizierenden Raffinerien sowie eine kurze Übersicht über die eingesetzten Prozesse in Raffinerien gibt (Nunge 2001). Zunächst soll eine Clusteranalyse nach Prozessen durchgeführt werden: Das Ergebnis wird eine Anzahl K an Clustern sein. Jeder dieser K Cluster soll anschließend in Größen- bzw. Kapazitätsklassen unterteilt werden. Dabei besteht der erste Schritt in der Auswahl eines geeigneten Verfahrens zur Klassenbildung.

Tabelle 3-10: Qualitative und quantitative Variablen für Anlagen ausgewählter VOC-relevanter Sekto- ren

Sektor	Qualitative Variable	Quantitative Variable
Feuerungen im Haushaltsbereich (< 50 MWth)	Brennstofftyp, z.B. Steinkohle, Braunkohle, Heizöl, Gas, Holz, ...	thermische Kapazität
Verarbeitung von Mineralöl-erzeugnissen in Raffinerien	verschiedene Prozesse z.B. Erdölverarbeitung, physikalische Trennverfahren, Konversionsverfahren, ...	Erdölverarbeitungskapazität
Bandbeschichtung (Coil coating)	Anlagentyp, z.B. selbstständige oder betriebs-eigene Anlage Beschichtetes Material (Al, Stahl)	Produktionskapazität für je-weils Stahl und Aluminium
Chemische Reinigung	Reinigungsmaschinentyp, z.B. offene, geschlossene Maschine Verwendete Lösemittel	Kapazität der Reinigungs-maschine Kapazität gereinigter Textilien

3.5.1 Auswahl eines geeigneten Verfahrens zur Klassenbildung

Zunächst muss die Ähnlichkeit zwischen den zu klassifizierenden Raffinerien ermittelt werden. Dabei ist wesentlich, ob die Variablen quantitativ oder qualitativ sind.

- **Bestimmung der statistischen Maßzahlen**

Die Homogenität bzw. die Heterogenität kann durch einen paarweisen Vergleich der zu klassifizierenden Raffinerien mittels einer statistischen Maßzahl (*Ähnlichkeitsmaß* bzw. *Unähnlichkeitsmaß (Distanzmaß)*) quantifiziert werden. Ein Ähnlichkeitsmaß spiegelt die Ähnlichkeit zweier Objekten wieder, d.h. je größer der Wert eines Ähnlichkeitsmaßes, desto ähnlicher sind sich die zwei Raffinerien. Ein Distanzmaß dient ebenfalls dazu, die Ähnlichkeit zwischen zwei Objekten zu ermitteln, jedoch gilt: Je kleiner der Wert des Distanzmaß, desto ähnlicher sind sich die verglichene Objekte. Das Ermittlungsverfahren der Ähnlichkeits- bzw. Distanzmaße hängt davon ab, ob es sich um qualitative oder quantitative Variablen handelt (Backhaus et al. 1994). In der Literatur ist eine Reihe von statistischen Maßzahlen aufgeführt, wie z.B. der Tanimoto-Koeffizient für qualitative Variable und die quadrierte Euklidische Distanz für quantitative Variable (Bacher 1996). Mit Hilfe von statistischen Maßzahlen kann die Ähnlichkeitsmatrix gebildet werden, die als Ausgangspunkt für die Durchführung der Clusteranalyse dient.

³⁰ Zur Betrachtung des Raffineriebetriebs als Kuppelproduktion, vgl. (Gerhardt 1966; Russell 1973; Dyckhoff 1994; Oenning 1997).

- Auswahl eines geeigneten Verfahrens zur Klassenbildung**

In der Literatur werden zahlreiche Verfahren zur Clusteranalyse beschrieben. Eine Einteilung ist in Bild 3-7 aufgeführt (für Erläuterungen siehe (Bacher 1996; Nunge 2001). Zur Lösung der vorliegenden Problemstellung kann auf graphentheoretische Verfahren nicht zurückgegriffen werden, da sie für die Klassifizierung einer großen Menge an Objekten (337 Raffinerien) nicht geeignet sind. Informationen über die zu klassifizierenden Objekte sind verfügbar in Form einer Liste von realen Raffinerien mit ihren Eigenschaften in Bezug auf eingesetzte Prozesse und Kapazitäten. In dieser Liste sind die Raffinerien nicht nach Raffinerietypen geordnet, so dass keinesfalls von einer vorläufigen Klassifizierung nach Raffinerietyp ausgegangen werden kann. Die partitionierenden Verfahren, die ausgehend von einer gegebenen Ordnung, die einzelnen Objekte austauschen und neu ordnen, können daher nicht angewendet werden. Deshalb wird zur Problemlösung auf die hierarchischen Verfahren zurückgegriffen. Da die Raffinerien einzeln aufgelistet sind und somit jede Raffinerie einem Cluster entspricht, wird ein agglomeratives, hierarchisches Verfahren herangezogen.

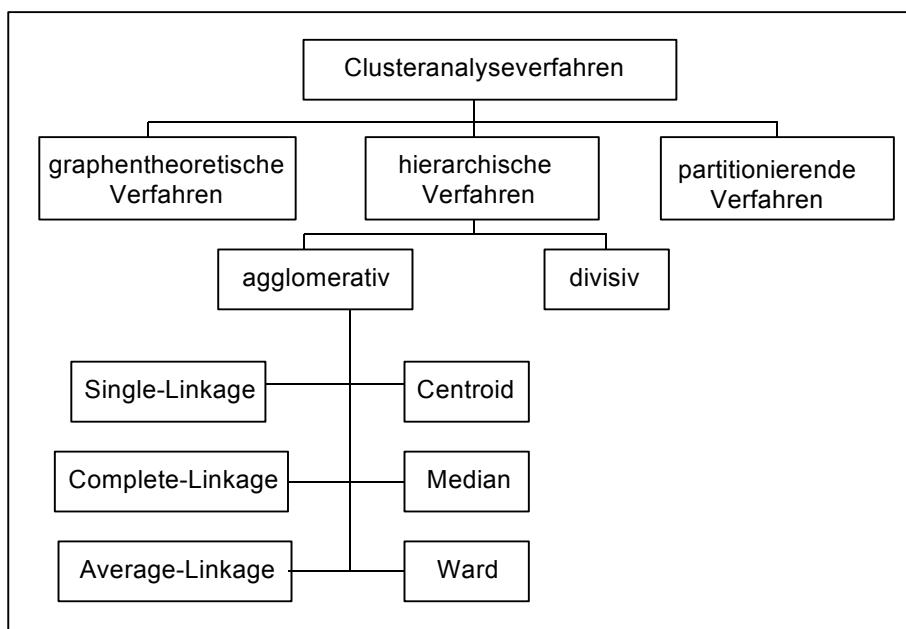


Bild 3-7: Übersicht über ausgewählte clusteranalytische Verfahren

Der Algorithmus für die *hierarchisch agglomerative Clusterbildung* durchläuft folgende Schritte (Backhaus et al. 1994; Bacher 1996):

- 1:** Zu Beginn bildet jedes zu klassifizierende Objekt ein selbstständiges Cluster. Die Clusterzahl K entspricht der Anzahl von Objekten n .
- 2:** Es wird nach dem Clusterpaar $\{p\}, \{q\}$ mit der größten Ähnlichkeit bzw. der geringsten Unähnlichkeit in der Ähnlichkeits- bzw. Distanzmatrix gesucht. Das Clusterpaar wird zu einem neuen Cluster $\{p, q\}$ verschmolzen. Die Clusterzahl K wird um 1 reduziert.
- 3:** Es wird geprüft, ob sämtliche Objekte untersucht wurden. Bei "ja" wird der Algorithmus beendet. Bei "nein" wird zu Schritt **4** gegangen.
- 4:** Die Ähnlichkeit bzw. Unähnlichkeit des neu gebildeten Clusters $\{p, q\}$ zu den verbleibenden Clustern wird wie folgt berechnet (Bacher 1996):

$$u_{\{p,q\},i} = \min(u_{p,i}, u_{q,i}) \quad (\text{Gleichung 3-4 })$$

bzw.

$$\ddot{a}_{\{p,q\},i} = \max(\ddot{a}_{p,i}, \ddot{a}_{q,i}) \quad (\text{Gleichung 3-5})$$

mit:

- $u_{p,i}$ bzw. $u_{q,i}$: Unähnlichkeitsmaß zwischen den Raffinerien p und i bzw. zwischen q und i
- $\ddot{a}_{p,i}$ bzw. $\ddot{a}_{q,i}$: Ähnlichkeitsmaß zwischen den Objekten (z.B. Raffinerien) p und i bzw. zwischen q und i

5: Zurück zu Schritt 2.

• Bestimmung der Clusteranzahl

Für die Erarbeitung von Luftreinhaltestrategien sind insgesamt rund 40 VOC-emittierende Sektoren zu berücksichtigen, so dass nicht mehr als etwa 20 Klassen, also 20 Referenzanlagen, pro Sektor gebildet werden sollten.

3.5.2 Durchführung der Clusteranalysen

Zielsetzung der Clusteranalysen ist die Aufteilung der 337 Raffinerien in 30 Staaten der UN/ECE-Region in Cluster. Zur praktischen Durchführung der Clusteranalysen wird das statistische Computerprogramms SPSS (Superior Performing Software System) eingesetzt.

3.5.2.1 Clusteranalyse nach Prozessen (qualitative Variablen)

In der Prozessbeschreibung muss auf Unterschiede in der technischen Ausführung bei Prozessen (vgl. (CONCAWE 1999; Ecker/Winter 2000)) detailliert eingegangen werden, so dass nicht nur Informationen über das Vorhandensein oder Fehlen der verschiedenen Prozesse vorliegen, sondern auch detaillierte Informationen (wie z.B. über Betriebsbedingungen, Stoff- und Energieverbräuche) wesentlich sind. Diese detaillierten Informationen gehen allerdings bei der Umwandlung in Ähnlichkeitsmaße verloren. Deshalb muss eine problemadäquate, in diesem Fall empirische Klassifizierung durchgeführt werden. Dabei werden zunächst verschiedene Prozessgruppen unterschieden:

- I. Raffinerien mit ausschließlicher Rohölverarbeitung (21 Anlagen)
- II. Raffinerien ohne Rohölverarbeitung (28),
- III. Raffinerien mit physikalischen Trennverfahren (ohne Konversionsverfahren) (34)
- IV. Raffinerien mit Konversionsverfahren (ohne physikalische Trennungsverfahren) (102),
- V. Raffinerien mit thermischen Konversionsverfahren (140),
- VI. Raffinerien mit katalytischen Konversionsverfahren (9),
- VII. Raffinerien mit thermischen und katalytischen Konversionsverfahren (3).

Das Kriterium, nach dem diese empirische Klassifizierung durchgeführt wurde, ist die Einsetzbarkeit von möglichen Maßnahmen zur Minderung von VOC-Emissionen, damit die Abbildungsgenauigkeit gewährleistet werden kann. Insbesondere bei prozessintegrierten Maßnahmen ist eine solche Unterscheidung der Prozesstypen wichtig.

3.5.2.2 Clusteranalyse nach Kapazitäten (quantitative Variablen)

Damit die Ergebnisse der Clusteranalysen so wenig wie möglich verfälscht werden, sollen in einem ersten Schritt Ausreißer aus der gegebenen Menge an Raffinerien entfernt werden. Die Identifizierung von Ausreißern erfolgt mittels Boxplots. Im vorliegenden Fall entsprechen Ausreißer Raffinerien, für die die VOC-Emissionen und die Kosten nicht mehr denjenigen der entsprechenden Referenzanlage zugeordnet werden können.

Nach der Identifizierung von Ausreißern wird die Distanzmatrix beispielhaft für die 136 Raffinerien des Raffinerietyps V ermittelt. Zunächst wird zu diesem Zweck das Distanzmaß der quadrierten

Euklidischen Distanz herangezogen. Die Durchführung der Clusteranalyse zur Bildung von drei Clustern führt zu Raffineriekategorien mit sehr unterschiedlich großen Objektmengen (Cluster 1: 8, Cluster 2: 46 und Cluster 3: 82 Objekte je Cluster). Die Festlegung einer Anzahl von vier Clustern³¹ ergibt relativ homogene Objektmengen (Cluster 1: 8, Cluster 2: 46, Cluster 3: 46 und Cluster 4: 36).

Für jedes der vier Cluster wird nun eine Referenzanlage definiert, deren repräsentative Erdölverarbeitungskapazität dem arithmetischen Mittelwert der jeweiligen Bandbreite an Kapazitäten im Cluster entspricht. Zusätzlich zu dieser charakteristischen Kapazität wird jede Referenzanlage durch die untere und/oder obere Kapazität der Bandbreite spezifiziert. Die folgenden Referenzanlagen für den Raffinerietyp V können im Anschluss an diese erste Clusteranalyse definiert werden:

- Referenzanlage 1 (entspricht Cluster 1): 13,7 Mio. Tonnen verarbeitetes Rohöl pro Jahr, Bereich ab 12 Mio. t/a
- Referenzanlage 2 (entspricht Cluster 2): 7,9 Mio. Tonnen verarbeitetes Rohöl pro Jahr, Bereich von 6 Mio. bis 12 Mio. t/a
- Referenzanlage 3 (entspricht Cluster 3): 4,2 Mio. Tonnen verarbeitetes Rohöl pro Jahr, Bereich von 3 Mio. bis 6 Mio. t/a
- Referenzanlage 4 (entspricht Cluster 4): 2,2 Mio. Tonnen verarbeitetes Rohöl pro Jahr, Bereich bis 3 Mio. t/a.

Zur Überprüfung der Ergebnisse wird die Clusteranalyse nach einem hierarchisch agglomerativen Clusteranalyseverfahren anschließend für weitere Distanzmaße eingesetzt. Auch bei diesen zusätzlichen Untersuchungen ergeben sich keine gravierenden Abweichungen der ermittelten durchschnittlichen Kapazitäten der Referenzanlagen.

3.5.3 Kritische Würdigung des Einsatzes der Clusteranalyse

Das Fallbeispiel zeigt, dass eine Klassifizierung von Anlagen und anschließende Definition von Referenzanlagen mit Hilfe der Clusteranalyse grundsätzlich möglich sind. Die Vorgehensweise ist grundsätzlich auch auf weitere Sektoren übertragbar, sofern geeignete Daten vorliegen. Weitere gut dokumentierte Sektoren sind beispielsweise die chemische Reinigung oder die Bandbeschichtung (Coil Coating).

Die Überprüfung bzw. Validierung der Ergebnisse einer Clusteranalyse kann durch Anwendung des formalen Verfahrens der Diskriminanzanalyse erfolgen. Die Diskriminanzanalyse ist ein strukturen-prüfendes Verfahren, das zur Analyse von Gruppenunterschieden herangezogen werden kann (Backhaus et al. 1994). Statt weiterer formaler Untersuchungen sollten die Ergebnisse der Clusteranalyse jedoch eher Branchenexperten³² zur Validierung vorgelegt werden.

Für schwach dokumentierte Sektoren hingegen kann derzeit allein auf Expertenwissen oder auf die umweltrechtlichen Regelwerke zurückgegriffen werden. So können sich die Bildung von Anlagenkategorien und die anschließende Definition von Referenzanlagen beispielsweise an den Kapazitätsklassen und Schwellenwerte für den jährlichen Lösemittelverbrauch orientieren, die in

³¹ Hier durch die Aufteilung von Cluster 3 in zwei Cluster.

³² Beispielsweise im Rahmen von Arbeitsgruppen, wie bei Protokollverhandlungen unter der UN/ECE oder in den sog. Technical Working Groups bei der Bestimmung von besten verfügbaren Techniken auf europäischer Ebene (vgl. Kapitel 4).

der EU-Lösemittel-Richtlinie (1999/13/EG) genannt werden. Dabei dienen die Schwellenwerte als Unter- bzw. Obergrenzen für die jeweiligen Referenzanlagen.

3.6 Zusammenfassung

Zur umweltbezogenen und techno-ökonomischen Beschreibung von Emissionsminderungsmaßnahmen müssen die durch eine Emissionsminderung verursachten Umweltauswirkungen und Kosten ermittelt werden. Ansätze der integrierten Technikbewertung und zur Bewertung der Umweltauswirkungen, etwa der Ökobilanzierung, bieten dazu methodische Ansätze, die jedoch fallspezifisch auf den jeweils betrachteten Produktionsprozess anzupassen sind. Bei der ökonomischen Bewertung von Emissionsminderungsmaßnahmen treten neben Verfügbarkeitsproblemen hauptsächlich Schwierigkeiten beim Vergleich der Kostendaten auf. Mit Hilfe pragmatischer Regeln können Abgrenzungsprobleme hinsichtlich der Zuordnung von Kosten gelöst werden. Insbesondere für Maßnahmen zur Minderung von VOC-Emissionen muss zwischen Primär- und Sekundärmaßnahmen unterschieden werden: VOC-Primärmaßnahmen umfassen in der Regel prozessintegrierte Maßnahmen und anlagen- bzw. prozessspezifische Maßnahmen, die von Fall zu Fall und von Sektor zu Sektor sehr unterschiedlich sein können, und somit in engem Zusammenhang mit der jeweiligen Anlage betrachtet werden müssen. Daher muss die Investitionserfassung für primäre Maßnahmen oftmals auf einer detaillierten Einzelermittlung basieren.

Die Bildung von Referenzanlagen für die Klassifizierung von Anlagen und Prozessen erlaubt eine problemadäquate Darstellung der technologischen Realität, indem die Charakterisierung von Minderungsmaßnahmen auf eine sinnvolle Anzahl von Anlagenkategorien beschränkt wird. Mit Hilfe des Größendegressionsansatzes können dann, ausgehend von einer bekannten Investition für eine Referenzanlage, die Investitionen für weitere Anlagen ermittelt werden.

4 Bestimmung von Besten Verfügbaren Techniken

Aufgrund der besonderen Bedeutung des Konzepts der „Besten Verfügbaren Techniken“ (BVT) für die Genehmigung der Inbetriebnahme und des Betriebs von industriellen Anlagen, wie in Kapitel 2 deutlich wurde, geht dieses Kapitel auf deren Bestimmung näher ein. Hintergrund für die Erstellung der BVT-Merkblätter (englisch BREF: *Best available technique REference documents*) ist Art. 16 (2) der IVU-Richtlinie, der die EU-Kommission verpflichtet, einen "Informationsaustausch zwischen den Mitgliedstaaten und der betroffenen Industrie über die besten verfügbaren Techniken, die damit verbundenen Überwachungsmaßnahmen und die Entwicklungen auf diesem Gebiet" durchzuführen und die Ergebnisse zu veröffentlichen. Dieser Informationsaustausch soll dazu beitragen, „das Ungleichgewicht auf technologischer Ebene in der Gemeinschaft auszugleichen, die weltweite Verbreitung der in der Gemeinschaft festgelegten Techniken zu fördern und die Mitgliedstaaten bei der wirksamen Durchführung dieser Richtlinie zu unterstützen“.

Das European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau (EIPPCB) in Sevilla setzt dazu zunächst für jeden der 33 BREF-Sektoren eine Technical Working Group (TWG) ein, die sich aus Experten der Mitgliedstaaten sowie der einschlägigen Industrie- und Umweltverbände zusammensetzt und die Informationen über die BVT des jeweiligen Sektors sammelt und bewertet. Die Entwürfe der BVT-Merkblätter sind schon in der Erstellungsphase der Öffentlichkeit über das Internet zugänglich, um ein hohes Maß an Transparenz und Öffentlichkeitsbeteiligung zu erreichen.³³ Die BVT-Merkblätter haben ein einheitliches Schema mit den sieben Kapiteln:

1. Allgemeine Informationen
2. Angewandte Verfahren und Techniken
3. Derzeitige Verbrauchs- und Emissionswerte
4. Techniken, die bei der Festlegung der BVT in Betracht zu ziehen sind
5. Beste Verfügbare Techniken (BVT)
6. Techniken in der Entwicklung (*emerging technologies*)
7. Ergebnisse und Empfehlungen

Durch den Einsatz von besten verfügbaren Techniken soll in Deutschland und Europa das Vorsorgeprinzip realisiert werden, um Umweltbelastungen zu vermeiden und zu vermindern (Zierock/Salomon 1998; Davids 1999; Davids 2003). Am Beispiel der Erarbeitung des deutschen Beitrags für die BVT-Merkblätter in der Lack- und Klebstoffverarbeitung (Fallbeispiel 2) werden das Vorgehen bei der BVT-Bestimmung und die Anforderungen an eine integrierte Technikbewertung erläutert (Rentz et al. 2003a; Geldermann et al. 2004a)³⁴.

4.1 Zur Bestimmung der relevanten Sektoren über die Verbrauchskapazität

Die IVU-Richtlinie betrifft neben zahlreichen Industriebereichen auch die Betriebe der industriellen Lack- und Klebstoffanwendung (vgl. Abschnitt 6.7 in Anhang I der IVU-Richtlinie). Im Gegensatz zu anderen von der Richtlinie betroffenen Sektoren sind die Industrieanlagen der Lack- und Klebstoffverarbeitung in der IVU-Richtlinie jedoch nicht explizit genannt, sondern werden indirekt über die

³³ Internet-download für die BREF-Dokumente: <http://eippcb.jrc.es>

³⁴ Das Umweltbundesamt hat die nationalen Positionspapiere für die Bereiche Lack- und Klebstoffanwendung (Rentz et al. 2003a) im Internet veröffentlicht: <http://www.umweltdaten.de/nfp-bat/vol1lack.pdf>; <http://www.umweltdaten.de/nfp-bat/vol2kleb.pdf>

Verbrauchskapazitäten an organischen Lösemitteln von mehr als 150 kg/h oder 200 t/a definiert. Diese indirekte Definition der betroffenen industriellen Tätigkeiten ist problematisch, da Abschnitt 6.7 in Anhang I die einzige Stelle in der IVU-Richtlinie ist, an der der Begriff Verbrauchskapazität (*consumption capacity*) verwendet wird.

In anderen BREF-Sektoren hingegen wird auf die Produktionskapazität (*production capacity*) oder die Behandlungskapazität (*treatment capacity*) Bezug genommen, die eindeutiger bestimbar sind. In der IVU-Richtlinie findet sich keine Definition der „Kapazität“. In den Beratungen des EIPPCB wird vorgeschlagen, generell eine Tageskapazität anzunehmen, unter der das Potenzial einer Anlage in 24 Stunden Betriebszeit verstanden wird. Allerdings spiegelt diese Kapazität nicht notwendigerweise wider, wie die Anlage in der betrieblichen Praxis gefahren wird (Jansen/Litten 2003; Jansen 2004a).³⁵

In der betriebswirtschaftlichen Literatur wird der Begriff "Kapazität" je nach Anwendungsbereich unterschiedlich definiert. Bei zahlreichen betrieblichen Entscheidungen ist die Kapazität zu erfassen, u.a. bei Entscheidungen über die Kapazitätsbelegung, die anzustrebenden Absatzmengen, die Anzahl der anzubietenden Erzeugnisse, den Saisonausgleich, Eigenerstellung oder Fremdbezug von Leistungen, Losgrößen der jeweils zu wählenden Organisationstypen der Produktion, die Verfahrenswahl, die Produktgestaltung sowie Planung und Kontrolle der Investitionen (Manne 1967; Küpper 1992; Mayer 1998). In der betrieblichen Praxis sind meist unterschiedliche Kapazitätsarten bzw. unterschiedliche Maßeinheiten von Bedeutung (Manne 1967). Daher wird die Definition allgemein gefasst (Kern 1962; Mellerowicz 1966; Kern 1996):

Kapazität ist das Leistungsvermögen einer wirtschaftlichen oder technischen Einheit - beliebiger Art, Größe und Struktur - in einem Zeitabschnitt.

Dabei umfasst der Begriff des Leistungsvermögens sowohl die mengenmäßige Ausbringung als auch die beste erreichbare Ausprägung eines oder mehrerer Qualitätsmerkmale. Unabdingbar ist der Bezug auf einen Zeitabschnitt, weil das Leistungsvermögen der Anlage im Zeitablauf durch Anlagenabnutzung veränderlich sein kann. In der praktischen Anwendung wird deutlich, dass die Kapazität als Leistungsvermögen oder Nutzungspotenzial keine unmittelbar beobachtbare, statische Eigenschaft einer Anlage ist, sondern sich nur indirekt über die in der Zeit durchführbare Menge an Tätigkeiten bestimmen lässt (Kern 1962; Küpper 1992). In der Literatur werden die drei in der Definition angesprochenen Dimensionen Menge, Zeit und Qualität zur Beschreibung der Kapazität diskutiert:

- Für die Bestimmung der quantitativen Kapazität wird als direkter Maßstab die **Menge** ausgebrachter Endprodukte in einem bestimmten Zeitraum vorgeschlagen und dabei als Erzeugnis-kapazität bezeichnet (Woischwill 1993). Der Maßstab „Menge ausgebrachter Endprodukte“ ist allerdings problematisch, wenn auf derselben Anlage mehrere Arten von Produkten alternativ gefertigt werden können. Solche Kuppelproduktion ist jedoch der Standardfall in der Prozessindustrie (Chenery 1953; Douglas 1988; Azapagic/Clift 1999; Zhou et al. 2000; Diwekar/Small 2001; Charpentier 2002). In diesem Fall wird als indirekter Maßstab die Erzeugungskapazität genannt. Weil kein generell verwendbarer Leistungsmaßstab existiert, werden beispielsweise

³⁵ In der EG-Lösemittel-Richtlinie hingegen werden in Artikel 2 (Begriffsbestimmungen) die **Nennkapazität** als „die maximale Masse der in einer Anlage eingesetzten organischen Lösungsmittel, gemittelt über einen Tag, sofern die Anlage unter Bedingungen des Normalbetriebs entsprechend ihrer Auslegung betrieben wird“ und der **Normalbetrieb** als der „Betrieb einer Anlage oder die Durchführung einer Tätigkeit während aller Zeiträume mit Ausnahme der Zeiträume, in denen das An- und Abfahren und die Wartung erfolgen“ definiert.

verschiedene Äquivalenzziffern oder die Verwendung der Maschineneinsatzzeit zur Herleitung von Maßeinheiten vorgeschlagen (Kern 1962; Wöschwill 1993) (vgl. auch Abschnitt 3.2.4).

- Die zweite Dimension zur Beschreibung der Kapazität ist die **zeitliche** Reichweite, die der Nutzungsdauer der Anlage entspricht. Dabei ist zu beachten, dass Anlagen in der Regel mit unterschiedlicher Intensität gefahren werden können (Kern 1962; Layer 1975; Wöschwill 1993). Die **Totalkapazität** wird ex ante anhand der Angaben des Anlagenherstellers oder auf Grund von Erfahrungswerten abgeschätzt, doch sie kann durch Maßnahmen zur Anlagenerhaltung beeinflusst werden (Küpper 1992).
- Die dritte Dimension betrifft die **qualitative** Kapazität hinsichtlich der durchführbaren Tätigkeiten sowie deren konkrete Eigenschaften und Genauigkeit, die häufig jedoch nur in begrenztem Umfang quantitativ zu messen ist.³⁶

Diese drei Kapazitätsdimensionen einer Anlage beeinflussen sich meist gegenseitig. So wird die zu einem Zeitpunkt einsetzbare qualitative und quantitative Kapazität durch Art und Umfang der bisherigen Nutzung der Anlage beeinflusst. Beispielsweise können sich Genauigkeit und Geschwindigkeit von bestimmten Maschinen mit dem kumulierten Einsatz verringern und bei Menschen über Lernprozesse erhöhen. Des Weiteren ist die Abhängigkeit der Kapazität von den Einsatzstoffen und der Prozessführung zu beachten. Die Erfassung solcher Interdependenzen stellt bis heute eine Herausforderung für betriebliche Anlageninformationssysteme dar, zumal strategische und operative Aufgabenfelder bisher in der Praxis in der Anlagenbuchhaltung unzureichend verknüpft sind (Männel 1999; Hahn/Laßmann 1999).

Wenn schon die Bestimmung der Kapazität einer Anlage mit Schwierigkeiten behaftet ist, so gestaltet sich erst recht die Kapazitätsbestimmung für den Einsatz von Hilfsstoffen (wie dem Einsatz von Lösemitteln) problematisch, da einerseits die notwendigen Daten oft fehlen und andererseits die Allokation dieser Hilfsstoffe eine offene Frage darstellt. Daher ist der Bezug auf die Produktions- oder Verbrauchskapazitäten in der IVU-Richtlinie kritisch zu sehen. Erschwerend kommt bei der Umsetzung der IVU-Richtlinie das so genannte Additions-Prinzip hinzu:

„Führt ein und derselbe Betreiber mehrere Tätigkeiten derselben Kategorie in ein und derselben Anlage oder an ein und demselben Standort durch, so addieren sich die Kapazitäten dieser Tätigkeiten. (Anhang I (2))“

Eine Anlage wird in der IVU-Richtlinie (Artikel 2(3)) definiert als:

... "eine ortsfeste technische Einheit, in der eine oder mehrere der in Anhang I genannten Tätigkeiten sowie andere unmittelbar damit verbundene Tätigkeiten durchgeführt werden, die mit den an diesem Standort durchgeföhrten Tätigkeiten in einem technischen Zusammenhang stehen und die Auswirkungen auf die Emissionen und die Umweltverschmutzung haben können."

Die wichtigste Konsequenz dieses Additions-Prinzips für den Sektor der Lösemittel verwendenden Oberflächenbehandlung besteht darin, dass auch industrielle Tätigkeiten mit einem weitaus geringeren Lösemittelverbrauch als die genannten 150 kg/h oder 200 t/a unter die IVU-Richtlinie fallen können, wenn sie am gleichen Standort wie andere Lösemittel verwendende Tätigkeiten durchge-

³⁶ (Küpper 1992) verweist in diesem Zusammenhang auf die Kapazitätsbestimmung bei Dienstleistungen, bei denen die Qualität unterschiedlicher Tätigkeiten physischer, geistig-psychischer und ästhetischer Art schwer zu messen und zu vergleichen ist. Doch auch in der industriellen Produktion sind die menschlichen Tätigkeiten und Fähigkeiten von erheblicher Bedeutung, wie etwa in der Lackierung, bei der ästhetischen Aspekte eine wichtige Rolle spielen (vgl. auch Kapitel 5).

führt werden. Dadurch könnten auch kleinere Anlagen betroffen sein, was eigentlich nicht mit der IVU-Richtlinie bezweckt wurde. Bei der allgemeinen Beschreibung von BVT werden daher als Anlage nur die Betriebsteile betrachtet, in denen Lösemittel zum Einsatz kommen. So werden zur Beschreibung der Klebstoffanwendung in der Automobilproduktion nur die Bereiche einbezogen, in denen tatsächlich Klebstoffe verwendet werden, aber z.B. nicht die Montage der Räder, des Motors oder der Elektrik, die ebenfalls Lösemittel verwenden. Für die Auswahl von Techniken, die im BVT-Merkblatt Oberflächenbehandlung beschrieben werden, wird schließlich neben der Verbrauchskapazität als weiteres Kriterium die Grenzen mit anderen BVT-Merkblättern (insbesondere der TWG Surface Treatment of Metals – Metaloberflächenbehandlung) herangezogen (Jansen 2004a).³⁷

4.2 Fallbeispiel 2: BVT-Bestimmung in der Lack- und Klebstoffverarbeitung

Anders als in den Sektoren der Eisen- und Stahlproduktion oder der NE-Metallindustrie (Rentz et al. 1999b), in denen die Anzahl zu untersuchender Industriebetriebe überschaubar ist, sind die Industrieanlagen der Lack- und Klebstoffverarbeitung, die unter die IVU-Richtlinie fallen, zunächst zu bestimmen. Über die indirekte Definition über die Verbrauchskapazitäten an organischen Lösemitteln von mehr als 150 kg/h oder 200 t/a wurden die in Tabelle 4-1 aufgeführten Industriebereiche identifiziert. Dabei wurden auch solche Industriebereiche in die Untersuchung für das nationale Positionspapier einbezogen, die zwar in Deutschland die Mengenschwelle nicht erreichen, weil die Produktionskapazitäten zu gering sind oder der Lösemitteleinsatz bereits reduziert wurde, aber in anderen europäischen Ländern die genannten Grenzwerte übertreffen können (Rentz et al. 2003a; Geldermann et al. 2004a).

Tabelle 4-1: Untersuchte Industriebereiche der Klebstoff- und Lackverarbeitung

Klebstoffverarbeitung zur Herstellung von:	Lackverarbeitung zur Lackierung von:
Klebebändern	PKW
Verbundfolien	Bussen und LKW
<i>PKW</i>	Reisemobilen
<i>Nutzfahrzeuge: Busse, LKW</i>	Großfahrzeuge
<i>Reisemobilen</i>	Schienenfahrzeuge
<i>Schienenfahrzeuge</i>	Flugzeuge
<i>Flugzeuge</i>	Schiffe
<i>Schuhen und Lederwaren</i>	Kunststoffteile
<i>Holzwerkstoffe und Möbel</i>	Möbeln
	Metallwerkstücke
	Erzeugnisse der Bandbeschichtungsindustrie
	Emballagen

Kursiv: In Deutschland überschreitet in diesen Sektoren kein Betrieb die IVU-Mengenschwelle.

Aufgrund des vielfältigen Produktspektrums der produzierenden Unternehmen im Sektor der Oberflächenbehandlung werden sehr unterschiedliche Anforderungen an Klebeverbindungen und Lackierungen gestellt. Deswegen ist eine verallgemeinerte Beschreibung der Fertigungsprozesse und eingesetzten Techniken nicht möglich, um die Gruppe der besten verfügbaren Techniken zu

³⁷ Andererseits kann für manche Sektoren oder industrielle Tätigkeiten eine Beschreibung in den BVT-Merkblättern vorteilhaft sein, weil damit eine Harmonisierung der Rechtsansprüche in Europa angestrebt wird (Jansen/Litten 2003).

bestimmen. Da zudem für die Beschreibung der Prozesse und Einsatzstoffe im Sektor der Oberflächenbehandlung nur wenig aktuelle Fachliteratur existiert, sind Fallstudien und Betriebsbesichtigungen repräsentativer Anlagen unumgänglich. Dabei werden die Prozessschritte Vorbehandlung, Beschichtung und Nachbehandlung anhand des Durchlaufs typischer Werkstücke bzw. Oberflächen durch die relevanten IVU-Anlagen bzw. Anlagen, die vor dem Einsatz von Minderungsmaßnahmen IVU-Anlagen waren, mit den zugehörigen Massen- und Energieströmen beschrieben. Darüber hinaus werden technische Optionen zur Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung charakterisiert, so dass schließlich folgende Informationen gewonnen werden:

- Allgemeine Informationen zur Anlage/zum Prozess
- Emissionen in die Luft
- Wasserseitige Emissionen
- Abfall
- Verbrauch an Einsatzstoffen und Energie
- Sonstige Daten wie Angaben über Abwärme, eventuell Kostenangaben zu eingesetzten Maßnahmen.

Zur Dokumentation werden Verfahrensfließbilder verwendet (vgl. Bild 4-3 und Bild 4-5). Fließbilder werden zur Darstellung der Prozessführung in Anlagen oder Anlagenteilen verwendet, um das Zusammenwirken verschiedener Anlagenteile bzw. Apparate und Maschinen zum Erreichen des angestrebten Prozessziels zu visualisieren. Je nach Abstraktionsgrad und Informationsgehalt werden Grundfließbilder, Verfahrensfließbilder und Rohrleitungs- und Instrumentenfließbilder (RI-Fließbild) unterschieden (Ullrich 1983; Ullrich 1996). Soweit solche Fließbilder in Betrieben vorhanden sind, können sie für die BVT-Bestimmung genutzt werden. Allerdings sind detaillierte Informationen aus Geheimhaltungsinteressen nicht zur Veröffentlichung bestimmt.

Umweltbelastungen, die in Vorketten der betrachteten Produktionsprozesse auftreten, wie beispielsweise bei der Produktion von Lacken und Klebstoffen, oder während der Gebrauchsphase und Entsorgung der Produkte, können auf Grund der Komplexität der hergestellten Produkte und Prozesse i.a. nicht betrachtet werden. Nur in Bereichen, in denen es zwischen eingesetzten Verfahren zu bedeutenden Unterschieden in Bezug auf Umweltbelastungen außerhalb der untersuchten Anlagen kommt, wird auf diese entscheidungsrelevanten vor- und nachgelagerten Prozesse eingegangen. Prozessbeschreibungen allgemeiner Verfahren, die in vielen Bereichen der Lack- und Klebstoffanwendung eingesetzt werden, werden zusammenfassend beschrieben, wie z.B.

- Möglichkeiten zur Energieeinsparung bei der Lackverarbeitung
- Vorbehandlungsverfahren
- Lackauftragsverfahren
- Trocknungsverfahren
- Prozessnachgeschaltete Maßnahmen zur Verminderung von flüchtigen organischen Verbindungen (Abgasreinigungsverfahren)

Durch die Unterstützung des Forschungsvorhabens durch Industrie, Verbände und Behörden wurde sichergestellt, dass ein realistisches Bild der deutschen Anlagen an das EIPPCB Sevilla übermittelt wird.

4.2.1 BVT-Kandidaten in Industriebereichen der Klebstoffanwendung

Die industriellen Anwendungen der Klebetechnik hat in den letzten Jahren stark zugenommen, da sich in diesem Bereich ein technologischer Wandel ergeben hat. Während eine Verbindung

verschiedener Leichtbauwerkstoffe, wie z.B. im Fahrzeugbau, durch die klassischen Fügeverfahren oft nicht realisierbar ist, werden bestimmte Materialkombinationen erstmals durch die Klebetechnik möglich. Im Gegensatz zu Schweißverbindungen wird beim Kleben die Materialfestigkeit an der Fügestelle nicht durch Gefügeveränderungen verringert (Habenicht 1997; Picker/Van Halteren 2000; Westkämper/Warnecke 2002; Chaudhury 2002; Pocius 2002). Die Klebeverbindung ermöglicht zudem einen homogenen Kraftfluss und damit ein gutes Festigkeitsverhalten auch bei geringen Material-Wandstärken. Die Verbindung von Werkstücken über Klebstoffe hat im Vergleich zu anderen Verbindungsverfahren folgende Vorteile:

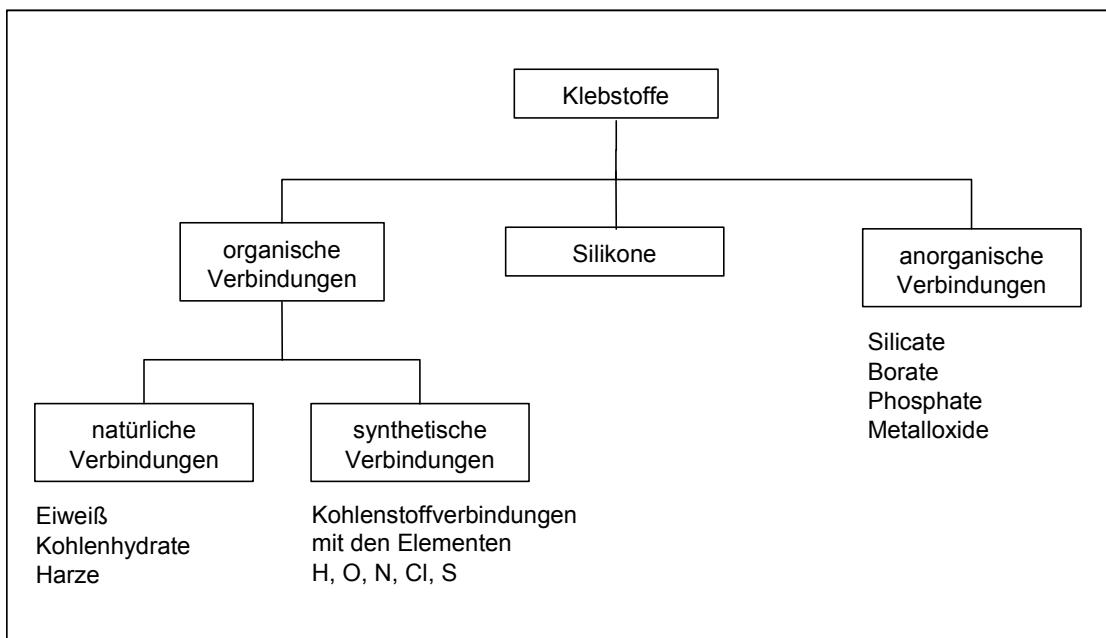
- Verschiedene Werkstücke können verbunden werden, die über klassische Fügeverfahren (z.B. Schweißen) nicht zu verbinden sind.
- Die spezifischen Werkstoffeigenschaften der zu verbindenden Werkstücke bleiben erhalten.
- Klebstoffe ermöglichen neuartige Konstruktionen unter Integration wichtiger Funktionen (z.B. elektrisch leitfähige Klebstoffe).
- Durch Anwendung von Klebstoffen lassen sich optisch einwandfreie Oberflächen der gefügten Werkstücke erhalten.

Gegenüber traditionellen Fügetechniken wie Schweißen fehlen jedoch verlässliche Methoden zur Prozesssicherung und zerstörungsfreien Qualitätsprüfung. Ferner unterliegen Klebstoffe wie jedes organische Material einer Alterung. Zudem müssen der Klebstoff und die Oberflächenvorbehandlung auf die zu verbindenden Werkstoffe und die zu erwartenden Beanspruchungen (z.B. Festigkeiten oder Temperaturen) abgestimmt werden.

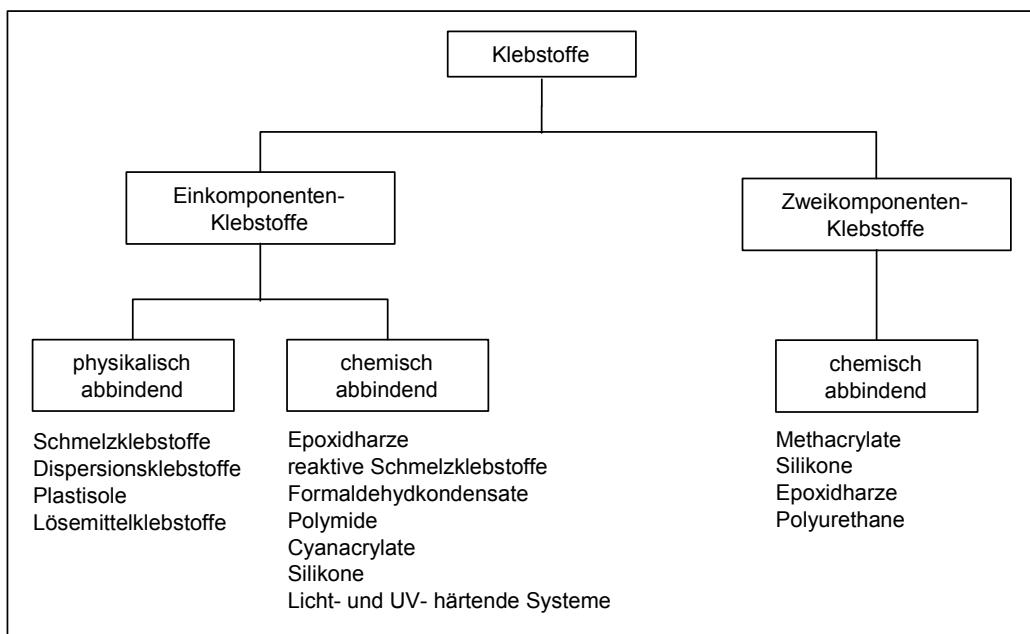
In den technischen Anwendungen werden Klebstoffe neben dem Fügen von Bauteilen auch als Dichtstoffe verwendet. Dichtstoffe stellen eine Verbindung zwischen den Werkstückoberflächen her (Stachowiak/Heine 1998).³⁸ In den technologischen Anwendungen ist eine eindeutige Zuordnung zum Anwendungszweck oft nicht möglich, da die eingesetzten Formulierungen sowohl die Bauteile verbinden (fügen) als auch gegen äußere Einflüsse abdichten sollen.

Aufgrund der starken Substitution lösemittelhaltiger Klebstoffe und in geringem Umfang durch Abwanderung von Unternehmen in Niedriglohnländer produzieren in Deutschland heute jedoch nur noch wenige Industrieanlagen mit einer Lösemittelverbrauchskapazität von mehr als 150 kg/h oder 200 t/a. In Deutschland fallen Anlagen zur Herstellung von Klebebändern, Bussen und Verbundfolien in den Geltungsbereich der IVU-Richtlinie für die industrielle Klebstoffanwendung, da sie die genannten Mengenschwellen überschreiten. Die jährliche Produktion an Klebstoffen in Deutschland im Jahr 2003 betrug 645.000 t, dies entspricht einem Wert von 1.180 Mio. €. 1999 wurden in Deutschland 509.000 t Klebstoffe und 123.000 t Dichtstoffe hergestellt. 1995 waren es im Vergleich erst 340.000 t Klebstoffe (Hessland 1997; Industrieverband Klebstoffe e.V. 2000; Industrieverband der Klebstoffe e.V. 2000). Ca. 25.000 verschiedene Klebstoff-Produkte werden in Deutschland eingesetzt, während weltweit rund 250.000 verschiedene Klebstoffe produziert werden. Eine einheitliche und detaillierte Einteilung der Klebstoffe ist aufgrund der großen Vielfalt der Verbindungen nicht möglich (Habenicht 1997). Klebstoffe werden daher im allgemeinen nach der chemischen Basis (Bild 4-1) oder dem Abbindemechanismus (Bild 4-2) eingeteilt (Stachowiak/Heine 1998).

³⁸ Nach DIN 16920 ist ein **Klebstoff** ein nichtmetallischer Stoff, der Fügeteile durch Flächenhaftung und innere Festigkeit verbinden kann. Die Verbindung kommt in Folge von Kohäsions- und Adhäsionskräften zustande. Ein **Dichtstoff** ist nach DIN 52460 ein nichtmetallischer Werkstoff, der Spalten (Fugen, Hohlräume) zwischen Körpern durch Stoffschluss und volumenüberbrückende Eigenschaften gas- und flüssigkeitsdicht ausfüllt, ohne dass sich die Gefüge der Körper wesentlich verändern.

**Bild 4-1: Einteilung der Klebstoffe nach der chemischen Basis**

Quelle: (Endlich 1995)

**Bild 4-2: Einteilung der Klebstoffe nach dem Abbindemechanismus**

Quelle: (Endlich 1995)

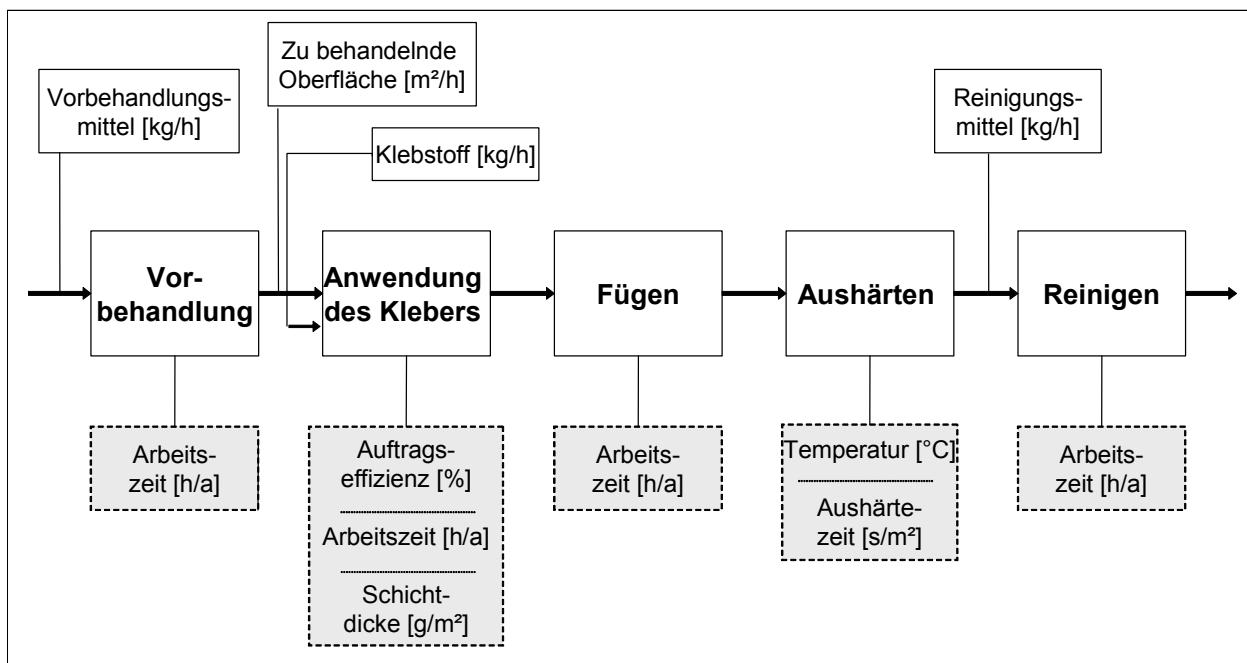


Bild 4-3: Grundfließbild für die Klebstoffapplikation mit den kostenrelevanten Prozessparametern

Bild 4-3 zeigt ein Grundfließbild für die Klebstoffapplikation mit den kostenrelevanten Prozessparametern. Die Auswahl des Klebstoffsystems richtet sich nach seiner technischen Anwendung. Die Bestimmung einer einheitlichen BVT hinsichtlich der Einsatzprodukte für die Herstellung sämtlicher Produkte des Sektors ist daher nicht möglich, sondern muss sich an den geforderten Eigenschaften der Produkte orientieren, wie Tabelle 4-2 exemplarisch für die Herstellung von Klebebändern zeigt:

- Schmelzklebstoffsysteme und Dispersionen für das untere Leistungsspektrum von Verpackungs-, Abklebe- und doppelseitigen Klebebändern.
- UV-vernetzende Systeme bis zum unteren Leistungsspektrum lösemittelbasierter Klebstoffe bei Transfer-, Verpackungs- und Abdeckklebebändern.
- Lösemittelbasierte Klebmassen für stark beanspruchte Klebebandanwendungen. Bisher sind keine lösemittelfreien Klebmassen mit gleichwertigen Eigenschaften verfügbar, so dass im oberen Qualitätssegment derzeit keine Alternative zu lösemittelbasierten Klebstoffen besteht. Adsorptionsanlagen und Inertgastrockner mit nachgeschalteter Kondensation werden eingesetzt, um die Emissionen zu reduzieren und die Lösemittel wiederzuverwerten. Mit diesen Sekundärmaßnahmen können die in der 31. BlmschV festgelegten Grenzwerte eingehalten werden.

Für die Klebebandherstellung und die Herstellung von Verbundfolien sind noch nicht für alle Anwendungen lösemittelfreie oder lösemittelarme Produkte mit ausreichenden technologischen Eigenschaften verfügbar, so dass hier die entstehenden VOC-Emissionen durch nachgeschaltete Abgasreinigungstechniken, wie Adsorptionsanlagen oder die thermische Nachverbrennung, gemindert werden.

Tabelle 4-2: Anwendungen von Haftklebstoffen für Klebebänder

Einsatzbereich der Klebebänder	Anwendung	Haftklebstoff
Verpackung	Haftetiketten, Verpackungsklebebänder	SIS-Blockpolymere als Schmelzklebstoff, <i>lösemittelbasierte Naturkautschukklebstoffe (SB)</i> , wasserbasierte Acrylatdispersionen
Papierindustrie	Spleißen von Papierrollen, Übertragungsklebebänder	Wasserlösliche Polyacrylate
Automobilindustrie	Transferklebebänder für Zier- und Flankenschutzleisten, Dämmmatte, Montagehilfen für Radkasten- und Schwellerblenden, Klebebänder für das Wickeln von Kabelbäumen	<i>Lösemittelbasierte Naturkautschukklebstoffe, Acrylsäureester und Acrylate</i>
Bauindustrie	Schaumstoffklebebänder zur Dichtung von Fenstern, zum Abdichten von Bau- und Dehnungsfugen, Teppichbodenklebebänder etc.	<i>Acrylatklebstoffe, auf Basis von Lösemitteln oder als wässrige Dispersion</i>
Medizin	Medizinische Tapes, Heftpflaster	<i>Reinacrylate, Polyacrylate</i>
Möbelindustrie	Transferklebebänder für Spiegel etc.	<i>Acrylatklebstoffe, lösemittelhaltig oder wässrig</i>

Lösemittelhaltige Klebstoffe sind **kursiv fett** hervorgehoben

4.2.2 BVT-Kandidaten in Industriebereichen der Lackanwendung

In der industriellen Lackanwendung werden die Mengenschwellen bei der Serienlackierung von PKW, Bussen, Flugzeugen, Kunststoffteilen, Metallwerkstücken, Emballagen und Bandbeschichtungserzeugnissen in Deutschland überschritten. In den letzten Jahren nahm der Verbrauch von lösemittelfreien und –armen Lacksystemen (Pulver-, Wasser-, High-Solid- und strahlenhärtende Lacksysteme) zu, während die Nachfrage nach lösemittelhaltigen Lacksystemen rückläufig ist. Tendenziell sind zudem in allen Bereichen insgesamt geringere Lackverbräuche zu verzeichnen (vgl. Tabelle 4-3). Dies ist u.a. auf die reduzierte Schichtdicken und auf optimierte Lackauftragsverfahren zurückzuführen. In einzelnen Sektoren werden nach wie vor größere Mengen an lösemittelhaltigen Lacksystemen verarbeitet, wie beispielsweise in der Bandbeschichtung („Coil Coating“) oder bei der Lackierung von Nutzfahrzeugen, die nachgeschaltete Abluftreinigungsverfahren zur wirksamen Emissionsminderung einsetzen.

Tabelle 4-3: Übersicht über den Verbrauch an Farben und Lacken in Deutschland

Anwendungsbereich	Verbrauch an Farben und Lacken			Prozentuale Veränderung 1999-2003
	1999 [t]	Marktanteil	2003 [t]	
Baubereich ¹⁾	1.210.000	69 %	1.010.000	-20%
Möbel- und Holzindustrie	80.400	5 %	64.000	-26%
Automobilserienlackierung	89.000	5 %	85.000	-5%
Autoreparaturlackierung ²⁾	33.700	2 %	27.000	-25%
Korrosionsschutz	48.500	3 %	44.000	-10%
Übrige:	267.640	16 %	240.000	-12%
Maschinenbau	43.400	3 %		
Elektroindustrie	35.600	2 %		
Blechemballagen	34.900	2 %		
Metallerzeugnisse	30.800	2 %		
Bandbeschichtung	20.500	1 %		
Sonstige Anwendungen ³⁾	102.440	6 %		

¹⁾ Der Baubereich zählt nicht zu den stationären Anlagen und fällt nicht unter die IVU-Richtlinie.

²⁾ Die Autoreparaturlackierung ist aufgrund der geringen Lackmengen nicht IVU-relevant.

³⁾ inkl. Bauelemente, Autozubehör (Metalllackierung), Kunststoff, Papier/Folie, Schiffslackierung, Straßenmarkierung, etc.

Quelle: (CHEM Research GmbH 2000), Verband der deutschen Lackindustrie e.V.

Die Anforderungen an die Oberflächenbeschichtung unterscheiden sich in den einzelnen Produktionsbereichen stark. Während z.B. bei der Schiffslackierung die Beschichtung vorwiegend dem Korrosionsschutz dient, stehen bei der Automobilserienlackierung zusätzlich die optischen Eigenschaften im Vordergrund. Tabelle 4-4 und Bild 4-4 illustrieren die unterschiedlichen Anforderungen an Beschichtungen.

Tabelle 4-4: Anforderungen von Lackierprozessen nach Anwendungsbereich

	Anforderungen groß/hoch	geringer
Technologische Anforderungen an den Lack	Schiffslackierung mit Langzeit-Korrosionsschutz	Möbel und Geräte für den Innengebrauch
Optische Ansprüche an die Oberfläche	Automobile	(Land-)Maschinen
Größe des Werkstückes	Schiffe, Flugzeuge	Getränkedosen, Regalteile
Geometrische Form des Substrats	Hohlteile: Autos, Rohre	Möbeltüren
Spezielle Anforderungen, z. B. an elektrische Leitfähigkeit der Beschichtung	Leitlacke auf Kunststoffgehäusen, isolierende Drahtlacke	Andere Gebrauchslacke, z.B. biozide Wirkung bei Schiffslacken

Quelle: (Brock et al. 1998)

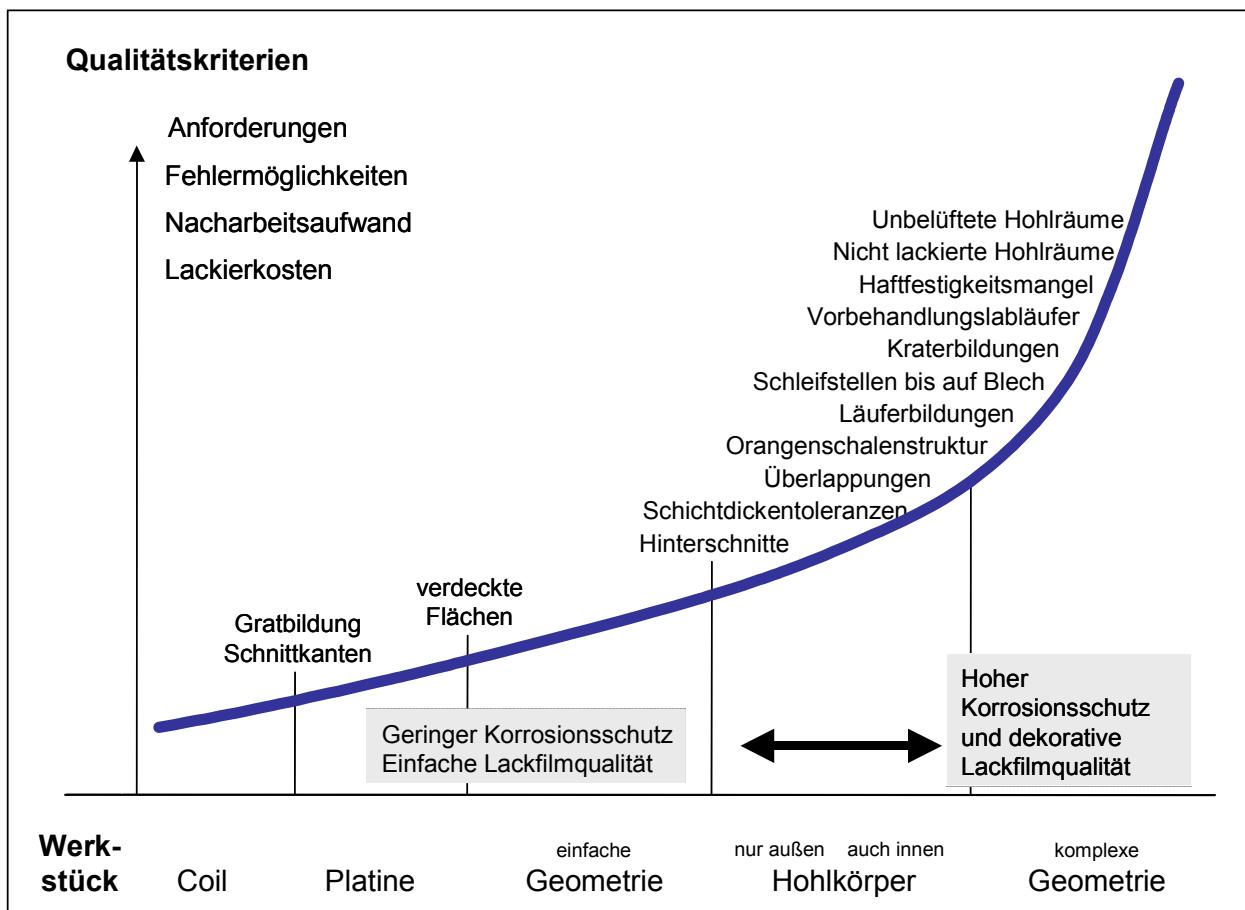


Bild 4-4: Abhängigkeit von Produktgeometrie und Qualitätskriterien

Quelle: nach (Grupp/Hoffmann 1999)

4.2.2.1 Lacksysteme

Zunächst dient eine Vorbehandlung der Herstellung einer definierten Oberfläche für den nachfolgenden Lackaufbau. Dazu werden im allgemeinen Reinigungs- und Entfettungsverfahren angewendet, sowie teilweise durch Phosphatieren und Passivieren eine Konversionsschicht erzeugt. Die eigentliche Lackierung besteht aus einer, meist aber aus mehreren Lackschichten, denen spezielle Aufgaben zukommen. Lackmaterialien bestehen aus flüchtigen und nichtflüchtigen Bestandteilen (Tabelle 4-5). Der nichtflüchtige Anteil verbleibt nach der Applikation und Härtung oder Trocknung auf dem zu beschichtenden Substrat zurück (Culik 2000; Ondratscheck 2002).

Lösemittelhaltige Lacksysteme

Lösemittelhaltige, konventionelle Lacke bestehen aus ca. 30 – 80 Gew. % organischen Lösemitteln, die der Regulierung der Viskosität beim Verarbeiten und der Filmbildung dienen. Die Art der Lösemittel richtet sich v.a. nach den verwendeten Lack-Bindemitteln. Nach der Art der Filmbildung werden die Lacke in Polykondensationslacke (z.B. Phenol / Harnstoff / Melaminharzlacke), Polymerisationslacke (z.B. Polyester-, Acrylharz-, Alkydharzlacke), und Polyadditionslacke (z.B. Epoxid- Polyurethanlacke) eingeteilt.

Festkörperreiche Lacksysteme, sog. High-Solids sind eine Weiterentwicklung der konventionellen lösemittelhaltigen Lack- und Beschichtungssysteme mit einem Feststoffgehalt von mehr als

65 %. Die Bindemittel basieren v.a. auf Epoxiden oder 2K-Polyurethanen³⁹. Für den Korrosionsschutz, den Landmaschinen- und Haushaltsgerätebereich werden vorwiegend High Solid Systeme auf Acryl- und Polyester-Isocyanat-Basis verwendet. Für die Zukunft wird die Entwicklung von High Solids mit einem Festkörperanteil von 98 bis 100 % erwartet. Dafür müssen allerdings andere Lackauftragssysteme, wie z.B. Heißspritzverfahren, entwickelt und eingesetzt werden.

Tabelle 4-5: Bestandteile von Flüssiglacken

Flüchtige Bestandteile	<p>Lösemittel sollen die Lackbestandteile lösen oder dispergieren und so in eine für die Verarbeitung notwendige Form bringen. Über eine Zugabe von Lösemitteln kann das Material an die Applikationsbedingungen angepasst werden. Die Lösemittel verdunsten bei der Applikation und während des Trocknungsvorganges. Als Lösemittel kommen hauptsächlich Gemische aus Kohlenwasserstoffen (Xylol, Toulol, Siedegrenzbenzine), Alkoholen, Ester und Ketonen zum Einsatz. Bei wasserverdünnbaren Lacksystemen ist Wasser das Hauptlösemittel.</p> <p>Spaltprodukte, die z.T. auch VOC darstellen, werden bei der Vernetzung der Bindemittelkomponenten und in Folge thermischer Belastung des Lackmaterials beim Trocknungsvorgang freigesetzt. Spaltprodukte sind v.a. Alkohole, Wasser und Formaldehyd. Aufgrund der vielfältigen Lackrezepturen kann eine Quantifizierung der Spaltprodukte nicht vorgenommen werden.</p>
Nicht-flüchtige Bestandteile	<p>Pigmente sind organische und anorganische Substanzen, die dem Lack den Farnton geben.</p>
	<p>Füllstoffe sind organische und anorganische Substanzen, die vor allem die mechanischen Eigenschaften des Lackfilms (Härte, Haftung, Biegsamkeit usw.) beeinflussen.</p>
	<p>Bindemittel ermöglichen die Filmbildung des applizierten Lacks.</p>
	<p>Hilfsstoffe werden in geringer Menge (bis ca. 2 %) dem Lackmaterial zugegeben, um bestimmte Eigenschaften wie z. B. den Lackverlauf zu beeinflussen.</p>

Wasserverdünnbare Lacksysteme

Wasserverdünnbare Lacke enthalten wasserlösliche oder in Wasser dispergierbare Bindemittel. Zum Einsatz kommen v.a. Alkyde, Polyester, Acrylate, Melamin- und Epoxidharze. Die Produkte enthalten oftmals auch ca. 3 – 18 Gew. % organische Lösemittel als Lösungsvermittler und zur Verbesserung der Verlaufseigenschaften. Zur Stabilisierung bei der Lagerung enthalten wasserverdünnbare Lacke oftmals Biozide. Bei der Anwendung von Wasserlacken treten einige Besonderheiten auf:

- Aufgrund der **geringeren Brennbarkeit** sind normalerweise geringere Aufwendungen für den Brandschutz bei Applikation, Trocknung und v.a. bei Lagerung notwendig.
- Wasser hat im Vergleich zu organischen Lösemitteln eine höhere **Verdunstungsenthalpie**. Daher muss zur Trocknung dieser Lacksysteme (bei gleicher Schichtdicke) oftmals mehr Energie als bei konventionellen Lacken aufgewendet werden, um vergleichbare Trocknungsgeschwindigkeiten zu erreichen.
- In Folge der **korrosiven** Eigenschaften des Wassers müssen Leitungen der Applikationseinrichtungen in Kunststoff oder Edelstahl ausgeführt sein.
- Die Trocknung des Lackfilms hängt von der umgebenden **Luftfeuchtigkeit** ab. Daher ist die Applikation der Lacke nur unter günstigen oder definierten Luftfeuchtigkeitsbedingungen möglich.

Wasserverdünnbare Lacksysteme befinden sich seit einigen Jahrzehnten auf dem Markt, und durch die fortschreitende Entwicklung der Lacke erweitert sich ihr Anwendungsbereich ständig. Eine Verbesserung fand vor allem beim Korrosionsschutz und bei der Außenbeständigkeit statt.

³⁹ 2-komponentig

Der Vorteil von Lacksystemen auf Wasserbasis beruht auf den verringerten VOC-Emissionen sowie der Möglichkeiten zum Recycling in einigen Anwendungen, z.B. durch Ultrafiltration oder andere, mechanische Recyclingverfahren.

Strahlenhärtende Lacksysteme

Strahlenhärtende Lacksysteme enthalten nur geringe Mengen (ca. 2 - 5 Gew.-%) organische Lösemittel oder sind 100 % Festkörpersysteme. In Sonderfällen werden auch Lacke mit bis zu 65 Gew.-% organischen Lösemitteln angewendet. Strahlenhärtende Lacksysteme bestehen aus reaktiven Harzen (z.B. Epoxyd, Acrylate), Monomeren oder Oligomeren und einem Photoinitiator. Grundsätzlich werden drei Härtungstechnologien angewandt: **Infrarothärtung, UV-Härtung und Elektronenstrahlenhärtung**. Bei strahlenhärtenden Lacken führt eine Bestrahlung durch Adsorption der Strahlung an oder in der Lackschicht und evtl. dem Grundmaterial durch die damit verbundene Erwärmung zur Härtung oder es wird eine chemische Vernetzungsreaktion ausgelöst.

Pulverlacke

Pulverlacke sind lösemittelfreie, feste Beschichtungsmaterialien, die bei der Applikation weder Lösemittelemissionen noch Abwasser erzeugen. Bindemittel der Pulverlacke sind Polyester oder Epoxide. In den meisten Anwendungen kann der Overspray aufgefangen und wiederverwertet werden. Durch die Erwärmung bei der Trocknung verschmilzt das Material zu einem Lackfilm. Derzeit werden Pulverlacke vorwiegend im elektrostatischen Spritzverfahren auf die Substrate (hauptsächlich Metall-, aber auch Glasuntergründe) appliziert. Die Gründe für die zunehmende Bedeutung von Pulverlacken liegen u.a. in der Wirtschaftlichkeit durch die Rückgewinnungs- und Wiederverwendungsmöglichkeit, der leicht automatisierbaren Applikation und der vollständigen Lösemittelvermeidung. Die zukünftige Entwicklung zielt auf Niedertemperaturpulversysteme. Mit hoher Wahrscheinlichkeit wird die Holz- und Möbelindustrie ein wichtiger Verarbeiter von Pulverlacken werden. Auch UV- und NIR⁴⁰-härtende Pulversysteme finden zunehmend Anwendung.

4.2.2.2 BVT-Kandidaten in ausgewählten Sektoren

Um die Bandbreite der BVT-Kandidaten für die Oberflächenbehandlung zu verdeutlichen, werden im Folgenden für ausgewählte Bereiche die BVT-Kandidaten kurz vorgestellt.

Automobilserienlackierung

Die Serienlackierung von PKW kann in die Arbeitsschritte Vorbehandlung, Kathodische Tauchlackierung, Unterbodenschutz und Auftrag von Füller, Basislack und ggf. Klarlack unterteilt werden (Bild 4-5). Sowohl lakspezifische Techniken als auch verfahrensspezifische Techniken stehen zur Auswahl, mit denen Emissionswerte von 10 - 35 g VOC pro m² lackierter Oberfläche erreicht werden. Der Einsatz wasserbasierter, bleifreier Elektrotauchlacke gilt auf Grund der geringen Lösemittelgehalte und der hohen Materialausnutzung, zusammen mit der Chrom-IV freien Passivierung, als etablierte beste verfügbare Technik. Tabelle 4-6 zeigt die fortschrittlichsten Lackierprozesse (Lackierkonzepte A – D), die derzeit in der PKW-Serienlackierung für den Auftrag von Füller, Basislack und Klarlack angewendet werden. Darüber hinaus werden folgende verfahrensspezifische Techniken als beste verfügbare Techniken angesehen:

- Lackauftrag mit einem hohen Anteil an elektrostatischer Applikation
- Reduzierung von Farbwechselverlusten (Molchtechnik)

⁴⁰ NIR: Nahes Infrarot

- Optimierung von Schichtdickenprofilen
- Chrom(VI)-freie Passivierung
- Badpflegemaßnahmen durch Ultrafiltration bei der Entfettung und KTL der Rohkarossen
- Einsatz von Ionenaustauschern bei der Phosphatierung und Passivierung

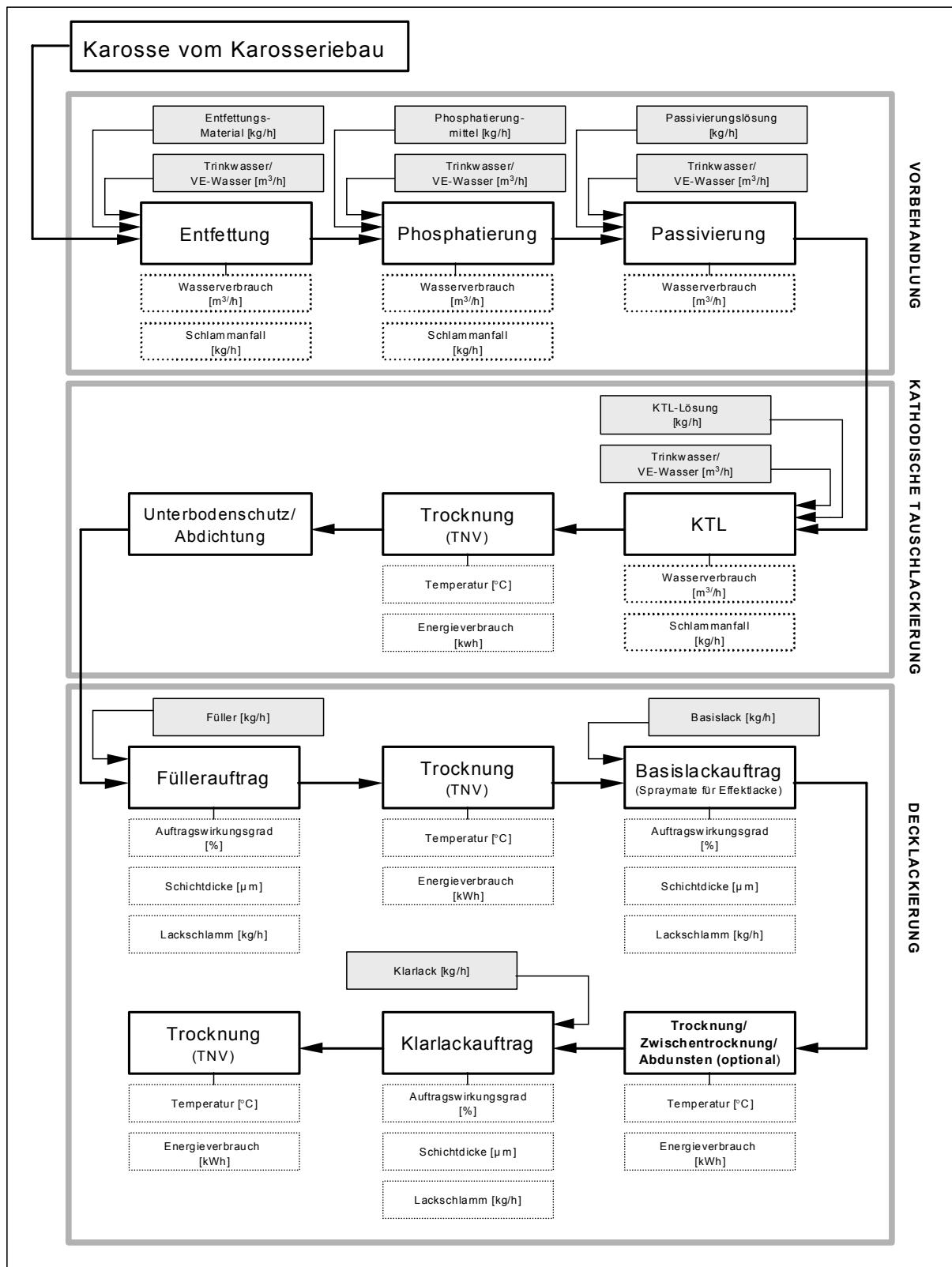


Bild 4-5: Fließbild der Serienlackierung von PKW

Tabelle 4-6: Beste verfügbare Techniken für die PKW-Serienlackierung in Deutschland

Lackierkonzept	Füller	Basislack	Klarlack	Anmerkungen
A	wasserbasiert	wasserbasiert	lösemittelarm bzw. wasserbasiert	Durch geeignete Verfahren ist ein Recycling des Oversprays möglich.
B	./.	wasserbasiert	Pulver-Slurry-Lack ⁴¹	Durch die Nass-in-Nass-Lackierung von Basislack und Pulverslurry entfällt eine energieaufwendige Zwischentrocknung.
C	Lösemittelhaltig oder wasserbasiert	wasserbasiert	Pulverlack	Die Applikation von Pulverklarlack führt zu Energieeinsparung von mehr als 10 % im Vergleich zum konventionellen 2K-Klarlack. Weder VOC-Emissionen noch Abwasser entstehen. Der Overspray kann recycelt werden.
D	wasserbasiert	wasserbasiert	lösemittelhaltig	

Lackierung von Bussen

Der Lackierprozess von Bussen unterscheidet sich von der PKW-Serienlackierung durch den geringeren Grad der Automatisierung und das Fehlen einer festen Farbpalette, da überwiegend nach Kundenwunsch lackiert wird. Die Unternehmen müssen daher mehrere tausend Decklackfarbtöne vorhalten bzw. rezepturmäßig bevorraten. Es werden überwiegend lösemittelhaltige Lacke verarbeitet. Eine kostengünstige Lackierung kann dabei vor allem durch manuelle Lackierung erzielt werden. Tabelle 4-7 enthält eine Übersicht der besten verfügbaren Techniken. Durch deren Anwendung lassen sich VOC-Emissionswerte von weniger als 225 g pro m² lackierter Oberfläche erreichen.

Tabelle 4-7: Beste verfügbare Techniken für die Lackierung von Bussen

Bereich	Beste verfügbare Techniken / Verfahren
Grundierung	KTL mit wasserverdünnbarem, bleifreiem Tauchlack,
Nahtabdichtung	Wasserbasierte Nahtabdichtung
Decklack	Lösemittelhaltige Decklacksysteme, Auftrag mit elektrostatischer Unterstützung, thermische Abluftreinigung der Abluftströme aus Spritzkabinen und Trocknern
Achslackierung	Wasserverdünnbare Lacke
Körperschalldämmung	Lösemittelfreies Schallschutzmaterial auf Polyurethanbasis

Schiffslackierung

Bei der Lackierung von Handelsschiffen stehen Korrosionsschutz und Haftungseigenschaften der Beschichtung im Vordergrund. Auf den Unterwasserbereich werden Anti-Fouling-Lacke appliziert, die ein Festsetzen von Organismen an der Oberfläche verhindern sollen. Für die Bestimmung von BVT muss zwischen Neubau und Instandhaltung unterschieden werden. Während beim Schiffsneubau einzelne Teile oder Rumpfsegmente oftmals in geschlossenen Hallen produziert und beschichtet werden, findet die Lackapplikation und Vorbehandlung bei der Instandhaltung in Schwimm- oder Trockendocks statt.

⁴¹ Pulver-Slurry-Lacke sind in Wasser dispergierte Pulverlacke.

Tabelle 4-8: Beste verfügbare Techniken für die Schiffslackierung

Neubau	Instandhaltung
<ul style="list-style-type: none"> Lackapplikation mit einem hohen Anteil an Elektrostatik-Air-Mix-Verfahren. Geschlossene Beschichtungsanlagen für große Schiffssektionen im Schiffsneubau mit Absaugung der Abluft und Reinigung über filternde Staubabscheider, Abgasbehandlung über Adsorptionsanlagen und thermischer Verwertung der rückgewonnenen Lösemittel und Wiederverwertung der Strahlmittel. Es werden VOC-Emissionen von 23 mg/m³ im Reingas erreicht. Verwendung von TBT-freien Antifouling-Anstrichen wie Silikonbeschichtungen oder Beschichtungen mit Microfaser-Lacken oder anderen biozidfreien Verfahren in Neubau und Reparatur. Die Auswahl richtet sich nach den Einsatzbedingungen des Schiffs. Verwendung von Mehrweg-Farbgroßemballagen für die Standardanstrichsysteme in Neubau und Reparatur. 	<ul style="list-style-type: none"> Druckwasserstrahlen zur Entlackung mit Abwasserreinigung der Dockabwässer und Wiederverwendung des Wassers. Das Airless-Verfahren ist eine etablierte Technik für die Applikation auf gewölbten und nicht senkrechten Flächen im Dock. Für gerade, senkrechte Flächen ist der Einsatz von mobilen Applikationseinrichtungen mit Oversprayabsaugung die emissionsärmste Technik. Spannen von Netzen zur Oversprayabscheidung an den Dockenden.

Bandbeschichtung (Coil Coating)

Bei der Beschichtung von Stahl- oder Aluminiumbändern und -blechen sind der Korrosionsschutz und die optische Oberflächenqualität von vorrangiger Bedeutung. Die Coil-Coating-Industrie ist gekennzeichnet einerseits durch große Konzerne mit integrierten Anlagen und meist eigener Weiterverarbeitung (insbesondere in der Stahlindustrie), andererseits durch mittelständische Industriebetriebe mit vergleichsweise kleineren, langsameren Anlagen und oft spezialisiertem Produktangebot. In der Vorbehandlung ist der Einsatz des abwasserfreien no-rinse Verfahrens etabliert. Bei der Beschichtung gilt die Verwendung von konventionellen lösemittelhaltigen Lacksystemen in Kombination mit einer nachgeschalteten thermischen Nachverbrennung mit einer Gesamtemission von 3 % VOC bezogen auf die eingesetzten Lösemittel und einem Emissionswert im Reingas der TNV von 20 mg C/m³ als beste verfügbare Technik. Große Anlagen setzen Pulverlacke ein.

Holz- und Möbellackierung

Holz ist ein natürlicher Rohstoff mit unregelmäßigen Eigenschaften bezüglich der Oberflächenstruktur (Wuchsunregelmäßigkeiten, Anisotropie⁴²), der Inhaltsstoffe (Harze, Wachse, Wasser) und des elektrischen Oberflächenwiderstands. Farbe, Struktur und Porenbild des Holzes sind Eigenschaften, die ggf. durch den Lackiervorgang erhalten bzw. in ihrer Wirkung verstärkt werden sollen. Zudem ist von Bedeutung, ob eine offenporige oder geschlossenporige Oberfläche erzeugt werden soll. Tabelle 4-9 zeigt die Auswahl an besten verfügbaren Techniken, aufgegliedert nach Produktionsbereichen der Holz- und Möbelindustrie.

⁴² Anisotropie bezeichnet die Richtungsabhängigkeit einer Eigenschaft u.a. in der Materialwissenschaft oder Kristallographie.

Tabelle 4-9: Beste verfügbare Techniken für den Sektor der Holz- und Möbellackierung

Produktionsbereich	Beste verfügbare Technik(en)
Spanplatten für Wohn- und Schlafzimmerschrankmöbel	Wasserverdünnbare Lacksysteme mit NIR-Trocknung und UV-härtende Lacksysteme für sämtliche Lackschichten
Stühle und Tische	Wasserverdünnbare Lacksysteme für die Grundierung und die Decklackierung mit elektrostatischer Spritzapplikation und Trocknung bei Raumtemperatur oder forcierte Trocknung
MDF-Platten	Pulverbeschichtung, elektrostatisches Spritzverfahren
	Wasserverdünnbare- und UV-härtenden Lacksysteme, Walzverfahren, Düsen- bzw. UV-Trocknung
	UV-härtender Pulverlack, Spritzverfahren
Fenster	Lacksysteme auf Wasserbasis, Fluten für die Holzimprägnierung und die Grundierung, elektrostatisches Spritzverfahren für die Decklackierung
Treppen (Massivholz, Holzwerkstoffe)	Lack auf Wasserbasis für die Grundierung und die Decklackierung
Küchenmöbel	Lacksysteme auf PUR- und Polyester-Basis
Ebene Flächen, Büromöbel, Parkett, Türen, Schlafzimmerschrankmöbel	Wasserverdünnbare Beize, Kombi-Beize PUR-Lacksysteme (Polyurethane), Walzverfahren, physikalische Trocknung UPE-Lacksysteme (Ungesättigter Polyesterlack), Walzverfahren, UV-härtend

4.2.3 Schlussfolgerungen aus dem Fallbeispiel

Die ausgewählten Beispiele aus dem nationalen Positionspapier zur Bestimmung der besten verfügbaren Techniken verdeutlichen die Schwierigkeiten bei der einheitlichen Bewertung von Emissionsminderungsmaßnahmen. Selbst in einem relativ kleinen, abgegrenzten Industriesektor ist eine allgemeine Technikbewertung nicht möglich. Vielmehr sind die Besonderheiten der herzustellenden Produkte hinsichtlich technologischer Anforderungen oder optischer Ansprüche zu beachten. Daher ist fallspezifisch abzuwegen, ob produktionsintegrierte Maßnahmen (wie die Substitution konventioneller durch lösemittelreduzierte Lacke und Klebstoffe) oder nachgeschaltete Emissionsminderungsmaßnahmen für einen bestimmten Produktionsprozess vorteilhafter sind.

Zur Darstellbarkeit der Prozesse ist kritisch anzumerken, dass zwar dank der Möglichkeiten der Informationstechnologie Prozessmodelle mit hohen Detaillierungsgraden entwickelt werden können. Dem stehen jedoch der Datenerhebungsaufwand und die Datenerhebbarkeit gegenüber. Zunächst ist nicht alles, was erhebbar ist, auch von erheblicher Bedeutung. Darüber hinaus ist auch festzustellen, dass relevante Parameter zur Beschreibung der Emissionen häufig nicht gemessen werden, oder neu entwickelte Messverfahren erst in wenigen Studien angewandt wurden. Oft sprechen betriebliche Geheimhaltungsinteressen gegen eine Herausgabe relevanter Prozessparameter, da mit deren Hilfe die Konkurrenz wichtiges Prozess-Know-How erfahren und für sich nutzen könnte. Die Herausforderung besteht folglich darin, die für die konkrete Fragestellung in der Technikbewertung aussagekräftigen Informationen herauszufiltern und für eine Entscheidungsfindung geeignet aufzubereiten.

4.3 Medienübergreifende Technikbewertung zur Identifikation der besten verfügbaren Techniken

Aufgrund der weit reichenden Bedeutung der besten verfügbaren Techniken in der europäischen Umweltpolitik für die Ableitung von Emissionsgrenzwerten und bei der Anlagengenehmigung wurden bereits bei Inkrafttreten der IVU-Richtlinie Forschungsarbeiten zur Entwicklung einer medienübergreifenden Bewertungsmethode initiiert (Rentz et al. 1998a; Geldermann 1999; Geldermann et

al. 1999b; Breedveld 2001). Wie bereits erwähnt, werden die BVT zuerst auf EU-Ebene bestimmt, bevor bei der konkreten Anwendung im Genehmigungsfall gegebenenfalls lokale Umweltgegebenheiten zusätzlich zur Bewertung herangezogen werden.

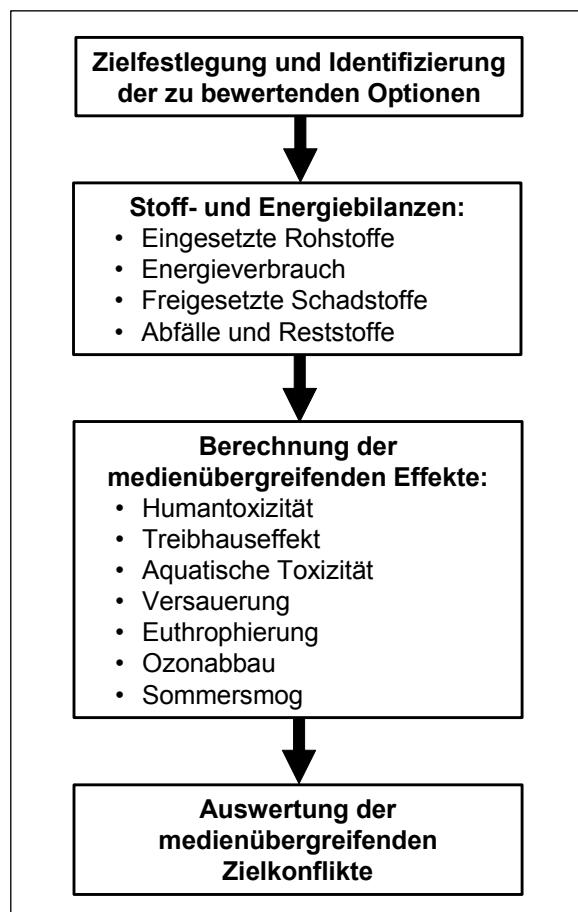


Bild 4-6: Aktueller Entwurf der “BREF on Economic and Cross-Media issues” zur medienübergreifenden Technikbewertung

Eine einheitliche, allgemein anerkannte Bewertungsmethode für die Auswahl von Besten Verfügbaren Techniken existiert bisher vor allem deswegen nicht, weil die zu untersuchenden Industrie-sektoren zu unterschiedlich sind, wie im Fallbeispiel 2 deutlich wurde. Erste Ansätze zu einer branchenübergreifenden Bewertungsmethodik (Bild 4-6) orientieren sich jedoch stark an den etablierten Wirkungskategorien der Ökobilanzierung (ISO 1997; Rustage 2003; TWG on Economic and cross media issues under IPPC 2003). Zusätzlich sind zur Bestimmung der BVT Investitionen und Betriebskosten einzubeziehen.

4.3.1 Identifizierung der zu bewertenden Optionen und Stoff- und Energiebilanz

Die medienübergreifende Technikbewertung wird auf BVT-Kandidaten angewendet, die in den nationalen BVT-Positionspapieren beschrieben sind. Die Nichteinhaltung EU-weit geltender Emissionsgrenzwerte kann als Ausschlusskriterium für eine untersuchte Technik angesehen werden und führt, falls keine Nachbesserung der Technik möglich ist, zu einer Einstufung als „Nicht-BVT“. Falls keine EU-weit geltenden Emissionsgrenzwerte vorliegen, könnten sich die TWGs auch auf die Anwendung anderer internationaler und nationaler Emissionsgrenzwerte einigen.

In der **Stoff- und Energiebilanz** werden für die BVT-Kandidaten die relevanten Einsatzmengen, Emissions- und Energiedaten ermittelt. Dabei wird im Allgemeinen von Stoff- und Energiebilanzen

ausgegangen, wie sie auch in der Verfahrenstechnik gewöhnlich verwendet werden, um einen Produktionsprozess oder eine Anlage zu beschreiben (Fitzer 1995; Schleef 1999). Diese "gate-to-gate"-Betrachtung (mit den „Werkstoren“ als Systemgrenze) umfasst nicht den gesamten Lebenszyklus eines herzustellenden Produktes „von der Wiege bis zur Bahre“ („cradle-to-grave“), wie in der Ökobilanzierung meist gefordert wird, da solche Erhebungen über die Möglichkeiten des Informationsaustauschs gemäß IVU-Richtlinie weit hinaus gehen würden. Schon allein die Datensammlung für alle von der IVU-Richtlinie betroffenen industriellen Sektoren ist aufwendig, wie das Fallbeispiel 2 für die Klebstoff- und Lackanwendung belegt. Kämen dazu noch Angaben über die potentiellen Umweltauswirkungen der Vorprodukte oder Schätzungen über die Gebrauchsphase der Produkte, müssten zu viele Annahmen mit sehr begrenzter Aussagekraft für die bezweckte Anlagenbewertung getroffen werden. Zudem ist anzumerken, dass viele der betroffenen Sektoren nicht direkt für den Endkunden produzieren, sondern für Unternehmen der nächsten Stufe der Wertschöpfungskette, wie z.B. die chemische Industrie oder Stahlerzeuger Vorprodukte für die Automobilindustrie herstellen (Schollenberger et al. 2004; Geldermann et al. 2004c), so dass kaum verlässliche Daten für die nachgelagerten Prozesse und die anschließende Gebrauchsphase ermittelt werden können.

Eine **Einschränkung** der Untersuchung auf die relevanten Emissionen und Einsatzmengen dient der Begrenzung des Datenerhebungsaufwands in folgenden Fällen:

- Ausklammern gleicher Systembereiche bei identischen Vor- und Nachketten der untersuchten Techniken (z.B. gleiche Art der Abwasserreinigung, Abluftreinigung),
- Ausklammern von ein- und austretenden Stoff- und Energieströmen, die für die zu vergleichenden Techniken gleich sind oder deren Stoffgemische sich nur geringfügig unterscheiden,
- Ausklammern von In- und Outputströmen von geringer mengenmäßiger oder ökologischer Relevanz.

In einigen Fällen kann eine **Erweiterung** des betrachteten Systems notwendig werden, um relevante Vorstufen oder nachgeschaltete Prozesse in der Bewertung angemessen zu berücksichtigen:

- bei signifikanten Unterschieden der betrachteten Techniken im Einsatz von Energieträgern (insbesondere Strom und Wärme),
- bei signifikanten Unterschieden im Einsatz von energie- und rohstoffintensiven Einsatzstoffen, und
- falls Abfälle auftreten, die sich hinsichtlich ihrer Weiterverarbeitung signifikant unterscheiden.

Diese Entscheidungen über Erweiterungen bzw. Einschränkungen der detaillierten Untersuchung sind im Expertenkreis zu treffen. Der Bilanzraum enthält dann neben dem zu untersuchenden Prozess (bzw. Technik oder Anlage) eine geringe Anzahl vor- bzw. nachgelagerter Prozesse, die sich zwischen den zu vergleichenden Techniken maßgeblich unterscheiden und eine signifikante Umweltrelevanz aufweisen. Diese Konzentration auf die entscheidungsrelevanten Stoff- und Energieströme findet sich auch in der "Streamlined LCA", bei der die Anzahl der Parameter auf einige grundlegende Indikatoren (z.B. Inputmaterialien) reduziert wird (Graedel 1998), oder der "Δ-LCA", bei der nur solche Prozessschritte verglichen werden, die unterschiedliche Umweltauswirkungen hervorrufen können (Leffland/Kaersgaard 1997).

Im Zusammenhang mit der Auswahl der Systemgrenzen (Raynolds et al. 2000) werden auch verschiedene Ansätze zur Allokation der Umweltauswirkungen in der wissenschaftlichen Diskussion der Ökobilanzierungsmethoden beschrieben (Azapagic/Clift 1999; Guinée et al. 2002). Unter Allokation wird die sachgerechte Zuordnung der potenziellen Umweltbelastungen zu den verursachenden Material- und Energieströmen der einzelnen Prozessschritte in einem multifunktionalem

System verstanden (vgl. auch Abschnitt 3.3.2) und tangiert damit die Kuppelproduktionsproblematik unmittelbar (vgl. Abschnitt 4.1). Eine allgemein gültige Lösung dieser Abgrenzungsproblematik scheint sich bislang jedoch nicht abzuzeichnen. Grundsätze zur Allokation von Stoffflüssen und Emissionen sind in der DIN ISO 14041 (*Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz*) für die Durchführung von Ökobilanzstudien festgeschrieben:

- Die Prozesse, die mit anderen Produktsystemen gemeinsam benutzt werden, sollen gekennzeichnet werden.
- Die Summe der durch Allokation zugeordneten Inputs und Outputs eines Moduls (d.h. Prozessabschnitts) muss gleich sein den Inputs und Outputs des Moduls vor der Allokation.
- Wenn mehrere alternative Allokationsverfahren zulässig erscheinen, muss eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden, um die Folgen des Abweichens vom ausgewählten Ansatz darzustellen.

4.3.2 Wirkungsabschätzung und Entscheidungsunterstützung

In der **Wirkungsabschätzung** werden die einzelnen Stoffe hinsichtlich ihrer potentiellen Umweltwirkungen klassifiziert und - soweit möglich - in Wirkungskategorien zusammengefasst, wie sie in der Ökobilanzierung verwendet werden (Heijungs et al. 1992; Guinée et al. 2002; Rustage 2003; TWG on Economic and cross media issues under IPPC 2003). Allerdings sind die tatsächlich ablaufenden Reaktionen und toxikologischen Zusammenhänge zu komplex für einfache (meist lineare) Wirkungsabschätzungs faktoren.⁴³ Trotz dieser fundamentalen Kritik wird die ökobilanzielle Wirkungsabschätzung als wertvolles Hilfsmittel für die Unterstützung von politischen Entscheidungen angesehen, weil sie eine Verdichtung der in der Sachbilanz enthaltenen Informationen ermöglicht (Guinée et al. 2002). So zeigt Bild 4-7 ein Beispiel für eine Wirkungsabschätzung, die für den medienübergreifenden Vergleich von lösemittelhaltiger und wasserbasierter Druckfarbe exemplarisch durchgeführt wurde, und deren Ergebnisse mit Europäischen Einwohnerdurchschnittswerten vergleichbar gemacht wurden. Aufgrund der noch nicht ausreichend erforschten Cross-Media Effekte gibt es allerdings derzeit keine wissenschaftliche Grundlage, die Wirkungskategorien weiter zu aggregieren, um eine eindeutige Rangfolge der untersuchten Techniken abzuleiten.⁴⁴

Daher soll eine **Entscheidungsunterstützung** durch aussagekräftige Datenaufbereitung eine Interpretation der medienübergreifenden Konflikte ermöglichen. Der Visualisierung dieser medienübergreifenden Konflikte kann in einem ersten Schritt eine Normierung dienen, indem die berechneten Wirkungspotenziale und entscheidungsrelevanten Stoff- und Energieströme, die nicht in Wirkungspotenziale umgerechnet werden können, mit den Mittelwerten der jeweiligen Kennzahlen verglichen werden. In der Ökobilanzierung wird hingegen ein Vergleich mit europäischen Emissionsdaten als Normalisierung bezeichnet, der eine Abschätzung der Mengenrelevanz der jeweiligen Wirkungskategorie zum Ziel hat (Lundie 1999; Seppälä 1999; Seppälä et al. 2002; Seppälä 2003). Allerdings fehlen oftmals aktuelle und für einen Vergleich geeignete europäische oder regio-

⁴³ Auf die Eignung der ökobilanziellen Wirkungskategorie „Oxidantienbildungspotenzial“ (POCP Photochemical Ozone Creation Potential) zur Bewertung von VOC-Emissionen wurde in Abschnitt 3.2.3.1. näher eingegangen.

⁴⁴ Bislang ist zudem anzumerken, dass die ökobilanziellen Wirkungskategorien nur begrenzt zu einer medienübergreifenden Bewertung beitragen. So umfassen die Wirkungskategorien Humantoxizität, Treibhauseffekt, Ozonzerstörung und Sommersmog (Photochemische Oxidantienbildung) luftgängige Emissionen, während die wassergängigen Emissionen in den Wirkungskategorien Aquatische Toxizität, Versauerung und Eutrophierung aggregiert werden.

nale Emissionsdaten. In solchen Fällen kann eine formale Methode zur Unterstützung von Mehrzielentscheidungen eine geeignete Grundlage für die abschließende BVT-Bestimmung in der Expertendiskussion bieten.⁴⁵

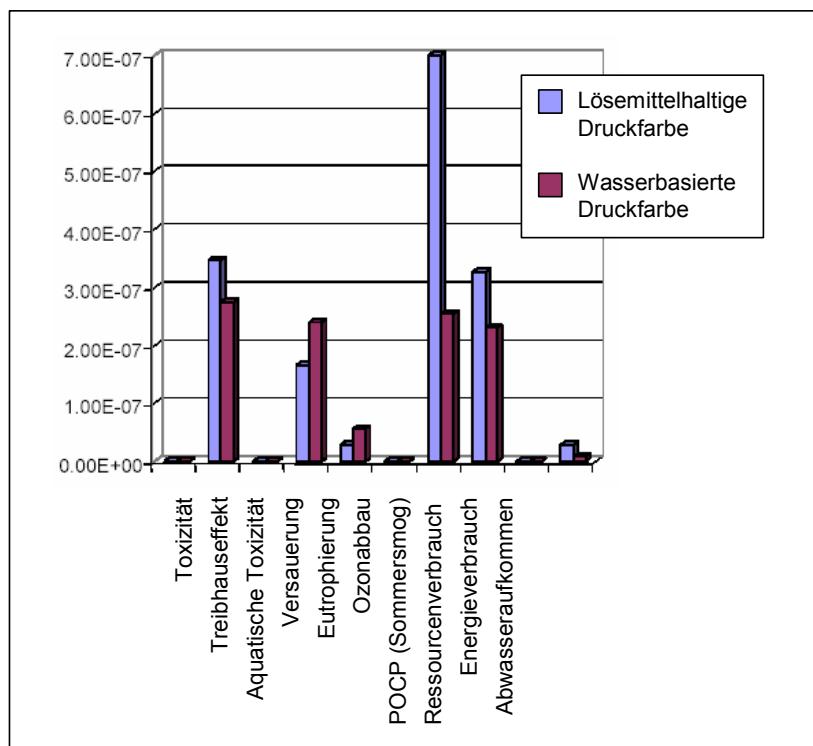


Bild 4-7: Vergleich der normalisierten Wirkungspotenziale für zwei alternative Druckprozesse

Quelle: (TWG 2003)

4.3.3 Schlussfolgerungen

Anhand von Fallbeispielen aus der Metallindustrie (Primäraluminiumproduktion, Sinterherstellung und Elektrostahlerzeugung (Geldermann et al. 1999b; Rentz et al. 1999b)) wird deutlich, dass aufgrund stark variierender Einsatzmengen und unterschiedlicher Messprogramme die vorhandenen Daten selten miteinander vergleichbar sind. Oft müssen die verfügbaren Technikbeschreibungen durch Literaturrecherchen, Unternehmensbefragungen oder realitätsnahe Annahmen ergänzt werden.

Die Systemgrenzen werden bei der BVT-Bestimmung nur in wenigen Fällen erweitert, wie z.B. bei der Bewertung des Einsatzes von Sekundärrohstoffen, die im Vergleich zu Primärrohstoffen zu stärkeren Umweltbelastungen führen. Allerdings werden beispielsweise die Prozesse der Primär- und der Sekundäraluminiumproduktion, die sich signifikant unterscheiden, in zwei gesonderten Kapiteln der BREF-note beschrieben und nicht direkt miteinander verglichen (vgl. <http://eippcb.jrc.es/pages/FActivities.htm> → BREF on Non-Ferrous Metal processes).

Nur knapp die Hälfte der betrachteten Stoffe konnte in Wirkungskategorien überführt werden, so dass weitere entscheidungsrelevante Stoff- und Energieströme in die abschließende Bewertung einzubeziehen und gegeneinander abzuwägen sind. Im Entscheidungsprozess der BVT-Bestimmung stellen folglich die Datensammlung und die Harmonisierung der Emissionsgrenzwerte die größte Herausforderung dar. Zwar ist das Entscheidungsproblem auch durch Konflikte zwischen

⁴⁵ Methoden der Mehrzielentscheidungsunterstützung werden in Kapitel 6 beschrieben.

ökonomischen, technischen, ökologischen und sozialen Zielgrößen gekennzeichnet, doch eine formale Entscheidungsunterstützung im Sinne des Operations Research spielt eine eher untergeordnete Rolle. Auch ein direkter Interessensausgleich zwischen verschiedenen Anspruchsgruppen ist nicht in dem Maße notwendig oder möglich, wie in Bürgerbeteiligungsverfahren und zur Mediation in Umweltkonflikten (Renn et al. 1995; Renn 1998).

Grundsätzlich bleibt festzuhalten, dass aufgrund der Komplexität der Umsetzung der IVU-RL jede Bewertungsmethode nur eine vereinfachte Darstellung der realen Zusammenhänge ermöglicht, indem einzelne Probleme herausgestellt werden. Eine vollständige Verknüpfung dieser Einzelprobleme wird auch in Zukunft schwerlich erreichbar sein. Ein strukturiertes Vorgehen nach konsistenten Regeln wird jedoch den Entscheidungsprozess transparenter und effizienter gestalten und damit zur Harmonisierung der Anforderungen an industrielle Anlagen in der EU erheblich beitragen.

Für die praktische Umsetzung sind geeignete Datenformate wichtig, um Synergien mit Emissionsinventaren nutzen zu können. Ein Beispiel ist das Schadstoffregister EPER („European Polluting Emissions Register“), das gemäß Art. 15 Abs. 3 der IVU-Richtlinie Schadstofflisten für Wasser, Luft und Abfall, Schwellenwerte für die Schadstofferfassung, anlagen- oder standortspezifische Erfassung der Emissionen, Nomenklatur der Emissionsquellen und Erfahrungsaustausch enthalten soll. Dadurch ergeben sich auch Synergien mit den methodischen Arbeiten zur Weiterentwicklung der Ökobilanz-Methoden (Geldermann et al. 2002a). Inwieweit jedoch allgemeine Technikbeschreibungen in Ökobilanzen als so genannte Hintergrund-Inventardaten⁴⁶ (“background inventory data”) genutzt werden können, ist aufgrund der technikspezifischen Unterschiede fraglich, wie exemplarisch im Fallbeispiel 2 gezeigt wurde. Solche Hintergrund-Inventardaten sollen Produkte oder Prozesse beschreiben, die im Rahmen einer Ökobilanzstudie nicht genau spezifiziert werden können, da sie etwa vom zu untersuchenden Unternehmen eingekauft werden (Zimmermann et al. 1996).

4.4 Einsatz der Informationstechnologie zur Unterstützung des Informationsaustauschs nach Artikel 16(2) der IVU-Richtlinie

Aufgrund der enormen Anforderungen an die Datensammlung und –organisation soll im Folgenden untersucht werden, welche Möglichkeiten die Informationstechnologie zur Unterstützung des Informationsaustauschs, der in Artikel 16(2) der IVU-Richtlinie gefordert wird, bietet. Folgende wichtige Anforderungen sind dabei zu erfüllen:

- Zugang der gesamten TWG zu verfügbaren Informationen
- einfache Integration von neuen Informationen zu den Techniken
- Zugriff interessierter Kreise auf bestimmte Daten

Die Arbeit jeder Technical Working Group (TWG) in Sevilla dauert ungefähr zwei Jahre, während der drei mehrtägige Treffen stattfinden. Der Entscheidungsprozess folgt der “Ein-Text-Methode” (Fisher et al. 1991), bei der eine neutrale Instanz (das EIPPCB in Sevilla) einen Entwurf erstellt,

⁴⁶ Hingegen werden unter „Vordergrund-Inventardaten“ („Foreground inventory data“) Daten zu Prozessen bzw. Produkten verstanden, die hinsichtlich Produzent, Ort, und Zeit identifiziert werden können. (Zimmermann et al. 1996) schlagen vor, dass die Hintergrund-Inventardaten durch weitergehende Datenerhebungen zu Vordergrund-Inventardaten ausgearbeitet werden sollten, falls sich bei einer Dominanzanalyse herausgestellt hat, dass die mit “background data” inventarisierten Prozesse und Produkte wichtig für das Energie- und Ökoprofil sind.

der die Interessen aller Beteiligten berücksichtigt und allen Beteiligten zur Kommentierung zugänglich gemacht wird.⁴⁷ Auf der Grundlage der kritischen Stellungnahmen wird der Entwurf überarbeitet und erneut zur Diskussion gestellt. Dieses Vorgehen wird so lange wiederholt, bis Übereinstimmung zwischen allen Beteiligten erzielt wurde.

Diese Zusammenarbeit wird durch die Internet-Technologie erleichtert, indem ein gemeinsamer „virtueller Arbeitsplatz“ für die TWG auf der Grundlage der Software BSCW (Basic Support for Cooperative Work; <http://bscw.gmd.de>) angeboten wird (Geldermann/Rentz 2004b). BSCW unterstützt die asynchrone und synchrone Zusammenarbeit über das Internet und ermöglicht es den TWG-Mitgliedern, Dokumente abzulegen, zu verwalten, gemeinsam zu bearbeiten und auszutauschen. Darüber hinaus werden detaillierte Fragebögen für die Konsultation interessierter Dritter (Stakeholder) im Internet bereitgestellt. Eine Herausforderung ist die Berücksichtigung der zahlreichen Kommentare, beispielsweise von rund 200 Interessenten zur „BREF on Economic and Cross-media Issues“ zu den verschiedensten Teilen des Dokuments.

Eine Möglichkeit zur Handhabung der zahlreichen Kommentare könnte die Nutzung des Datenblatt-Konzepts sein, das für die transparente Dokumentation von Emissionsminderungsmaßnahmen in den UNECE-Ländern erarbeitet und angewendet wurde (vgl. Abschnitt 3.4) und die CORINAIR Nomenklatur erweitert (vgl. (CORINAIR 1985; European Topic Centre on Air Emissions 1997; EEA 2001) sowie (Rentz et al. 1999g; Nunge 2001)). Auch die ISO 14048 („Ökobilanz: Datendokumentationsformat für die Sachbilanz“) bietet Hilfestellungen zur Strukturierung und Dokumentation von Daten zu Beschreibung von Stoff- und Energieströmen (Singhofen et al. 1996)(Grupp/Hoffmann 1999).

4.4.1 Data Mining zur Auswertung der BVT-Merkblätter

Mit der Entwicklung der Informationstechnologie haben sich in den vergangenen Jahren die Möglichkeiten der Datenerhebung und -verarbeitung entscheidend verbessert. Inzwischen stellt sich allerdings die Frage nach der gezielten Zusammenführung der gesammelten Rohdaten und nach deren Verdichtung zu aussagekräftigen Kenngrößen. Dazu werden Methoden und Techniken entwickelt, die regelhafte Zusammenhänge innerhalb der Daten aufspüren sollen. Dieses Gebiet wird als Wissensentdeckung in Datenbasen („Knowledge Discovery in Databases“, KDD) oder bildhafte als „Data Mining“, dem Schürfen nach verborgenem (bisher) unbekanntem Wissen in Massendaten bezeichnet (Breitner 1998; Kafka 1999; Säuberlich 2000; Gaetz/Roiger 2003). Am Beispiel des deutschen Beitrags für die BVT-Merkblätter in der Lack- und Klebstoffverarbeitung (Fallbeispiel 2; (Geldermann et al. 2004a)) wird im Folgenden untersucht, inwieweit die für Data Mining entwickelten Methoden zur Auswertung der gesammelten Daten und Fakten und zu deren Aktualisierung und Fortschreibung herangezogen werden können.

Die für Zwecke des *Data Mining* eingesetzten Methoden und Werkzeuge finden zunehmend auch bei der Analyse von industriellen Produktionsprozessen Anwendung, obwohl sie ursprünglich nicht für diesen Bereich entwickelt worden sind.⁴⁸ Zu den Hauptaufgaben des Data Mining zählen

⁴⁷ Im Rahmen des „Harvard Negotiation Projektes“ wurde diese Mediationsstrategie 1979 entwickelt und erprobt (Fisher et al. 1991).

⁴⁸ Die meisten der für Data-Mining-Zwecke eingesetzten Verfahren stammen aus verwandten Wissenschaftsdisziplinen (Statistik, künstliche Intelligenz). Andere Verfahren, z.B. die Assoziationsanalyse wurden explizit für die Lösung von Data-Mining-Aufgaben entwickelt. Sie werden in der Regel für Marktanalysen eingesetzt.

Klassifikation, Vorhersage und Segmentierung (Clusteranalyse, vgl. auch Abschnitt 3.5: Einsatz der Clusteranalyse zur Definition von Referenzanlagen). Ein weiteres wichtiges Anwendungsgebiet von Data Mining ist die Aufdeckung von Abhängigkeiten (Assoziationsanalyse). *Text Mining* schließlich kann die Auswertung der mit Data Mining gefundenen Ergebnisse unterstützen.

Ausgangspunkt des *Knowledge-Discovery*-Prozesses (Chapman et al. 1999) ist eine genau definierte Aufgabenstellung, bei der Zielsetzung und verfügbares Datenmaterial aufeinander abgestimmt werden müssen. Im vorliegenden Fallbeispiel sollen die im deutschen BVT-Positionspapier enthaltenen Daten über die Lack- und Klebstoffverarbeitung aufbereitet werden. Folgende konkrete Fragestellungen lassen sich ableiten:

- In welche Teilprozesse lässt sich die gesamte Prozesskette eines lack- oder klebstoffverarbeitenden Verfahrens aufgliedern?
- Welche Objekttypen sind an den identifizierten Teilprozessen beteiligt?
- Welche Umweltbelastungen treten in den betrachteten Teilprozessen auf?
- Weisen die in den Teilprozessen eingesetzten Materialien, Techniken oder Applikationsvorrichtungen Eigenschaften auf, welche die Art und das Ausmaß der Umweltbelastungen reduzieren?
- Existieren sonstige (prozessnachgeschaltete) Verfahren, welche die Umweltbelastungen des industriellen Verfahrens mindern?

Diese Teilfragen lassen sich auf die folgende Fragestellung verdichten: Kann der betrachtete (Teil-) Prozess als „beste verfügbare Technik“ im Sinne der IVU-Richtlinie eingestuft werden? Diese Fragestellung lässt sich auf die Data-Mining-Aufgabe der Klassifikation zurückführen. Aber auch andere Fragestellungen sind möglich, z.B. nach der Ähnlichkeit oder der Kombinierbarkeit der betrachteten Teilprozesse, Materialien, Techniken und Geräte.

Am Beispiel der Ausführungen zu den in der Automobilserienlackierung eingesetzten Verfahren, Materialien und Techniken, wurden die überwiegend in den Texten vorliegenden Informationen analysiert. Das Ergebnis der Analyse wurde in einem graphischen und in einem relationalen Modell (d.h. in Tabellenform) dargestellt.

4.4.1.1 Graphische Modellierung

Die graphische *Modellierung* der Beziehungen zwischen einzelnen Objekten und Objektarten ist mit Entity-Relationship-Diagrammen möglich (Codd 1990; Balzert 1996; Vetter 1998; Richter-von Hagen/Stucky 2004). Die Grundbestandteile des Entity-Relationship-Modells werden als „Entity“ (das einzelne Objekt, ein Gegenstand der realen Welt) bzw. als „Entity-Typ“ (der Objekttyp bzw. die charakteristischen Eigenschaften einer Klasse von Objekten) bezeichnet.

Zur Abbildung der Lackierung kann z.B. ein Entity-Typ „Beschichtungsmaterial“ (Lack) definiert werden. Die verschiedenen Arten von Lackiermaterial, die in den einzelnen Teilprozessen eingesetzt werden, bilden die Objekte des Entity-Typs „Lack“. Jeder Entity-Typ wird durch eine Menge von Attributen charakterisiert. Die unter dem Gesichtspunkt der Verminderung von VOC-Emissionen wichtigste Eigenschaft des Entity-Typs „Lack“ ist der Lösemittelgehalt. Zwei oder mehr Entity-Typen können zueinander in Beziehung stehen, wobei die Zahl der an einer Beziehung beteiligten Entity-Typen als Grad dieser Beziehung bezeichnet wird. Bild 4-8 stellt die Prozesse Füller- und Decklackauftrag in der Automobilserienlackierung graphisch dar.

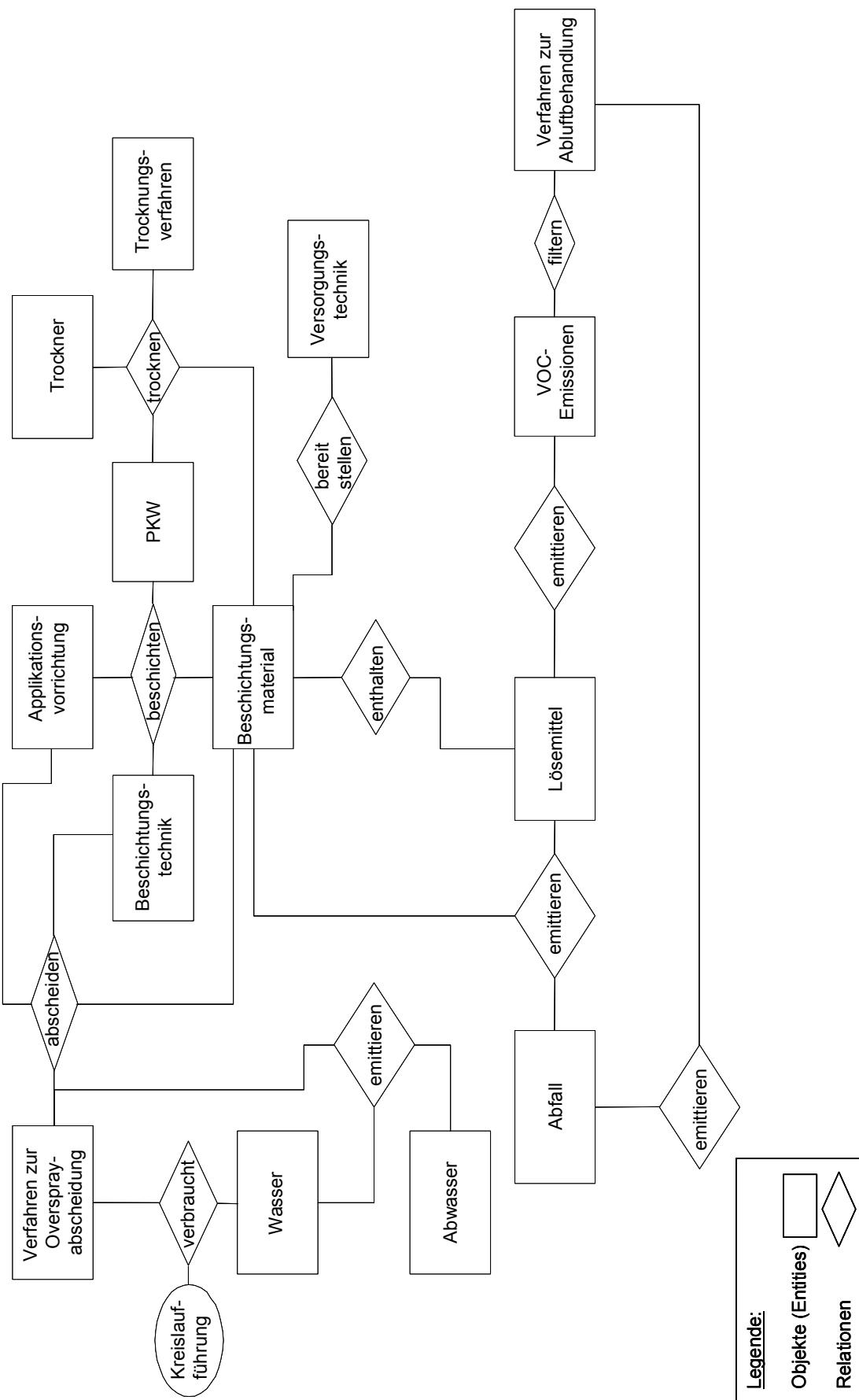


Bild 4-8: Modellierung der Prozesse Füller- und Decklackauftrag

4.4.1.2 Erstellung einer Entscheidungstabelle

Nach Durchführung der Analyse eines Lackierprozesses können die Kriterien, anhand derer ein betrachteter Prozess oder ein Teil des Prozesses als „beste verfügbare Technik“ eingestuft werden kann, wie folgt definiert werden (nichtabschließende Aufzählung):

- Ist das im verfahrenstechnischen Prozess verwendete Material emissionsarm (lösemittelarm, lösemittelfrei)? [Ja / Nein]
- Ist die eingesetzte Beschichtungstechnik emissionsarm? [Ja / Nein]
- Verfügen die Applikationsvorrichtungen über apparative Vorrichtungen zur Emissionsminde- rung (Auffangeinrichtung für Lack/Lösemittel)? [Ja / Nein]
- Ist die Versorgungstechnik zur Bereitstellung des Materials emissionsarm? [Ja / Nein]
- Ist der Einsatz nachgeschalteter Maßnahmen (Abluftbehandlung) erforderlich? [Ja / Nein]
- Existiert eine Vorrichtung für die Abluftbehandlung? [Ja / Nein]
- Ist der Einsatz eines nachgeschalteten Verfahrens (Abscheideverfahren, Oversprayabschei- dung, Ultrafiltration) erforderlich? [Ja / Nein]
- Wird das Abscheideverfahren tatsächlich eingesetzt? [Ja / Nein]

Tabelle 4-10: Beispiel einer Entscheidungstabelle (überwachtes Lernmodell)¹⁾

Vorgang Nr. ²⁾	Material emissionsarm? [Ja/Nein]	Versorgungstechnik emissions- arm? [Ja/Nein]	Applikationsvorrichtung mit Auffangeinrichtung? [Ja/Nein]	Beschichtungstechnik emissi- onsmarm? [Ja / Nein]	Abluftbehandlung erforderlich? [Ja/Nein]	Abluftbehandlung vorhanden? [Ja/Nein]	Abscheidung möglich, erfor- derlich? [Ja/Nein]	Abscheideverfahren vorhanden? [Ja / Nein]	Kreislaufführung von Prozess- wasser erforderlich bzw. mög- lich? [Ja/Nein]	Möglichkeit zur Kreislaufführung von Prozesswasser vorhanden? [Ja/Nein]	Abwassermachbehandlung erforderlich? [Ja/ Nein]	Abwassermachbehandlung durchgeführt? [Ja/Nein]	Entstehung von gefährlichem Abfall [t]	BVT [Ja / Nein]	
R ³⁾	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	I	I	R	C
I ⁴⁾	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	O
001	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	(Zahl)	Ja
002	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Nein	Nein	Ja	Ja	Ja	(Zahl)	Ja
...

¹⁾ Die Angaben über den Aufbau der Entscheidungstabelle sind hersteller- und produktspezifisch.

²⁾ In Zeile 1 der Entscheidungstabelle werden die Namen der für die Analyse verwendeten Attribute einge- tragen

³⁾ In Zeile 2 der Entscheidungstabelle wird angegeben, ob es sich bei den in der betreffenden Spalte ange- gebenen Attributwerten um numerische Werte oder um nominale Werte handelt. Die Abkürzung „R“ steht für „numerische Werte“ (R:= real value) und die Abkürzung „C“ steht für nominale Werte (C: = „categorical value“)

⁴⁾ In Zeile 3 der Entscheidungstabelle wird angegeben, ob es sich bei dem betrachteten Attribut um ein Input- oder um ein Output-Attribut handelt. Bei Anwendung einer überwachten Lernmethode muss genau ein Attribut als Output-Attribut gekennzeichnet werden. Die Abkürzung „I“ steht für „Input“-Variable, die Abkürzung „O“ steht für Output-Variable.

Mit Hilfe der Entscheidungstabellentechnik kann die Struktur von Entscheidungsprozessen dargestellt werden (Strunz 1977). Tabelle 4-10 zeigt ein Beispiel für eine solche Entscheidungstabelle zum Aufbau eines überwachten Lernmodells für das Modell des Füller- und Decklackauftrags in der Automobilserienlackierung in Anlehnung an (Gaetz/Roiger 2003).

4.4.2 Schlussfolgerungen und Ausblick

Bei der Aufgabe der Klassifizierung einer Technik, eines Prozesses oder eines Verfahrens in die diskreten Kategorien: „Gehört zu den besten verfügbaren Techniken“ oder: „Gehört nicht zu den besten verfügbaren Techniken“ handelt es sich um eine klassische Aufgabenstellung aus dem Bereich des Data Mining. Für die Erstellung eines europaweit gültigen Referenzdokumentes erscheint die Anwendung von Data Mining möglich, um ähnliche Verfahren, Techniken oder Materialien mit Hilfe von Clustermethoden zu identifizieren. Data Mining kann die sachverständige Begutachtung und Beurteilung der Techniken durch menschliche Experten jedoch allenfalls unterstützen, aber keineswegs ersetzen. Eine Fortschreibung der erhobenen Daten mit Hilfe von Data-Mining-Methoden ist ebenso wenig möglich. Um eine effiziente Aktualisierung bzw. Fortschreibung der Daten zu gewährleisten, bietet sich vielmehr die Erstellung einer in sich konsistenten Datenbank an, die jedoch auf der Grundlage des graphischen Modells und der Entscheidungstabelle entwickelt werden kann.

4.5 Zur Bedeutung der besten verfügbaren Techniken für die Betrachtung des technischen Fortschritts

Das Schritthalten mit dem technischen Fortschritt ist für Industriebetriebe von existentieller Bedeutung. Forschung und Entwicklung sowie Technologie- und Innovationsmanagement sind daher Thema unzähliger Literatur (Milling 1974; Betge 1987; Betge 1988; Klingebiel 1989; Albach 1990; Wöischwill 1993; Zahn 1995; Brockhoff 1999; Westkämper 2000; Bullinger 2002; Streb 2003). Beim technischen Fortschritt lassen sich folgende Phasen unterscheiden: Die Erfindung (*Invention*) bedeutet eine Vermehrung des technischen Wissens. Als potentieller technischer Fortschritt berührt sie die angewandte Produktionstechnik noch nicht. Erst ihre wirtschaftliche Anwendung (*Innovation*) in Form einer neuen Technik führt zu realisiertem technischem Fortschritt. Ist eine Technik⁴⁹ nur für das einführende Unternehmen neu, aber nicht für die Volkswirtschaft, spricht man von *Imitation*. Diese Unterscheidung ist jedoch in den seltensten Fällen bei der Beurteilung von Risiken und Chancen einer technisch fortschrittlicheren Produktionsanlage nützlich. Der realisierte technische Fortschritt zeigt sich vielmehr in zwei Ausprägungen:

- in der Schaffung besserer oder neuartiger Erzeugnisarten (**Produktinnovation**, wie z.B. wasserbasierte Lacksysteme oder lösemittelfreie Klebstoffe), und

⁴⁹ (Zäpfel 1989) definiert **Technologie** als „Kenntnis von natur- bzw. ingenieurwissenschaftlichen Wirkungszusammenhängen ..., die als Lösungsprinzip von Anwenderproblemen dient oder dienen kann.“ Die Technologie als das gesamte Know-how oder Problemlösungswissen kann bei der Entwicklung von Produkten oder Produktionsprozessen Anwendung finden. Nach (Brockhoff 1999) sind darunter auch generalisierende Verfahrensregeln und Anleitungen zu verstehen.

Unter **Technik** wird hingegen die „Anwendung von Technologien zur Lösung von Problemen in wirtschaftlich verwertbaren Produkten bzw. Leistung“ verstanden. Damit ist Technik ein „tatsächlich realisiertes, angewandtes Element einer Technologie“ (Brockhoff 1999).

- im Übergang zu verbesserten oder neuartigen Produktionsverfahren (**Verfahrensinnovation**, wie z.B. Einsatz von Lackierrobotern zur Verminderung des Lackoversprays).

Ferner zählen auch qualitative Verbesserungen bisher bekannter Produkte bzw. Produktionsverfahren zum technischen Fortschritt.

Der technologische Stand eines Unternehmens im Vergleich zum Stand der Technik ist jedoch schwierig zu definieren (Milling 1974). In der Literatur werden zur Bestimmung der Technologieposition der Unternehmung bzw. der Technologieattraktivität vorwiegend qualitative Instrumente diskutiert, wie das Technologie-Portfolio-Konzept oder der Technologie-Kalender zur integrativen Abbildung der im Unternehmen eingesetzten Produkt-, Werkstoff- und Prozess-technologien, um das benötigte Investitionsbudget zu ermitteln (Westkämper 2000). Allerdings können solche Instrumente nur grundsätzliche Zusammenhänge und Entwicklungsverläufe aufzeigen und dadurch ein erweitertes Problembewusstsein schaffen (Klingebiel 1989). Eine eher quantitative Methode zum überbetrieblichen Vergleich von Prozessen, Produkten oder Dienstleistungen ist das Benchmarking („Leistungsvergleich“), bei dem anhand von geeigneten Kennzahlen so genannte „*Best Practices*“ anderer Unternehmen identifiziert und gezielt auf das eigene Unternehmen angepasst werden sollen (Böhnert 1999). Zur Beurteilung der Eignung von modifizierten Produktionsprozessen für eine existierende Anlage ist es allerdings notwendig, die möglichen Änderungen der bestehenden Produktionsabläufe abzuschätzen. Dazu können Methoden des betrieblichen Stoffstrommanagements genutzt werden, auf die im folgenden Kapitel eingegangen wird.

5 Betriebliches Stoffstrommanagement

Nach der Darstellung der Technikbewertung für Aufgaben der Umweltpolitik in den Kapiteln 3 und 4 befasst sich dieses Kapitel mit der Gestaltung des betrieblichen Stoffstrommanagements anhand der Industrie- und der Autoreparaturlackierung. Aufgabe des betrieblichen Stoffstrommanagements ist die Steuerung der Stoff- und Energieflüsse im Unternehmen, so dass Ressourcen bestmöglich genutzt und die entstehenden Emissionen minimiert werden, wobei die herkömmlichen Ziele des Produktionsmanagements wie Gewinnmaximierung oder Kostenminimierung weiterhin zu berücksichtigen sind. Die Unternehmen bzw. einzelne Unternehmensstandorte stellen in der Regel die Systemgrenzen für das Entscheidungsproblem dar.

Zur Abbildung des Systemverhaltens und der Stoff- und Energieströme können Modelle erstellt werden, die den jeweiligen Zusammenhang zwischen Input- und Outputströmen beschreiben. Für die Modellierung von Produktionssystemen gibt es in der Verfahrenstechnik und der Betriebswirtschaftslehre unterschiedliche Ansätze, die zur Abbildung betrieblicher Stoff- und Energieströme herangezogen werden können. Insbesondere durch eine verfahrenstechnische Modellierung lässt sich das Prozessverhalten einer Anlage simulieren, indem grundlegende ingenieurwissenschaftliche Zusammenhänge wie Mengen- und Energiebilanzen oder Phasengleichgewichte und chemische Gleichgewichte nachgebildet werden (Schnitzer 1991; Fitzer 1995; Schleef 1999; Peters et al. 2003). Allerdings ist in der Lackierung eine so detaillierte Betrachtung der stoffumwandelnden Prozesse mit den dazugehörigen Reaktionen, Phasengleichgewichten und thermodynamischen Gleichgewichten nicht notwendig, weil diese Stoffumwandlungen nicht vom Lackierprozess abhängen und folglich vom Anlagenbetreiber schwerlich beeinflusst werden können.

Unter einem betriebswirtschaftlichen Produktionsmodell wird eine Darstellung der Beziehungs-zusammenhänge zwischen Qualität, Quantität und zeitlichem Anfall von Produkten sowie der Art, Menge und Einsatzintensität der zur Erzeugung benötigten Materialien, Energien, Produktions-anlagen und Arbeitskräfte verstanden (Busse von Colbe/Lassmann 1990; Hahn/Laßmann 1999). Betriebswirtschaftliche Produktionsmodelle können zur theoretischen Fundierung des Stoffstrom-managements herangezogen werden, da sie die Transformationsprozesse zwischen Input- und Output beschreiben und dabei Darstellungsformen verwenden, durch die alle relevanten Objekt-quantitäten abgebildet werden können. Zu den betriebswirtschaftlichen Produktionsmodellen wer-den die betriebswirtschaftlichen Input/Output-Modelle sowie die Aktivitätsanalyse gezählt, auf die auch im Rahmen des betrieblichen Stoffstrommanagements zurückgegriffen wird.

In diesem Kapitel wird zunächst auf die Grundlagen des Stoffstrommanagements bzw. der Stoff- und Energiebilanzierung eingegangen. Zur praktischen Anwendung werden die Anforderungen an ein rechnergestütztes Instrument herausgearbeitet. Anschließend wird der Aufbau eines entspre-chenden Stoffstrommodells im Fallbeispiel 3 zur industriellen Lackierung dargestellt. Darauf auf-bauend können Betriebe die Bilanzierungsverpflichtungen gemäß der EG-Lösemittel-Richtlinie bzw. 31. BlmSchV erfüllen, wie im Fallbeispiel 4 für die Autoreparaturlackierung erläutert wird. Darüber hinaus ist eine Nutzung auch für die operative Produktionsplanung möglich, wenn die Prozessmodelle um die Zeitbedarfe erweitert werden, wie im Fallbeispiel 5 für Kfz-Vertragswerk-stätten beschrieben wird.

5.1 Prozessbezogenes Energie- und Stoffstrommanagement

Das Hauptziel des Stoffstrommanagements ist die Verringerung von Umweltbelastungen durch Minimierung bzw. Optimierung von Stoffströmen unter Berücksichtigung sowohl umweltbezogener als auch wirtschaftlicher und sozialer Aspekte (vgl. auch Abschnitt 3.2.4). Dies führt zu einer ganzheitlichen und systematischen Betrachtung der Stoff- und Energieströme (Frings 1998). Zur systematischen Erfassung aller umweltrelevanten Stoff- und Energieflüsse eines abgegrenzten ökologisch relevanten Beobachtungsobjekts und deren ökologische Bewertung kann auf die Ökobilanzierung zurückgegriffen werden (vgl. auch Abschnitt 3.2.3). Insbesondere bei einer integrierten Technikbewertung ist die Erstellung der Sachbilanz von besonderer Bedeutung. Sie dient der Ermittlung von spezifischen Stoff- und Energieverbräuchen, Emissionen, Abfällen, etc., auf deren Grundlage eine techno-ökonomische Charakterisierung von Emissionsminderungsmaßnahmen erst möglich wird. Damit bildet sie die Grundlage für eine fundierte Entscheidungsunterstützung bei der Auswahl von betrieblichen Emissionsminderungsmaßnahmen.

Zunächst müssen das zu untersuchende Objekt und das Ziel der Untersuchung festgelegt werden. So stellt sich für Lackieranlagenbetreiber die Frage, ob die Untersuchung zunächst auf die Beurteilung von VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen begrenzt sein soll, oder ob Energieflüsse ebenfalls detailliert (und mit hohem Messaufwand, vgl. Abschnitt 5.3.4) analysiert werden sollen. Eine derartige Zieldefinition beinhaltet unter anderem die Abgrenzung (räumlich und zeitlich) des zu untersuchenden Objektes (Betrieb, Prozess oder Produkt) (Hallay/Pfriem 1992; BMU 1995; Lundie 1999). Beim betrieblichen Stoffstrommanagement werden die zur Auswahl stehenden Emissionsminderungsmaßnahmen vorwiegend auf Anlagen- bzw. Prozessebene untersucht. Im Rahmen einer Prozessbilanz werden daher zunächst die betrachteten Produktionsprozesse in ihre einzelnen Prozessschritte zerlegt, um die ein- und ausgehenden Stoff- und Energieströme den Prozessen und Produkten zuordnen zu können. Auf dieser Grundlage können Schwachstellen und Optimierungspotenziale identifiziert sowie alternative Produktionsverfahren verglichen werden. Darüber hinaus kann geprüft werden, ob zukünftige Grenzwerte mit den bestehenden Anlagen eingehalten werden können oder Änderungsbedarf besteht (BMU 1995; Kippelen et al. 1995; Röpenack 1998).

In der Sachbilanz⁵⁰ werden alle Stoff- und Energieströme mit ihren physikalischen Größeneinheiten innerhalb der Bilanzgrenzen für den Bilanzierungszeitraum erfasst. Dabei finden fundamentale Gesetze der Massen- und Energieerhaltung Berücksichtigung. In Anlehnung an den Energieerhaltungssatz gilt für den Massenfluss \dot{m} , d.h. die zeitliche Rate mit der ein Stoff in ein System S hineingeht oder herausgeht:

$$\dot{m}_S = \Delta m_S = \frac{dm_S}{dt} = \dot{m}_{in} - \dot{m}_{out} + \dot{m}_{reaction} \quad (\text{Gleichung 5.7})$$

wobei \dot{m}_{in} den Stoffinput, \dot{m}_{out} den Stoffoutput und $\dot{m}_{reaction}$ die Nettoumsatzrate der chemischen Prozesse des Systems bezeichnen. Für kontinuierliche Massenin- und -outputs bei gleichzeitiger Berücksichtigung von $\lim_{\Delta t \rightarrow 0}$ kann die Massenzunahme pro Zeiteinheit folgendermaßen beschrieben werden:

⁵⁰ Nach (Schmidt/Schorb 1995) ist eine Sachbilanz auch als "Stoff- und Energiebilanz", "Stoff- und Energieflussanalyse" oder "Stoffstromanalyse" zu betrachten.

$$\frac{\partial m_S}{\partial t} = \sum \dot{m}_{S,in} - \sum \dot{m}_{S,out} \quad (\text{Gleichung 5.8})$$

Unter der Annahme quasi-stationärer Bedingungen, die im Allgemeinen für Prozesse ohne Lagerhaltung angenommen werden, gilt:

$$\frac{\partial m_R}{\partial t} = 0 \quad (\text{Gleichung 5.9})$$

Diese Gleichungen können nicht nur für die Gesamtmasse des Produktionssystems, sondern auch für einzelne Schlüsselkomponenten aufgestellt werden.

Mit Hilfe eines so genannten Öko-Kontenrahmens werden gleichartige Stoffe und Energien jeweils unter einem Gliederungspunkt zusammengefasst. Diese Gleichartigkeit kann sich z.B. auf die Funktion (Lack, Klebstoff, usw.), Verfügbarkeit, Herkunft (Primär-, Sekundärenergie) oder Art der Werkstoffe (Metalle unterteilt in Aluminium, Stahl, etc.) beziehen (BMU 1995). Im Idealfall, d.h. bei einer vollständigen Erfassung aller Ströme, muss eine mengenmäßig ausgeglichene Bilanz entstehen. Durch einen Vergleich von In- und Output kann daher festgestellt werden, ob alle relevanten Daten erfasst wurden oder ob beispielsweise noch unbekannte Emissionsquellen existieren. Bei der Prozessbilanz ist in der Regel die Erfassung sämtlicher notwendiger Daten grundsätzlich theoretisch möglich. Allerdings ist abzuwägen, ob der Aufwand zur umfassenden Datenerhebung für den jeweiligen Untersuchungszweck gerechtfertigt oder aber eine zielgerichtete Eingrenzung des Untersuchungsumfangs effizienter ist (vgl. auch Abschnitt 4.4.1).

5.2 Anforderungen an ein rechnergestütztes Instrument zur Modellbildung

Ein Softwareprogramm zur Abbildung einer Stoffstromstruktur und Durchführung einer entsprechenden Sachbilanzierung soll den nachfolgenden Anforderungen gerecht werden (Häuslein/Hedemann 1995; Tuma et al. 1997):

- eine Strukturierung der Ein- und Ausgangsströme in der Form eines Ökokontenrahmens, der anschließend auch in der Bilanzaufstellung berücksichtigt wird, sollte ermöglicht werden;
- bestimmte Teile des Modells (z.B. Prozesse mit ihren Spezifikationen) sollten in Datenbanken gespeichert werden, um die Wiederverwendbarkeit der Daten zu gewährleisten;
- zur eindeutigen Spezifizierung der Prozesse bzw. Prozessschritte sollten Produktionsbeziehungen, die den Zusammenhang zwischen Input- und Outputströmen wiedergeben, formuliert werden können;
- die Erstellung der Datenbank sowie die Spezifizierung der Produktionsbeziehungen sollten transparent sein, um die Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten und gegebenenfalls eine Überprüfung der den Ergebnissen zugrunde liegenden Daten zu ermöglichen;
- eine intuitive Benutzeroberfläche und eine grafische, interaktive Benutzerführung sollten die Modellierung und insbesondere die Visualisierung der Stoff- und Energieströme unterstützen. Ferner sollten Konsistenzprüfungen und Fehlermeldungen Bestandteil der Software sein.

Zur Unterstützung der Analyse von Produktionssystemen werden verstärkt kommerzielle EDV-Systeme zur Ökbilanzierung und zum Stoffstrommanagement angeboten (LfU 2000). Exemplarisch wird im folgenden Abschnitt das Konzept der Stoffstromnetze vorgestellt, das sich bereits in zahlreichen Anwendungen bewährt hat (Reinecke 1997; Tuma et al. 1997; Spengler et al. 1998b; Hähre 2000; Blümel 2001).

5.2.1 Abbildung von Produktionssystemen mittels Stoffstromnetzen

Stoffstromnetze werden für die formale Beschreibung von Produktionssystemen eingesetzt und basieren auf der Petri-Netz-Theorie. Diese bietet eine einfache Syntax und Semantik für die grafische Darstellung und mathematische Analysen von dynamischen Systemen mit nebenläufigen und nichtdeterministischen Vorgängen (Rosenstengel/Wienand 1991; Petri 1992; Balzert 1996; Reinecke 1997; Girault/Valk 2003). Ein Petri-Netz ist ein gerichteter Graph, der aus zwei verschiedenen Arten von Knoten besteht, aus Stellen und Transitionen (vgl. Bild 5-1):

- „Stellen“ (auch als Plätze oder Zustände bezeichnet) entsprechen einer Zwischenablage von Informationen und werden durch Kreise dargestellt. Sie repräsentieren Lager, in denen Stoffe und Energien gelagert und über die sie verteilt werden. Aus bekannten Größen können mit Hilfe der Transitionsspezifikation unbekannte Ströme ermittelt werden, so dass nicht alle Ströme gemessen werden müssen.
- „Transitionen“ (auch Hürden oder Zustandsübergänge genannt) beschreiben die Verarbeitung von Informationen und werden durch Rechtecke (oder Balken) angezeigt. Sie spezifizieren Prozesse (z.B. Verarbeitung oder Stoffumwandlung), indem die eingehenden Stoff- und Energieströme durch lineare oder nichtlineare Gleichungen bzw. durch Verhältniszahlen in Outputströme abgebildet werden.

Den Transitionen müssen die Stellen zugeordnet werden, von denen Material bezogen und an die Material „geliefert“ wird. Durch die Zuordnung von Parametern zu den Transitionen können spezielle Prozessbedingungen abgebildet werden, die den Prozess zwar beeinflussen, aber nicht mit den Stoffströmen erfasst werden, z.B. Druck, Temperatur, Dauer. Zur Spezifikation der Transitionen können betriebswirtschaftliche Produktionsfunktionen herangezogen werden (vgl. auch Abschnitt 5.2.3; (Dyckhoff 1992)).

Die Kanten im gerichteten Graphen dürfen jeweils nur von einer Art Knoten zur anderen führen. Stellen, von denen Kanten zur einer Transition laufen, heißen Eingabestellen, während solche Stellen, zu denen Kanten führen, als Ausgabestellen bezeichnet werden. Um umfangreiche Petri-Netze besser zu strukturieren, können Stellen und Transitionen sowohl verfeinert als auch zu einer höheren Abstraktionsebene zusammengefasst werden. Dabei spricht man von hierarchischen Petri-Netzen (vgl. auch Abschnitt 5.5; (Schmidt/Sullivan 2002)).

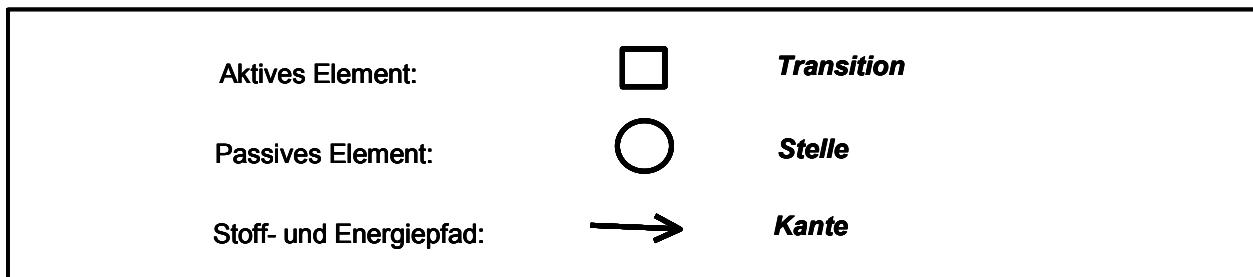


Bild 5-1: Elemente zum Aufbau von Petri-Netzen

Petri-Netze sind allgemein für die formale Beschreibung von Systemen geeignet, die nicht zentral gesteuert werden, in denen kein strenges Muster von Ursache und Wirkung herrscht und in denen Ereignisse unabhängig voneinander auftreten können. Dadurch unterstützen sie nicht nur die Modellierung von komplex verschalteten Produktionssystemen, sondern auch die kombinierte Berechnung von Materialströmen und Inventaren. Die erfassten Daten können zudem durch Verfeinerung oder Vergrößerung des Petri-Netzes auf beliebigen Stufen aggregiert und wieder disaggregiert werden, ohne dass eine erneute Datenerhebung notwendig wird.

In der Ökobilanzierung und im Stoffstrommanagement sind Petri-Netze vor allem für die Modellierung von Kreislaufprozessen, Stoffrekursionen, Recyclingschleifen oder Kuppelproduktion geeignet. Ein typisches Beispiel ist die Verwendung von Einsatzstoffen, die erst in nachgelagerten Prozessschritten hergestellt werden, z.B. Druckluft, die zentral bereitgestellt und für verschiedene Prozessschritte in der Lackierung verwendet wird.

Im LCA-Programmpaket UMBERTO, das auf der Petri-Netz-Theorie beruht, wird die Berechnung sequenziell und lokal durchgeführt, aber unabhängig von der Stoffstromrichtung (Frischknecht/Kolm 1995; Möller/Rolf 1995; Schmidt 2000; Schmidt 2002). In einem linearen Gleichungssystem werden alle Systemverbindungen visualisiert und bestimmt (Möller et al. 2001). Stellen können als Lager fungieren, so dass zusätzlich ein Inventar des Stoffstromnetzes berechnet wird, um eine mengenmäßig ausgeglichene Bilanz zu erreichen. Ebenso sind Stoffe, die bereits zu einem früheren Zeitpunkt beschafft und in der bilanzierten Periode verbraucht werden, zu berücksichtigen. Dies korrespondiert mit der kaufmännischen doppelten Buchführung, bei der Bestands- und Erfolgskonten ebenfalls konsistent sein müssen. Mit Stoffstromnetzen können daher sowohl Perioden- als auch Stückrechnungen durchgeführt werden.

5.2.2 Weitere Möglichkeiten der Prozessmodellierung

Derzeit bietet die LCA-Software UMBERTO die gleichen Vorteile wie Standardsoftware für objekt-orientierte, grafische und integrierte Modelle, wie beispielsweise EmPlant für die Abbildung von betrieblichen Stoff- und Energierömen (Blömer 1999; Blömer et al. 2000; Grunow et al. 2002). Zusätzlich werden die notwendigen Funktionalitäten und Datenbanken zur Durchführung einer kompletten Ökobilanzierung geboten. Zur Charakterisierung von betrieblichen Maßnahmen zur Minderung von flüchtigen organischen Verbindungen sind prinzipiell auch andere EDV-Systeme zur Ökobilanzierung und zum Stoffstrommanagement (wie etwa Gabi®, Audit, SimaPro,...⁵¹) geeignet, doch die grafische Darstellung auch von hierarchischen Netzwerken mit Hilfe der Petri-Netz-Theorie wird in der praktischen Anwendung oft als Vorteil gesehen.

Traditionelle Simulationstools für die Produktionsplanung sind ebenfalls prinzipiell für die Prozessanalyse geeignet. Für das Computer Aided Engineering in der Prozess- und Anlagenbau-technik wurden zahlreiche Softwaretools entwickelt, beispielsweise DIVA, ChemSep, Chem-Cad, SpeedUp, gPROMS, ABACUSS oder ASPEN PLUS (Futterer/Munsch 1990; Futterer/Lohe 1995). Durch den Einsatz dieser Software kann der Aufwand bei der Modellentwicklung deutlich reduziert werden, weil thermodynamische Gleichungen, verfahrenstechnische Grundoperationen (*Unit Operations*), Datenbanken der physikalisch-chemischen Eigenschaften und viele mathematische Algorithmen bereitgestellt werden. Allerdings sind solche Flowsheeting- und Prozesssimulations-Programme zu komplex⁵² für die Modellierung von VOC-Emissionsquellen. Weil bei der Anwendung von Lösemitteln und lösemittelhaltigen Produkten nicht die Beeinflussung der Stoffumwandlungen im Vordergrund steht, kann weitestgehend auf die Abbildung von thermodynamischen Vorgängen verzichtet werden.

⁵¹ (LfU 2000) bietet eine Übersicht über LCA-Software.

⁵² Die Kosten für die Anschaffung als auch der Einarbeitungsaufwand sind für lösemittelverwendende KMU selten gerechtfertigt. Der hohe Preis wird durch die umfangreichen Berechnungsmöglichkeiten und Datenbanken verursacht, die nicht bei der Modellierung von VOC-Emissionsquellen genutzt werden können. Mit Voranschreiten der Entwicklungen in der Informationstechnologie ist jedoch zu erwarten, dass zukünftig kundenspezifische maßgeschneiderte Programmsteine zur Modellierung von Produktionsprozessen auch für kleinere Unternehmen angeboten werden (Charpentier 2002).

5.2.3 Spezifizierung der Stoffstromnetz-Transitionen durch Produktionsfunktionen

Die Spezifizierung von Transitionen knüpft an die betriebswirtschaftlichen Grundlagen der Produktionstheorie an (Dyckhoff 2000). Betriebswirtschaftliche Input/Output-Modelle – bzw. Input/Output-Graphen industrieller Produktionstechniken (Dyckhoff 1992) - liefern Ansätze zur Abbildung von Produktionssystemen. Die von (Leontief 1955) zur Reduzierung der Komplexität von Produktionsystemen konzipierte und von (Kloock 1969b) und (Küpper 1980) weiterentwickelte Input-Output-Analyse basiert auf einer Gliederung des Produktionsprozesses in Teileinheiten. Die Beziehungen zwischen Gütereinsatz und Ausbringungsmenge werden auf der Ebene der einzelnen Teileinheiten anhand von Produktions- und Transformationsfunktionen oder empirisch ermittelter Input-Output-Tabellen bestimmt.

Die Input/Output-Modelle unterscheiden sich im Wesentlichen in der Wahl der Transformationsfunktionen der einzelnen Produktionsstellen. Grundlegende Funktionstypen sind die limitationalen und substitutionalen Produktionsfunktionen. Während bei limitationalen Produktionsfunktionen (Leontief 1955) die Mengen der eingesetzten Faktoren in festen Verhältnissen zueinander stehen, sind sie bei substitutionalen Funktionen (Cobb/Douglas 1928) gegeneinander austauschbar. Der Einsatz dieser Funktionen ist allerdings begrenzt, da sie keine der zur Abbildung von technischen Produktionssystemen erforderlichen naturwissenschaftlichen bzw. technischen Parameter wie z.B. Temperatur oder Anlagendruck berücksichtigen (Penkuhn 1997; Spengler et al. 1998a).

Tabelle 5-1: Übersicht über die Grundtypen industrieller Produktionsfunktionen

Produktionsfunktionstyp	Beschreibung	Quelle
Limitationale Produktionsfunktionen		
Leontief	Die Beziehungen zwischen den Produktionsfaktoren sind limitationale und lineare Beziehungen bestehen zwischen den Einsatzmengen und der Ausbringungsmenge (konstante Produktionskoeffizienten)	(Leontief 1955; Leontief 1966)
Gutenberg	Darstellung der quantitativen Beziehungen durch technische und ökonomische Verbrauchsfunktionen, wobei die Proportionalität zwischen Aggregateistung und Produktionsausbringung vorausgesetzt wird (variable Produktionskoeffizienten)	(Gutenberg 1983)
Substitutionale Produktionsfunktionen		
Ertragsgesetz	Substitutive Zusammenhänge zwischen den Produktionsfaktoren bei fest vorgegebener Ausbringungsmenge kennzeichnen die klassische Produktionsfunktion	(Fandel 1991)
Cobb-Douglas	Substitutionale Eigenschaften der Produktionsfunktion (neoklassischer Ansatz)	(Cobb/Douglas 1928)
Erweiterte Ansätze		
Heinen	Zerlegung des Produktionsprozesses in Teilvergänge, damit eine eindeutige Beziehung zwischen technischen und ökonomischen Leistungen von Aggregaten hergeleitet werden kann.	(Heinen 1965)
Engineering Production Function (EPF)	Erklärung der Produktionsergebnisse und Faktorverbräuche von bestimmten Teilen des Transformationsprozesses mit Hilfe technisch-physikalischer bzw. naturwissenschaftlicher Gesetzmäßigkeiten.	(Chenery 1949; Chenery 1953)
Kloock	Gliederung des Betriebes bzw. Produktionsprozesses in einzelne übersehbare Teilbereiche, um organisatorische und fertigungstechnische Gegebenheiten stärker berücksichtigen zu können. Erfassung der Produktionsbeziehungen in der Form einer Input-Output-Analyse.	(Kloock 1969a; Kloock 1969b)

Die wesentlich technischer orientierten „Engineering Production Functions“ (Chenery 1949; Chenery 1953) erlauben die analytische Beschreibung der einzelnen Produktionsstellen auf Basis

naturwissenschaftlich-technischer Gesetzmäßigkeiten. Allerdings ist die Übertragbarkeit dieser Funktionen auf weitere Bereiche nicht gegeben. Tabelle 5-1 zeigt zusammenfassend eine Übersicht über die Grundtypen industrieller Produktionsfunktionen, die jeweils in der Zwischenzeit verschiedene Erweiterungen erfahren haben.

Um die skizzierten Schwierigkeiten bei der Anwendung dieser Produktionsfunktionen zu überwinden, wurde die Aktivitätsanalyse entwickelt, die auf die explizite Angabe von Transformationsfunktionen verzichtet. Dieser Ansatz geht auf die Arbeiten von (Koopmans 1951) zurück und wurde von (Debreu 1959) und (Wittmann 1968) erweitert. Die Aktivitätsanalyse berücksichtigt, im Gegensatz zu den vorigen Ansätzen, neben den positiv beurteilten Objektarten wie z. B. absatzfähigen Gütern, die negativ beurteilten Objektarten wie z. B. Abfälle und Emissionen. Sie bildet ein Konzept, um die Zusammenhänge, die zwischen den eingehenden und ausgehenden Materialien eines Produktionsprozesses bestehen, formal zu untersuchen und zu charakterisieren (Fandel 1990; Souren 1996; Spengler et al. 1998a; Spengler et al. 1998b).

Die Grundlage für die Aktivitätsanalyse bilden die *Aktivitäten*, die jeweils die Input-Output-Beziehung in einem Betriebspunkt eines Produktionssystems widerspiegeln, die *Technologien*, die die Summe an Produktionsmöglichkeiten (Aktivitäten) eines Produktionssystems beschreiben, und die *Produktionsfunktionen*, die ausschließlich die *effizienten* Input-Output-Kombinationen einer Technologie über eine analytische Transformationsfunktion abbilden.

Ausgehend von den erfassten Stoff- und Energieströmen eines Produktionssystems können Produktionsfunktionen über Input-Output-Beziehungen formuliert werden. Ein Input-Output-System kann wie in Bild 5-2 aufgeführt dargestellt werden. Hier sind die relevanten Energie- und Stoffströme für den Lackauftrag auf Klein-PVC-Teile in einem bestimmten Betriebspunkt wiedergegeben (Rentz et al. 2000d; Nunge 2001).

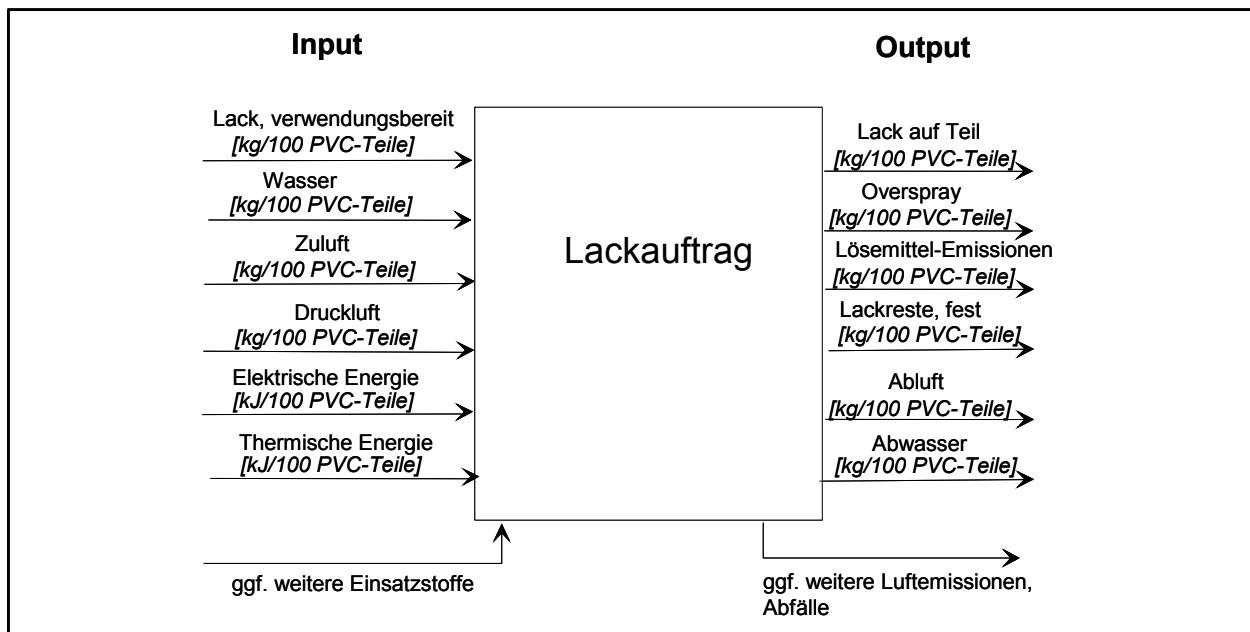


Bild 5-2: Produktionsprozessschritt einer industriellen Lackieranlage in Input-Output-Darstellung

In dem abgebildeten *Input-Output-System* stellt der *Input* die für die Transformation zu Beginn oder während des ablaufenden Prozesses von außen zugeführten und damit dem System zur Verfügung stehenden Objekte bzw. Materialien dar, die in der Regel eine Durchführung des Prozesses erst ermöglichen. Unter *Output* werden die aus der Transformation resultierenden und nach außen abgegebenen Objekte bzw. Materialien verstanden, die entweder das System verlassen oder am Ende des Prozesses zur Verfügung stehen (Dyckhoff 1994). Die Input-Output-Beziehungen einer

Lackverarbeitungsanlage lassen sich für einen spezifizierten Betriebspunkt durch die Faktoreinsatzmengen (Inputs) $r = (r_1, \dots, r_n)$ beschreiben, die zu einer bestimmten Kombination von Ausbringungsmengen (Outputs) $x = (x_1, \dots, x_m)$ führen. In der Aktivitätsanalyse wird in der Regel nicht explizit zwischen Faktoreinsatzmengen und Ausbringungsmengen (Produkten) unterschieden. Eine Differenzierung erfolgt in diesen Fällen über ein negatives Vorzeichen für Einsatzfaktoren und ein positives für Produkte. Der Betriebspunkt $y = (r, x)$ ist somit darstellbar als ein Vektor im $(n + m)$ -dimensionalen Güterraum. In der aktivitätsanalytischen Terminologie wird er als Aktivität (oder auch als Produktion bzw. Produktionspunkt) bezeichnet. Die Energie- und Stoffströme der Lackieranlage lassen sich somit in Form eines Aktivitätsvektors folgendermaßen darstellen (Nunge 2001):

$$y = \begin{bmatrix} r_1 \\ r_2 \\ r_3 \\ r_4 \\ r_5 \\ r_6 \\ x_1 \\ x_2 \\ x_3 \\ x_4 \\ x_5 \\ x_6 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \text{Lack} \\ \text{Wasser} \\ \text{Zuluft} \\ \text{Druckluft} \\ \text{elektrische Energie} \\ \text{thermische Energie} \\ \text{Lack auf Teil} \\ \text{Overspray} \\ \text{Lösemittel - Emissionen} \\ \text{Lackreste, fest} \\ \text{Abluft} \\ \text{Abwasser} \end{bmatrix} \quad (\text{Gleichung 5.10})$$

Der Vorteil der Aktivitätsanalyse in der praktischen Anwendung wird darin gesehen, dass die Produktionsfunktionen bzw. das Produktionsmodell eines Unternehmens nicht in Form stetiger mathematischer Funktionen gegeben sein müssen, sondern lediglich empirisch ermittelte Aktivitäten ausreichend sind (Fandel 1990). Darüber hinaus können zur Erstellung der Aktivitätsvektoren neben empirischen Untersuchungen auch Ergebnisse von Simulationsrechnungen, beispielsweise mit Hilfe von Flow-Sheeting-Modellen, herangezogen werden, um vernetzte Produktionssysteme abzubilden (Spengler et al. 1998a; Spengler et al. 1998b; Hähre 2000).

5.3 Fallbeispiel 3: Innerbetriebliches Stoff- und Energiestrommanagement in der Industrielackierung zur Anlagenoptimierung

Zielsetzung der Fallstudie in der Industrie- und Lohnlackierung (Rentz et al. 2000d; Nunge et al. 2001; Nunge 2001; Geldermann/Rentz 2004c) ist die Identifizierung innerbetrieblicher Verbesserungs- bzw. Optimierungspotenziale des Stoff- und Energieeinsatzes sowie von Produkt- und Technologieinnovationen als Beitrag zur Minderung von Umweltbelastungen. Unter einer solchen Anlagenoptimierung wird allgemein die Auswahl der „günstigsten“ Variante aus einer begrenzten Anzahl verfügbarer Alternativen verstanden (Rentz 1976; Rentz 1979). Bei der Anlagenoptimierung ist eine direkte Zuordnung der Zielgröße zu einer Zielfunktion häufig schwierig. Stattdessen müssen Ersatzparameter auch aus anderen Bereichen verwendet werden, z.B. technische Parameter wie die Reduzierung der VOC-Emissionen für die Zielgröße „Umweltentlastung“. Häufig besteht jedoch kein direkter funktionaler und kausaler Zusammenhang zwischen der Ursprungsgröße und der Ersatzgröße. Der möglichst exakten Abbildung des Systems durch

Systemparameter und Zielfunktionen kommt somit eine wesentliche Bedeutung zu. Damit liegen in der Regel mehrere Zielgrößen und Variablen vor, die zum Teil miteinander konkurrieren, d.h. im Zielkonflikt zueinander stehen. An die Stelle einer klassischen Optimierung tritt dann eine Kompromisssuche, um eine günstigste Lösung im Sinne einer bestmöglichen Erreichung mehrerer Ziele zu ermitteln. Dies bedeutet gleichzeitig, dass in der Anlagenoptimierung als Schnittpunkt ingenieurwissenschaftlicher und wirtschaftlicher Optimierung neben rein mathematischen Hilfsmitteln, die erst zur Lösung des bereits formulierten Systems eingesetzt werden können, empirische Ansätze auf der Grundlage von Ingenieur-'Know-How' benötigt werden. Dabei sind die technische Gestaltung und die wirtschaftliche Bewertung des Entscheidungsproblems zu beachten, so dass der Optimierbegriff hier weiter als üblich gefasst wird.

Einzelne Arbeiten zum betrieblichen Stoffstrommanagement in der Lackanwendung existieren bereits, stellen aber meist Sonderlösungen dar.⁵³ Selten sind die Ergebnisse auf andere Betriebe der Branche übertragbar oder ökonomische Aspekte berücksichtigt. Bei einigen Studien steht die Bilanzierung der Mengenströme über den gesamten Lebenszyklus, d.h. von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung bzw. bis zum Recycling der Lackiermaterialien im Vordergrund, mit der Konsequenz, dass die betrieblichen Stoffströme nur stark vereinfacht abgebildet werden. Sollen betriebswirtschaftliche Erkenntnisse gewonnen werden, sind neben den ökologischen Kenngrößen auch ökonomische Parameter zu erheben, um Kostensenkungs- und Emissionsminderungspotenziale zu identifizieren (Rentz et al. 2000c; Blümel 2001; Avci 2003). Eine Herausforderung stellt dabei die große Heterogenität der Lackierprozesse, aber auch der Betriebe dar.

5.3.1 Durchführung der Betriebs- und Prozessanalyse

Die Stoff- und Energiebilanzierung wird anhand einer ausgewählten Referenzanlage für die Beschichtung von PVC-Kleinteilen für die Automobilindustrie durchgeführt (CORINAIR SNAP Code 06 01 08 "sonstige industrielle Lackierung", vgl. auch Abschnitt 3.4). Lohnlackierbetriebe verfügen nicht über ein eigenes Produkt, sondern übernehmen Aufträge von großen Industrieunternehmen (z.B. Automobilindustrie, Telekommunikationssektor). Aufgrund dieses Outsourcings sind u.a. Flexibilität, Organisation und Kundennähe wichtige Anforderungen, die an die Industrie- und Lohnlackierer gestellt werden. Als Zulieferer haben sie jedoch zum Teil nur begrenzte Wahlmöglichkeiten, um ihre Prozesse zu modifizieren, wenn beispielsweise der Auftraggeber einen bestimmten stark lösemittelhaltigen Lack als Standard vorschreibt. Neben den steigenden Ansprüchen der Auftraggeber müssen Lohnlackierbetriebe ebenfalls die neuen rechtlichen Anforderungen an Umweltschutz und Arbeitssicherheit erfüllen.

Aufgrund des oft monatlich wechselnden Produktionsprogramms ist eine komplette Betriebsanalyse schwierig, so dass die Analyse in diesem Fallbeispiel exemplarisch für die Prozesse der Mobiltelefon-Lackierung und der Lackierung von PVC-Teilen für Pkw durchgeführt wird. Dazu war eine enge Zusammenarbeit mit dem untersuchten Unternehmen notwendig, da in der Literatur kaum geeignete Prozessbeschreibungen verfügbar sind. Dies liegt darin begründet, dass zum einen die Prozesse je nach Anforderungen der Auftraggeber sehr unterschiedlich sind, zum anderen seitens der Betriebe kein Interesse besteht, ihre Prozesskenntnisse der Konkurrenz preiszugeben.

⁵³ In der Literatur finden sich Beschreibungen zum Stoffstrommanagement allgemein für Lackierprozesse (Corley 1997; Harsch/Finkbeiner 1997), in der Automobilserienlackierung (Harsch 1997; Rosenau 2002), in der Holzlackierung (Obst/Siegfried 1993), in der Kunststoffteilelackierung (Obst et al. 1994), in Schreinereien (Umweltzentrum für Handwerk u.Mittelstand e.V. 2000) sowie für die Autoreparaturlackierung (Corley/Toussaint 1993; Blümel 2001).

geben. Die untersuchte Anlage gilt als eine kleinere industrielle Lackieranlage mit folgenden Eckdaten:

- Lackierung von Kleinteilen aus Kunststoff, Metall und Glas für die Zulieferung an die Automobil-, Computer-, Kommunikations- und Luftfahrtindustrie sowie Medizin- und Labortechnik
- jährlich lackierte Oberfläche: 50 000 m²,
- jährlicher Lösemitteleinsatz: 20 t,
- ca. 150 Mitarbeiter.

Zunächst wird der Ist-Zustand der untersuchten Prozesse analysiert und mit den Prozessschritten (Vorbehandlung, Lackierung, Trocknung, usw.), Arbeitsabläufen (z.B. Spritzverfahren), eingesetzten Materialien (Lacke, Reinigungslösemittel, usw.) und Technologien (z.B. Spritzpistolen) abgebildet. Dazu wird ein computergestütztes Prozessmodell entwickelt, das sich auf die kommerzielle LCA-Software UMBERTO stützt (vgl. Abschnitt 5.2.1). In Bild 5-3 sind beispielhaft für den Prozessschritt "Lackauftrag auf Weich-PVC-Leisten" die ein- und ausgehenden Stoff- und Energieströme (links oben), die entsprechend definierten Parameter (rechts) und die mathematische Darstellung der Zusammenhänge zwischen Eingangs- und Ausgangsstoffen und -energien in der abgebildeten Transition (links unten) dargestellt.

Die Grundlage für die Modellierung in UMBERTO ist eine Materialdatenbank. Dabei werden unter dem Begriff "Material" sowohl die Stoff- als auch die Energieströme zusammengefasst. Zu jedem Material lassen sich der Name, eine Obergruppe, eine Beschreibung sowie die Basiseinheit (kg oder kJ) angeben. In Anlehnung an den Öko-Kontenrahmen (vgl. auch Bild 5-4) kann eine hierarchische Struktur geschaffen werden, indem die Materialien unter Oberbegriffen gruppiert werden. Diese Gliederung kann in der Bilanz übernommen werden, um je nach Zielsetzung der Untersuchung beliebige Stoffzusammensetzungen als ein Material zu betrachten (z.B. "Verpackungsabfälle") oder detailliert aufzuführen ("PVC-Folie", "Karton", "Füllmaterial", usw.). Auch im Verlauf der Untersuchung können, abhängig vom jeweiligen Kenntnisstand, Materialien sukzessive durch genauer spezifizierte ersetzt und fortgeschrieben werden (Schmidt/Schorb 1995; Klamt 1997; Schmidt 2000). Zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit der vorliegenden Daten mit Datensätzen aus anderen Referenzanlagen und gleichzeitig zur Anonymisierung der Daten werden die erfassten Verbräuche, Emissionen, etc. in den oberflächenbezogenen Einheiten [g/m² lackierte Oberfläche] bzw. [kJ/ m² lackierte Oberfläche] ausgedrückt. Darüber hinaus werden auch die Arbeits- und die Prozesszeiten im Modell berücksichtigt.

Im einzelnen werden neben der Abfolge der einzelnen Prozessschritte für jeden Arbeitsschritt die eingesetzten Materialien und Technologien, spezifische Verbrauchsdaten und technische Kenngrößen sowie Angaben zu entsorgten bzw. abgegebenen Abfällen und deren Entsorgungs- bzw. Beseitigungswege empirisch ermittelt. Dafür konnte weitestgehend auf im Betrieb vorhandene Informationen aus dem Einkauf, dem Bericht zur Abfallbilanz und zum Abfallkonzept sowie Erfahrungen des Anlagenbetreibers zurückgegriffen werden. Bei der Erfassung der Outputseite entsteht erfahrungsgemäß der größere Aufwand, da hier selten eine systematische Datensammlung vorliegt. Auf die Aufführung der Verbräuche an Verpackungen oder Staubtüchern wurde verzichtet, weil diese für die Beurteilung der zu untersuchenden Emissionsminderungsmaßnahmen nicht entscheidungsrelevant sind.

Bei der Ermittlung der spezifischen Energieverbräuche ergaben sich erhebliche Schwierigkeiten, so dass keine zuverlässigen Rückschlüsse gezogen werden können (vgl. auch Abschnitt 5.3.4). Selbst in großen Lackierbetrieben (wie der Automobilserienlackierung) sind systembezogene Stromzähler kaum vorhanden. Deshalb wird z.B. für die Erfassung des Energiebedarfs in einer Lackerkabine auf Werte aus der Literatur (Hoffmann/Klein 1999) zurückgegriffen. Zur Erstellung

einer konsistenten Energiebilanz werden sämtliche Energieverbräuche in die Basiseinheit Kilojoule umgerechnet. Allerdings betrachtet das untersuchte Unternehmen die Ausgaben für Strom und Wärme als vernachlässigbar, da sie weniger als 10 % der Ausgaben für Lackmaterial ausmachen und keine großen Einsparungen erwartet wurden.

Schließlich wurden die ermittelten Stoffströme für die Primär- und produktionsintegrierten Maßnahmen monetär charakterisiert (vgl. Kapitel 3). Insgesamt wurden zur Beschreibung der untersuchten Referenzanlage etwa 90 Parameter definiert und abgebildet, z.B. Lackverbräuche, Prozesszeiten, Mischungsverhältnisse, Auftragswirkungsgrade oder Leistungsdaten.

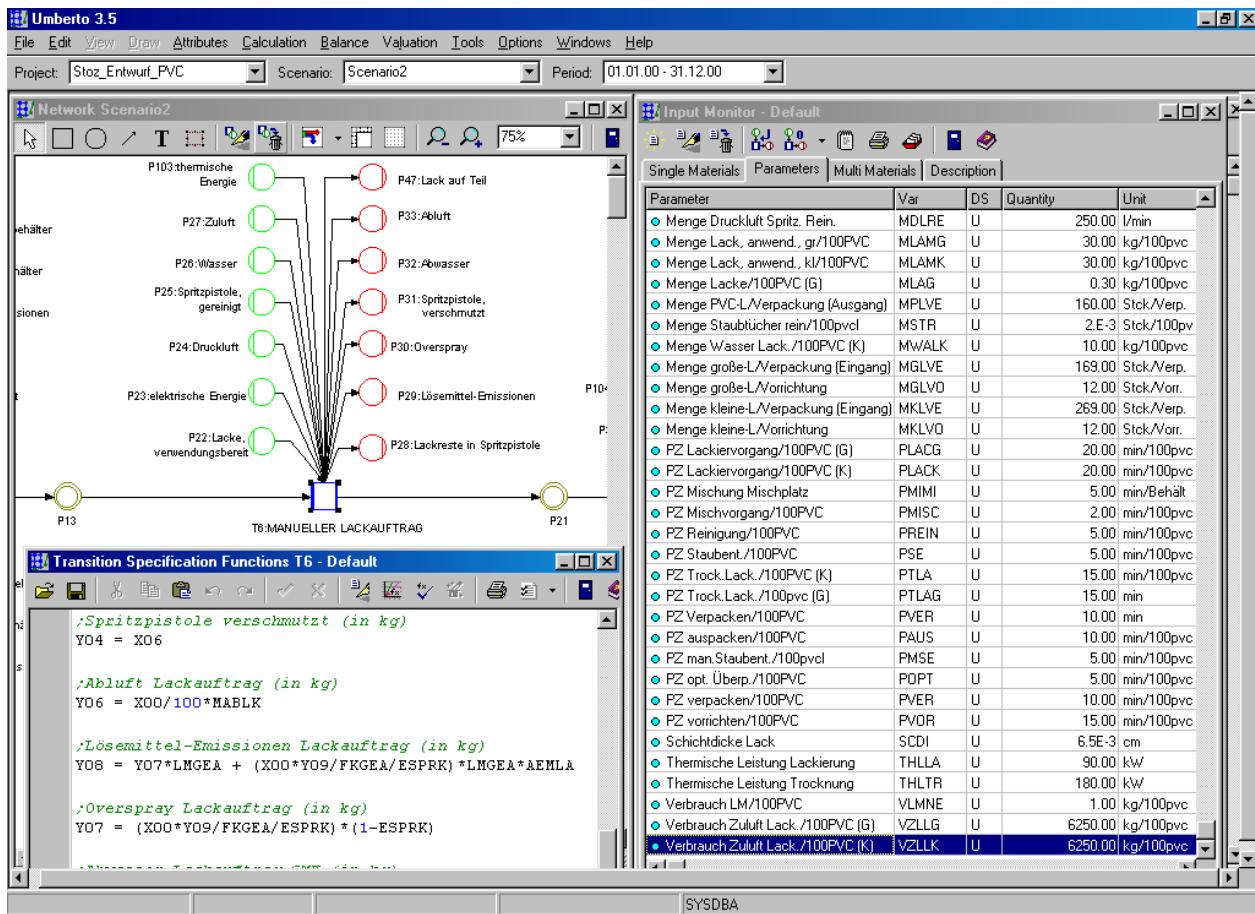


Bild 5-3: Darstellung der Input- und Outputströme in der Software Umberto

5.3.2 Beschreibung des Referenzfalls und Identifizierung der einsetzbaren VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen

Im Anschluss an die Validierung des Modells werden unterschiedliche Prozessmodifikationen simuliert, um den Einsatz alternativer Produkte und Verfahren sowie nachgeschalteter VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen auf den gesamten Prozessablauf zu analysieren. Dazu wird der analysierte und modellierte Ist-Zustand als Referenzfall definiert: Auf einfache Karosserieanbauteile (Weich-PVC-Leisten) wird eine Decklackschicht in matt-schwarzem Farnton aufgetragen. Der eingesetzte Lack ist ein lösemittelhaltiger Zwei-Komponenten-Lack mit einem Festkörpergehalt von rund 40 Gew.-%. Aufgrund der geforderten Flexibilität und der schnell wechselnden Lackieraufträge werden zur Lackierung konventionelle Spritzpistolen mit Druckluftzerstäubung eingesetzt. Die Lackierkabine wird durchgehend mit gereinigter, temperierter Luft (ca. 25 °C) von oben nach unten durchströmt, wobei die Frischluft gereinigt und anschließend erwärmt wird. Der Lackoverspray wird durch den kontinuierlichen Luftstrom nach unten in eine Einrichtung zur

Overspray-Abscheidung geleitet. Der Lack kann prinzipiell bei Raumtemperatur aushärten, doch in der Regel werden die Kunststoffteile auf ca. 80 °C aufgeheizt.

In Tabelle 5-2 sind die möglichen Primär- und Sekundärmaßnahmen zur Minderung von VOC-Emissionen für die betrachtete Referenzanlage aufgeführt. Techno-ökonomische Beschreibungen dieser Emissionsminderungsmaßnahmen sind in den BVT-Katalogen zu finden (vgl. auch Kapitel 4; (Rentz et al. 2003a)). Allerdings sind nicht sämtliche technischen Optionen für einen gegebenen Prozess einsetzbar. Vielmehr sind mit ingenieurwissenschaftlichem Know-how sinnvolle Maßnahmenkombinationen zu bestimmen.

Tabelle 5-2: Mögliche Maßnahmen zur Minderung von VOC-Emissionen

Primärmaßnahmen Code	Beschreibung
00	Konventionell lösemittelhaltiges Lacksystem (Lösemittelgehalt: 60 Gew.-%), manuelles Lackauftragverfahren mit konventionellen Spritzpistolen durch Druckluftzerstäubung
01	Konventionell lösemittelhaltiges Lacksystem (Lösemittelgehalt: 60 Gew.-%), Lackauftragverfahren mit Lackroboter und konventionellen Spritzpistolen durch Druckluftzerstäubung
02	Wasserbasiertes Lacksystem (Lösemittelgehalt: 12,5 Gew.-%), manuelles Lackauftragverfahren mit konventionellen Spritzpistolen durch Druckluftzerstäubung
03	Wasserbasiertes Lacksystem (Lösemittelgehalt: 12,5 Gew.-%), Lackauftragverfahren mit Lackroboter und konventionellen Spritzpistolen durch Druckluftzerstäubung
Sekundärmaßnahmen Code	Beschreibung
00	Keine Sekundärmaßnahme
01	Thermische Nachverbrennung (Lackierkabine)
02	Adsorption auf Aktivkohle (Lackierkabine)
03	Biofiltration (Lackierkabine)
04	Thermische Nachverbrennung (Trockner)

5.3.3 Ergebnisse der umweltbezogenen Charakterisierung der identifizierten Maßnahmenkombinationen

Ausgehend von den ermittelten Stoff- und Energieströmen und den durch mathematische Gleichungen spezifizierten Transitionen werden für festgelegte Zeitabstände (z.B. ein Jahr) Bilanzen von Eingangs- und Ausgangsströmen erstellt. Bild 5-4 zeigt eine derartige Stoff- und Energiebilanz für den Referenzfall des untersuchten Prozesses.

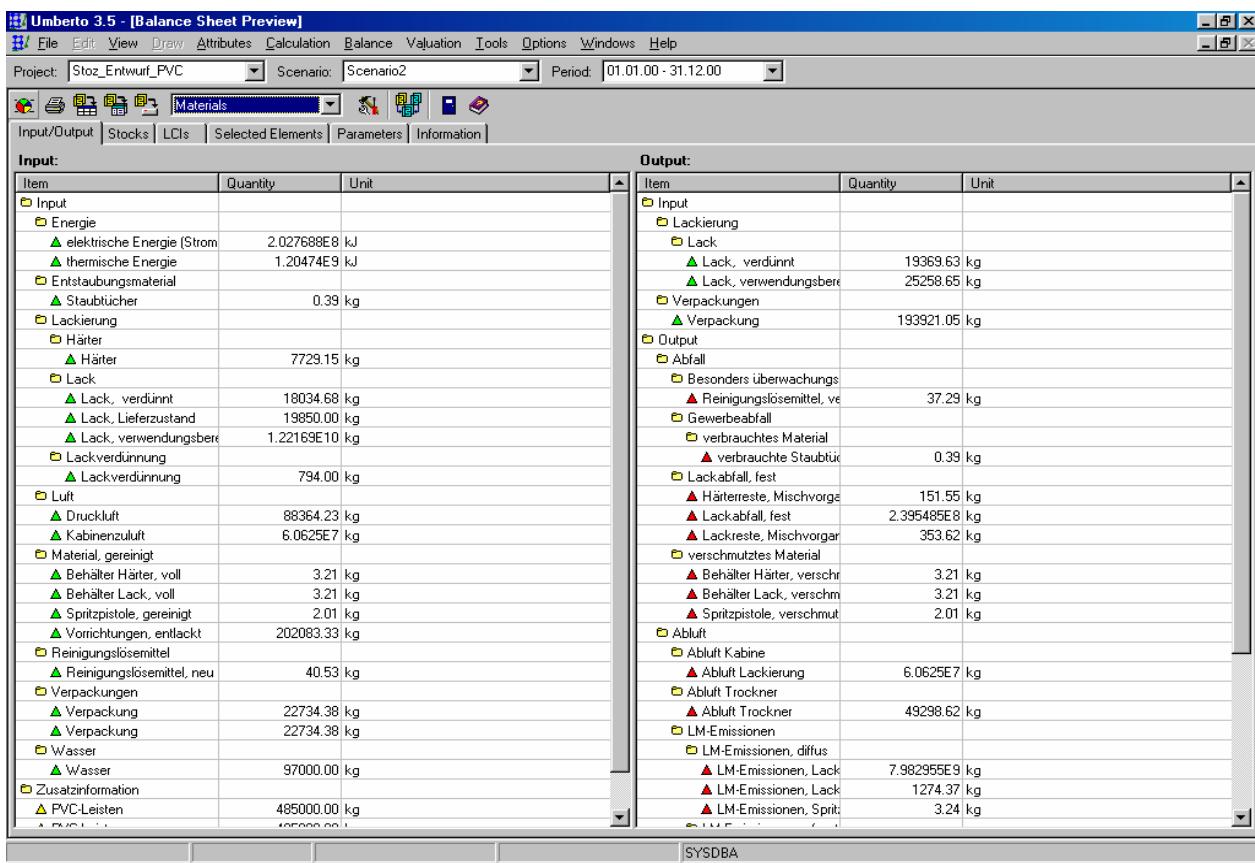
**Bild 5-4: Darstellung der Stoff- und Energiebilanz für einen ausgewählten Prozess**

Tabelle 5-3 gibt eine Zusammenfassung der umweltbezogenen Charakterisierung der untersuchten Maßnahmenkombinationen. Dabei werden die relevantesten Umwelteinflüsse als oberflächenbezogener Wert und als Minderungsgrad in Bezug auf den definierten Referenzfall beim Einsatz der möglichen Maßnahmenkombinationen aufgeführt.

- Im **Referenzfall** werden pro m² lackierte Oberfläche 245 g VOC emittiert und fallen etwa 207 g Lackschlamm an.
- Beim **Einsatz eines Lackierroboters** (Maßnahme 01 00) wird durch die Erhöhung des Lackauftragswirkungsgrades von 25 % auf 45 % eine Einsparung an Lackmaterial (Stammlack, Härtet) und Verdünnungslösemittel von rund 45 % gegenüber dem Referenzfall erreicht. Die Lösemittelemissionen werden im Vergleich zum Referenzfall um etwa 42 % gesenkt und der Lackschlammfall um ca. 60 % verringert.
- Die Verwendung von **Verdünnungs- und Reinigungslösemitteln auf Wasserbasis** (Maßnahmen 02 00 und 03 00) führt zu einer beträchtlichen Minderung an Lösemittel-Emissionen. Jedoch erfordert oftmals die Umstellung von konventionellen lösemittelhaltigen Lacksystemen auf wasserbasierte Lacksysteme die Änderung von Teilen der Anlage oder der Prozessführung, wie z.B. der Ersatz des Lackversorgungssystems oder die Umrüstung der Spritzpistolen (Dietz 1999). Aufgrund des niedrigeren Festkörpergehaltes von wasserverdünnbaren Lacksystemen gegenüber dem konventionell lösemittelhaltigen Lacksystem wird bei der Maßnahme 02 00 etwa 6 % mehr Lackmaterial benötigt. Da die Spritzpistolen mit Wasser gereinigt werden können, wird Reinigungslösemittel eingespart und demzufolge weniger verschmutztes Reinigungslösemittel generiert.

Tabelle 5-3: Ergebnisse der untersuchten Maßnahmenkombinationen für die Lackierung von Weich-PVC-Teilen

Nr.	Szenario- beschreibung	Szenarien		Ressourcen		Abfälle	Emissionen	Kosten und Investitionen				
		Maß- nahmen- Code	Lack- verbrauch [g/m ²] lackierte Ober- fläche]	Verdünnungs- lösemittel [g/m ² lackierte Oberfläche]	Lack- schamm [g/m ² lackierte Ober- fläche]			Primäre Maßnahmen	Betriebs- kosten	Investi- tionen [€]	Abgas- reinigungs- verfahren	Betriebs- kosten [€/a]
0	Ist-Zustand (manuelle Lackierung)	00 00	388 [0 %]	158 [0 %]	207 [0 %]	146 [0 %]	245 [0 %]	0	0	0		
1	Lackroboter	01 00	213 [-45 %]	87 [-45 %]	83 [-60 %]	146 [0 %]	142 [-42 %]	-43 %	200.000	0	0	0
2A	Thermische Nachverbrennung auf Trockner	00 04	388 [0 %]	158 [0 %]	207 [0 %]	146 [0 %]	238 [-3 %]	0 %	350.000	255.000		
2B	Absorption auf Spritzkabine	00 02	388 [0 %]	158 [0 %]	207 [0 %]	146 [0 %]	98 [-60 %]	0 %	500.000	50.000		
2C	Thermische Nachverbrennung auf Spritzkabine	00 01	388 [0 %]	158 [0 %]	207 [0 %]	146 [0 %]	98 [-60 %]	0 %	750.000	20.000		
2D	Biofilter auf Spritzkabine	00 03	388 [0 %]	158 [0 %]	207 [0 %]	146 [0 %]	69 [-72 %]	0 %	350.000	40.000		
2E	Biofilter auf Spritzkabine und Lackroboter	01 03	213 [-45 %]	87 [-45 %]	83 [-60 %]	146 [0 %]	47 [-81 %]	-43 %	550.000	40.000		
3A	Einsatz von Wasserlacken (manuel)	02 00	411 [+6 %]	167 [+ 6%]	207 [0 %]	37 [-75 %] ¹⁾	54 [-78 %]	+2 %	25.000	0		
3B	Einsatz von Wasserlacken mit Roboter	03 00	229 [-41 %]	93 [-41 %]	83 [-60 %]	37 [-75 %] ¹⁾	32 [-87 %]	-44 %	225.000	0		

¹⁾ Es wird angenommen, dass pro Schicht drei Reinigungsvorgänge der Spritze mit Wasser und einer mit Lösemittel durchgeführt werden.

- Im Gegensatz zu den Primärmaßnahmen tragen nachgeschaltete **Abluftreinigungsverfahren** (Maßnahmen 00 01, 00 02 und 00 03) weder zur Ressourcenschonung noch zur Abfallminde rung bei; lediglich die Lösemittelemissionen werden reduziert. Das rückgewonnene Lösemittel in der Adsorption (Maßnahme 00 02) kann ggf. als Reinigungslösemittel für die Spritzpistolen verwendet werden.

Die erfolgversprechendsten Szenarien sind demnach die Einführung eines Lackroboters bei Verwendung von konventionellem Lack (01 00) oder von wasserverdünnbarem Lack (01 03). Durch den Einsatz von Abgasreinigungsverfahren werden die Lösemittelemissionen ebenfalls stark reduziert, jedoch ermöglichen diese Maßnahmen keine Reduzierung der Einsatzmaterialien.

Die grafische Darstellung der untersuchten Szenarien anhand der Rangplätze für die betrachteten Kriterien in Bild 5-5 zeigt, dass Szenario 3B bei drei Kriterien am besten abschneidet. Allerdings ist kein Szenario eindeutig besser als ein anderes, und keines ist eindeutig schlechter als ein anderes.

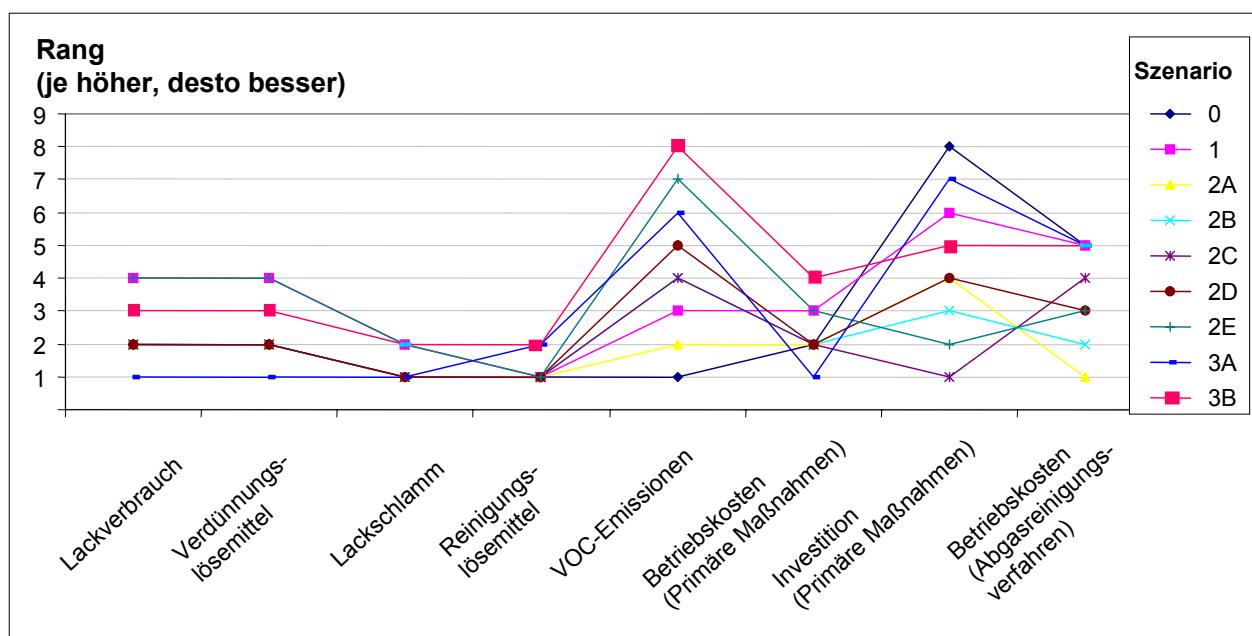


Bild 5-5: Zielkonflikte bei der Bewertung der untersuchten Maßnahmenkombinationen für die Lackierung von Weich-PVC-Teilen

5.3.4 Besonderheiten des Energiestrommanagements

Im Rahmen der Diskussionen um den Klimaschutz rückt die effiziente Energieverwendung in den Vordergrund, mit dem übergeordneten Ziel der Senkung der Treibhausgasemissionen, insbesondere von Kohlendioxid (Fichtner 2005). Eine Bestandsaufnahme des Ist-Zustands ist eine Voraussetzung für eine detaillierte Planung und Kontrolle des betrieblichen Energieflusses, um den einzelnen Verbrauchern ihren Energiebedarf zuzuordnen und Einsparungsmaßnahmen zu identifizieren. Energiebilanzen sind das Ergebnis einer Input/Output-Analyse der Energieströme, die für den gesamten Betrieb wie auch für einzelne Prozesse innerhalb des Betriebes durchgeführt werden kann (Tabelle 5-4). Als Inputströme gelten dabei alle Energieträger, die in das Unternehmen eingehen und für die Energieumwandlung eingesetzt werden. Als Output werden die unterschiedlichen Abwärmeströme und Emissionen betrachtet.

Tabelle 5-4: Grundgerüst für eine Energiebilanz

Input	Menge	Output	Menge
1. Fossile Energieträger [kWh]		1. Abwärme [kWh]	
1.1. Kohle (Stein- und Braunkohle)		1.1. Abluft [m^3]	
1.2. Heizöl		1.2. Abwasser [m^3]	
1.3. Gas		2. Emissionen [kg]	
2. Strom [kWh]		2.1. CO ₂	
3. Fernwärme [kWh]		2.2. NO _x	
4. Erneuerbare Energieträger [kWh]		2.3. CO	
4.1. Biomasse		2.4. SO ₂	
4.2. Photovoltaik		2.5. C _x H _y	
4.3. Wind		2.6. Staub	
4.4. Sonnenenergie in Kollektoren			
5. Fossile Treibstoffe [kWh]			
5.1. Benzin			
5.2. Diesel			

Die Ergebnisse können als Fließschemata der Prozessschritte mit typischen Verbrauchswerten z.B. für die Lackierung von verschiedenen Werkstoffen dargestellt werden. Wirkungszusammenhänge zeigen sich vor allem in **Sankey-Diagrammen** (Bild 5-6), die traditionell im Prozess- und Anlagendesign verwendet werden, um den Einsatz, die Umwandlung, die Verteilung und die Nutzung der Energie bildlich darzustellen und damit Ansatzpunkte für Prozessverbesserungen zu visualisieren. Die Mengenströme werden auf eine gleiche funktionale Einheit bezogen (z.B. m² lackierte Oberfläche) und je nach ihrer Menge graphisch unterschiedlich breit dargestellt.⁵⁴

Ausgangspunkt für die Energiebilanz sind zunächst die Aufwendungen für die einzelnen Energieträger (Heizöl, Gas etc.). Eine Untergliederung in erneuerbare und nicht erneuerbare Energieträger ist für die Bewertung der CO₂-Emissionen von Bedeutung. Um die verbrauchte Energie den einzelnen Prozessen zuordnen zu können, sind Messungen notwendig. Dabei ist die Energie in jener Form zu messen, in der sie benötigt wird. Wird für einen Prozess beispielsweise Druckluft verwendet, so sollte die eingesetzte Druckluftmenge, und nicht der Energieverbrauch zur Drucklufterzeugung, gemessen werden. Tabelle 5-5 gibt eine grobe Übersicht über die Genauigkeit und die Fehleranfälligkeit verschiedener Messgrößen, die sich je nach Messgröße und –verfahren stark unterscheiden können (Spreng/Schwarz 1993). Da der Messaufwand erheblich sein kann, wird der Detaillierungsgrad oft nur für bestimmte energieintensive Prozesse vertieft, die

- einen hohen Energiekostenanteil aufweisen,
- einen hohen Anteil an variablen Faktoren aufweisen,
- über die kein Wissen bezüglich des fixen und variablen Verbrauchs vorliegt.

⁵⁴ Zum Einsatz von Sankey-Diagrammen im technischen Umweltschutz sei verwiesen auf das kanadische Pollution Prevention Handbook, page B8, http://www.ec.gc.ca/P2TUT/pdf/hand_all_e.pdf.

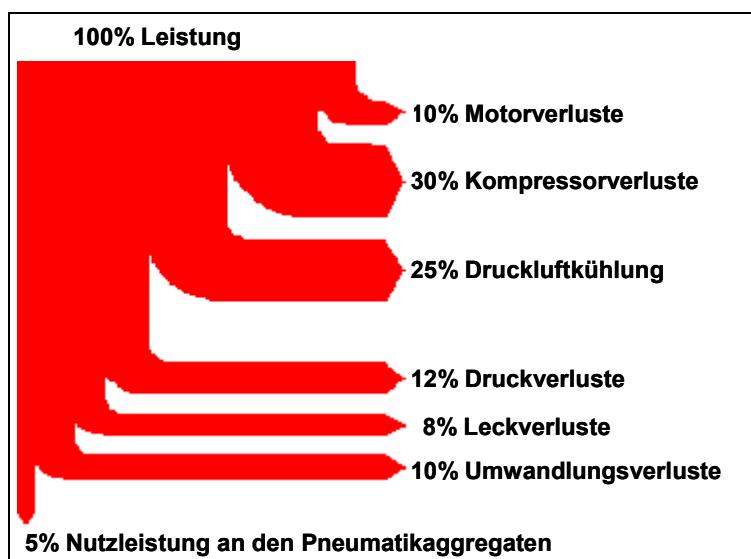


Bild 5-6: Sankey-Diagramm für den Energiefloss in einer Druckluftanlage

Quelle: (Gloor 1996)

Tabelle 5-5: Messaufwand, Genauigkeit und Fehlerhäufigkeit bei den häufigsten Energiemessungen

Messgröße	Messaufwand	Genauigkeit	Fehleranfälligkeit
Elektrizität	niedrig	hoch	gering
Dampf	hoch	mittel	hoch
Kälte	hoch	mittel	mittel
Druckluft	hoch	mittel	mittel
Heißwasser	mittel	hoch	gering
Warmwasser	niedrig	mittel	gering

Quelle: (Spreng/Schwarz 1993)

Für eine Schwachstellenanalyse sollten die verbrauchte Energie und die benötigte Leistung getrennt betrachtet werden. Außerdem ist die Wichtigkeit innerhalb der betrieblichen Versorgung zu beachten: Durch die Untersuchung betrieblicher Schlüsselbereiche kann auf eine eventuelle Störanfälligkeit von Aggregaten oder Bereichen vorsorgend reagiert werden. Mit Hilfe von Energieverbrauchsfunktionen und Energiekennzahlen (wie z.B. spezifischer Verbrauch pro m² Oberfläche) können die eingesetzten Energiemengen für die einzelnen Prozessschritte vergleichbar gemacht werden.

Die Umsetzbarkeit von Maßnahmen zur effizienteren Energieverwendung und Energieeinsparmöglichkeiten (vgl. auch Tabelle 5.6) unterscheidet sich für bestehende Anlagen und Anlagenneuplanungen bzw. -modernisierungen. So können bei einer **Anlagenauslegung** Größendegressionseffekte realisiert werden, d.h. eine größere Anlage kann zu spezifisch niedrigeren Kosten und mit spezifisch geringerem Energieeinsatz produzieren. Zum anderen jedoch können Überdimensionierungen zu einem erhöhten spezifischen Energieverbrauch führen, denn Maschinen und Anlagen weisen unter Auslegungsbedingungen, Teillast oder Notbetrieb einen unterschiedlichen Energieverbrauch auf.⁵⁵ Weiterhin wird der Energieverbrauch durch verschiedene **Prozessparameter** beeinflusst, wie z.B. Temperatur, Verweilzeit, Auslastung, Verluste oder

⁵⁵ Eine Kesselanlage weist im Teillastbetrieb ein ganz anderes Verhalten auf als im Auslegungspunkt: der Wirkungsgrad ist schlechter und die Emissionen sind höher.

Betriebszustand. Die Eignung der vorgeschlagenen Ansätze kann sich darüber hinaus je nach Anlagenkategorie deutlich unterscheiden. So erreicht die integrierte thermische Nachverbrennung für Lackierungen im industriellen Maßstab Effizienzgrade von bis zu 99 %, sofern der Prozess kontinuierlich gefahren wird. Dies ist jedoch allenfalls in der Automobilserienlackierung und im Coil Coating möglich. Bei variierenden Einsatzmaterialien (z.B. konventionelle Lacke, wasserbasierte Lacke etc.), etwa aufgrund wechselnder Produktionsaufträge wie in der Lohnlackierung, ist eine effiziente Nutzung der thermischen Energie aus der Verbrennung der Lösemittel jedoch nicht möglich.

Tabelle 5-5: Möglichkeiten zur Energieeinsparung in Lackierbetrieben

Produktionsplanung	Bei durch Farbwechsel oder Produktionsstörungen unvermeidlichen Lücken sollten die jeweiligen Aggregate wie Pumpen, Ventilatoren automatisch abgeschaltet werden.
Schleusen	Wenn die Öffnungen der verschiedenen Kammern der jeweiligen Gehängegröße angepasst und mit Blechen strömungstechnisch verlängert werden, so reduziert sich der Wärmeverlust und die Umluftventilatoren können auf einer niedrigen Stufe laufen.
Wärmedämmung	Mit einer stärkeren Dämmung der Wasserleitungen für die Vorbehandlung reduziert sich der Energieverbrauch und verbessert sich das Raumklima.
Abwärmenutzung	In einer Lackiererei kann die Abwärme des Trockners (150 °C) für die Vorbehandlung (50 °C) genutzt werden. Zusätzliche Wärme für die Vorbehandlung kann mit einer Wärmepumpe aus der Raumluft gewonnen werden.
Lüftungsanlage	Mit einer Wärmerückgewinnungsanlage und eventuell zusätzlich mit einer Wärmepumpe kann außerdem die Abwärme aus der Lackerkabine genutzt werden.
Heizungsanlage	Die Heizungsanlagen sollten so eingestellt werden, dass die Solltemperatur erst kurz vor dem Prozessbeginn erreicht wird, und die Anlage rechtzeitig wieder ausgeschaltet wird.
Beleuchtung	Die Deckenbeleuchtungen im Fensterbereich und in einzelnen Bereichen sollten einzeln abgeschaltet werden können.

Quelle: in Anlehnung an (Gloor 1996)

Darüber hinaus ist ein Teil des Energieverbrauchs durch das Verhalten von Mitarbeitern beeinflussbar, wie etwa Heizkosten oder Energieverbrauch bei der Beleuchtung. Auf die Bedeutung der guten Betriebspraxis („good housekeeping“) wird inzwischen auch im Zusammenhang mit der Umsetzung der IVU-Richtlinie hingewiesen (CEC 2000). Allgemeine Grundsätze zur Energieeffizienz können unabhängig von einer Stoff- und Energiestromanalyse formuliert werden ((Environment Agency 2001; SYKE 2002; Rentz et al. 2003c):

- Vermeiden von Leerlauf, weil sich schon bei kurzer Betriebsunterbrechung das Abschalten lohnen kann. Gegebenenfalls ist eine automatische Abschaltung sinnvoll. Als einfache Faustregel gilt, dass sich das Abschalten einer Maschine lohnt, wenn die Pause größer als die 5-fache Hochlaufzeit ist.
- Volle Auslastung der Anlagen, da für Hilfsprozesse (wie etwa Druckluftgenerierung) mehr Leistung benötigt wird als für den eigentlichen Prozess.
- Optimierung der Druckluftbereitstellung, indem nur die benötigte Leistung bereitgestellt wird.
- Bei Sanierungen und Neuinvestitionen sollten vom Lieferanten garantierter Werte (z.B. spezifischer Energieverbrauch [kWh pro Produktionseinheit], Leerlaufleistung [kW], Abluftmenge [m³/h], Druckluft [bar] und [m³/h]) für den Energieverbrauch bei der Abnahme überprüft werden. Zur Energieeffizienz gehört auch eine automatische Abschaltung im Leerlauf.

5.3.5 Schlussfolgerungen aus dem Fallbeispiel

Aufgrund seiner technologischen Ausstattung zählt der Referenzbetrieb zu den sehr fortschrittlichen Betrieben. Demzufolge besteht nur ein geringes zusätzliches Emissionsminderungspotenzial. Eine Umstellung auf lösemittelarme bzw. -freie Lacksysteme wird derzeit durch die Auftraggeber (z.B. Mobiltelefon-Produzenten, Automobilindustrie) erschwert. Prozessänderungen werden aufgrund der hohen Qualitätsansprüche erst nach umfangreichen Tests zugelassen. Bekannt ist vor allem der von der Automobilindustrie vorgeschrifte "Florida-Test", bei dem Probebleche zwei bis zehn Jahre lang starker Sonneneinstrahlung, Feuchtigkeit und extremen Temperaturwechseln ausgesetzt werden (Borchard-Tuch 2004).

Der Einsatz eines computergestützten Stoffstrommanagementsystems zur Anlagenoptimierung ermöglicht eine übersichtliche Datenverwaltung, eine transparente Darstellung und eine nachvollziehbare Berechnung der Stoff- und Energieströme auch in kleinen und mittleren Unternehmen. Zur Spezifizierung der Zusammenhänge zwischen eingehenden und ausgehenden Materialien in den Transitionen kann der betriebswirtschaftliche Ansatz der Aktivitätsanalyse herangezogen werden. Dabei können entweder die Grundtypen sowie erweiterte Ansätze von Produktionsfunktionen eingesetzt oder die Input-Output-Beziehungen empirisch ermittelt werden. Mit Hilfe des Modells können Stoffsubstitutionen, Verfahrensänderungen oder Einführungen von End-of-Pipe Maßnahmen ex-ante unter Berücksichtigung verfahrens- und anlagenspezifischer Besonderheiten im Modell simuliert werden. Ferner kann das Modell bei neuen Erkenntnissen in der Produkt- und Technologieentwicklung systematisch fortgeschrieben werden.

Die größte Schwierigkeit im Rahmen der Modellentwicklung besteht für Lohnlackierbetriebe – neben dem erheblichen Aufwand für die Datenermittlung – in der Abgrenzung bzw. Zuordnung von Stoff- und Energieströmen zu den einzelnen Prozessschritten oder Produkten, vor allem bei einem häufig wechselnden Produktspektrum. Neben der Identifikation von Anlagenoptimierungspotenzialen bietet der Einsatz von Stoffstrommanagementsystemen eine Unterstützung sowohl im Rahmen der Erfüllung von Berichtspflichten gemäß EU-Lösemittel-Richtlinie bzw. 31. BlmSchV oder der Umweltberichterstattung, wie im nächsten Fallbeispiel erläutert wird.

5.4 Fallbeispiel 4: Erfüllung der Bilanzierungsverpflichtungen gemäß Lösemittel-Richtlinie

Die EG-Lösemittel-Richtlinie 1999/13/EG definiert neben konkreten anlagenspezifischen Emissionsgrenzwerten für Abgase erstmalig auch Grenzwerte für Emissionen, die durch den Einsatz von lösemittelhaltigen Produkten außerhalb von Anlagen entstehen (vgl. Abschnitt 2.1.4). Darüber hinaus beinhaltet sie neuartige Instrumente wie z.B. Lösemittelbilanzen, die von den betroffenen Unternehmen zum Nachweis der Einhaltung der Gesamtemissionen aufzustellen sind, oder Reduzierungspläne, die den Einsatz von lösemittelarmen Produkten in der Lackierung fördern sollen.

Die Umsetzung der gesetzlichen Anforderungen mit Hilfe von Produkt- und Techniksubstitutionen wird insbesondere für die betroffenen Kleinstunternehmen eine große Herausforderung darstellen: Entweder erfüllen sie die Anforderungen und entwickeln anhand der gesetzlich festgelegten Alternativen ihre betriebsindividuelle Minderungsstrategie oder sie werden bis zu der in der Lösemittel-Richtlinie festgelegten Frist für Altanlagen ihren Betrieb schließen müssen. Selbst wenn die einzelnen Unternehmen oft weniger als vier Mitarbeiter haben (CEPE 2000), beschäftigen beispielsweise die ca. 90.000 Kfz-Reparaturbetriebe in der EU rund 200.000 Personen. In Deutschland gibt es ca. 48.000 Kfz-Werkstätten, von denen schätzungsweise zwischen 9.500 und 12.800 Betriebe auf Autoreparaturlackierungen spezialisiert sind (Sadowski 2000). Im Jahr 1999 wurden ca. 140.000 t

lösemittelhaltige Autoreparaturlacke in der EU verkauft. Die größten Lösemittelemissionsminderungen (ca. 30 %) können in der Autoreparaturlackierung durch den Einsatz von Wasserlacken erzielt werden. Vor Umsetzung der Lösemittelverordnung lag ihr Anteil an den verwendeten Decklacken jedoch lediglich bei 2 %, obwohl die Wasserlacke der neuen Generation die hohen Qualitätsanforderungen der Reparaturlackierung inzwischen erfüllen. Um Betriebe zu einer Produktsubstitution zu bewegen, sind zunächst die Konsequenzen der resultierenden Prozessveränderungen aufzuzeigen. Dazu eignen sich auch Ansätze des Stoffstrommanagements, die zuvor nur für mittlere und große Unternehmen entwickelt und eingesetzt wurden.

In diesem Fallbeispiel wird die Erstellung einer Lösemittelbilanz und eines Reduzierungsplans mit Hilfe eines Stoffflussmodells beschrieben (Rentz et al. 2001a; Rentz et al. 2001b; Avci 2003; Geldermann et al. 2003a; Geldermann/Rentz 2004a). Dazu ist anzumerken, dass inzwischen der Lösemittelgehalt von Produkten der Fahrzeugreparaturlackierung ebenso wie von Dekorfarben und -lacken durch die EG-Lackrichtlinie (2004/42/EG) geregelt wird. Das prinzipielle Vorgehen wird jedoch aufbauend auf den Erfahrungen dieser Fallstudie auch auf andere Sektoren übertragen, die von der EG-Lösemittel-Richtlinie betroffen sind.⁵⁶

5.4.1 Erstellung einer Lösemittelbilanz und eines Reduzierungsplans

Die Anlagenbetreiber werden durch die Lösemittel-Richtlinie verpflichtet, in regelmäßigen Abständen Input und Output von Lösemitteln zu erfassen und in einer **Lösemittelbilanz** für eine Anlage, bezogen auf den Zeitraum eines Kalenderjahres oder eines beliebigen Zwölfmonatszeitraums, zu dokumentieren (vgl. Tabelle 5-7). Das prinzipielle Vorgehen ist mit dem bei der Erstellung von Massen- und Energiebilanzen oder Ökobilanzen vergleichbar. Dabei sind einzelne Lösemittel, die nach den Klassifizierungsgrundsätzen des Chemikalienrechts als krebserzeugend, erbgutverändernd, reproduktionstoxisch oder besonders gesundheitsschädlich gelten, gesondert auszuweisen. Die Lösemittelbilanz hat zunächst die Aufgabe, den Lösemittelverbrauch und damit die Emissionssituation in den Betrieben zu beschreiben (Situation vor und nach Einführung von Minderungsmaßnahmen) und hierbei insbesondere die Einhaltung der Grenzwerte für diffuse Emissionen⁵⁷ bzw. der Gesamtemissionen nachzuweisen.

Darüber hinaus wird auf Grundlage der Lösemittelbilanz der **Reduzierungsplan** aufgestellt. Die in der Lösemittelbilanz dokumentierten Festkörperanteile der eingesetzten Produkte stellen die Grundlage für die Ermittlung des Zielemissionswertes dar. Dieser Zielemissionswert ergibt sich aus dem Produkt der Summe der eingesetzten produktsspezifischen Festkörpermengen und den im Anhang der EU-Lösemittel-Richtlinie festgelegten Faktoren (erlaubte Emissionsmenge pro Kilogramm verwendete Festkörpermenge). Für die Einhaltung des festgelegten Zielwertes sind Fristen

⁵⁶ Im EU-Projekt SMS-VOSLESS (Solvent Management Systems – Reduction of the solvent emissions in some industrial sectors / Reduktion der flüchtigen organischen Verbindungen in einigen Industriesektoren), das im Rahmen der EU-Gemeinschaftsinitiative INTERREG III B CADSES (Central Adriatic Danubian Southeastern European Space) von 2004 bis 2006 gefördert wird, werden die Besonderheiten bei der Anwendung der Lösemittel-Bilanz in konkreten Anlagen in Italien, Rumänien, Slowenien und Deutschland untersucht und innovative, effiziente und vereinfachte administrative Maßnahmen für die Behörden erarbeitet, um in den betroffenen Unternehmen Umweltschutzmaßnahmen zu implementieren und zu verfolgen.

⁵⁷ Diffuse Emissionen werden definiert als alle nicht in gefassten Abgasen einer Anlage enthaltenen VOC-Emissionen einschließlich der Emissionen, die durch Fenster, Türen, Entlüftungsschächte und ähnliche Öffnungen in die Umwelt gelangen sowie die VOC, die in einem von der Anlage hergestellten Produkt enthalten sind, soweit keine andere Bestimmungsweise festgelegt ist;

für Neu- und Altanlagen in der Richtlinie festgelegt (Tabelle 5-8). Der Reduzierungsplan hat zum Ziel, prozessintegrierte Maßnahmen zur Emissionsminderung zu fördern und eine auf die Bedingungen der jeweiligen Anlage zugeschnittene Einhaltung der geforderten Emissionsminderung zu geben. Die Behörden prüfen die Lösemittelbilanz und den Reduzierungsplan auf Vollständigkeit und Plausibilität und vereinbaren ggf. mit den Betrieben konkrete Minderungsziele (May 2001; Hackmack/Mahrwald 2002).

Tabelle 5-7: Definitionen für die Erstellung einer Lösemittelbilanz für eine Anlage

Eintrag organischer Lösemittel in eine Anlage (Input)	Austrag organischer Lösemittel aus einer Anlage (Output)
I1: Eingesetzte Lösemittel I2: Einsatz regenerierter Lösemittel	O1: Emissionen in gefassten Abgasen O2: Menge organischer Lösemittel im Abwasser O3: Lösemittelp Rückstand im Endprodukt O4: Diffuse Emissionen in die Luft O5: Abscheidung von Lösemitteln in der Abluft- und Abwasserreinigung O6: Lösemittel im Abfall O7: Lösemittel zum Verkauf O8: Lagerung regenerierter Lösemittel, O9: Lösemittel, die auf sonstigem Wege freigesetzt werden

Tabelle 5-8: Zeitpunkte für die Einhaltung der maximal zulässigen Gesamtemissionen gemäß EG-Lösemittel-Richtlinie und 31. BlmSchV

Neue Anlagen	Altanlagen	Maximal zulässige Emissionen
ab 25. August 2001	ab 1. November 2005	Zielemission x 1,5
Ab 1. November 2004	ab 1. November 2007	Zielemission

Tabelle 5-9: Alternativen zur Erfüllung der Anforderungen der 31. BlmSchV

Alternative I: Aufstellung eines Reduzierungsplans	<i>Reduzierungsplan Typ A:</i> Aufstellen einer Lösemittel- und Festkörperbilanz Vorgabe eines Zielemissionswertes
	<i>Vereinfachter Reduzierungsplan Typ B</i> Keine Lösemittelbilanz erforderlich Nachweis über Einsatz von bestimmten lösemittelarmen Produkten (Wasserbasislacke, High-Solid-Produkte) und Techniken (z.B. HVLP-Spritzpistolen) (vgl. auch (VDI Richtlinie 3456 2000))
Alternative II: Einhaltung der vorgeschriebenen Emissionsgrenzwerte für Abgase und diffuse Emissionen Grenzwerte für Abgase: 50 mg C/m³ Diffuse Emissionen: 25 % der eingesetzten organischen Lösemittel	Einbau von Abluftreinigungssystemen für gasförmige Emissionen (z.B. Adsorptionsanlagen, Biofilter, Anlagen zur Thermischen Nachverbrennung (vgl. auch (VDI Richtlinie 3456 2000)) Periodische Messungen der Einhaltung der Grenzwerte erforderlich

Auf Wunsch der beratenden Verbände wurden in der 31. BlmSchV für die Autoreparaturlackierbetriebe keine Schwellenwerte festgeschrieben, so dass in diesem Sektor alle Betriebe die Anforderungen erfüllen müssen (Liebscher 2000; May 2001). Dabei steht den Autoreparurlackierbetrieben zusätzlich ein **vereinfachter Reduzierungsplan (Typ B)** zur Aus-

wahl (vgl. Tabelle 5-9). Darin erklärt der Anlagenbetreiber verbindlich, dass nur noch Einsatzstoffe eingesetzt werden, die bestimmte VOC-Werte nicht überschreiten. In der 31. BImSchV werden die entsprechenden Produktkategorien sowie deren einzuhaltende VOC-Grenzwerte festgelegt. In diesem Fall entfällt die Verpflichtung zur Erstellung einer Lösemittelbilanz. Diese Art der VOC-Emissionsminderung durch produktintegrierte Maßnahmen wird nun durch die EG-Lackrichtlinie (2004/42/EG) für Autoreparatur- und Dekorlacke europaweit vorgeschrieben.

5.4.2 Entwicklung und Einsatz des Stoffflussmodells IMPROVE

Das Stoff- und Energieflussmodell IMPROVE (individual computer aided mass and energy flow model for the vehicle refinishing sector) simuliert den Arbeitsprozess der Autoreparaturlackierung und ermöglicht die Ermittlung und die effizientere Gestaltung der betrieblichen Stoff- und Energieströme in kleinen und mittleren Unternehmen der Autoreparaturlackierung (Rentz et al. 2000c; Blümel 2001; Geldermann/Rentz 2004a).⁵⁸ Anhand der Daten in IMPROVE können Betriebe ihre Lösemittelbilanz und ihren Reduzierungsplan aufstellen.

Je nach Lackart (Uni- oder Metallic-Lack in ein bis drei Schichten), Lackstufe⁵⁹ und wie lackiert wird (am Fahrzeug ohne und mit Vorlackieren, oder nur abgebaute Montageteile) unterscheidet sich der Arbeitsprozess in Anzahl und Abfolge der Arbeitsschritte (Anselm 1999). IMPROVE berücksichtigt insgesamt 15 unterschiedliche Lackierprozesse mit jeweils maximal 55 Arbeitsschritten von der Fahrzeugannahme bis zur Fahrzeuggababe. Die dem Modell zugrunde liegenden Daten (z.B. flächen-, bauteil- und fahrzeugbezogene Verbrauchswerte, Auftragsstruktur, Arbeitszeiten und Leistungsdaten der Technologien) wurden in zwei ausgewählten Referenzbetrieben in Baden-Württemberg erhoben und mit verschiedenen Branchenexperten bei Herstellern und Berufsverbänden abgestimmt. Das Verhältnis von eingehenden und ausgehenden Stoffen in den einzelnen Arbeitsschritten wird durch rund 200 Parameter wie z.B. Materialverbrauch, Arbeitszeit, Leistungskennzahl, Maschinenlaufzeit und Mischungsverhältnis der jeweiligen Lacksysteme beschrieben. Die erstellten Stoffbilanzen werden anschließend in einem Auswertungsprogramm auf der Grundlage von Microsoft Excel nach Produktgruppen sortiert und mit spezifischen Materialpreisen multipliziert, die aus den Preislisten der Lackhersteller und den Rechnungen der Zulieferer bestimmt werden.⁶⁰ Ferner ist eine Ausgabe der Lösemittelbilanz möglich.

Für verschiedene Maßnahmen der Stoffsubstitution (z.B. Einsatz lösemittelarmer Lacke) und Verfahrensumstellungen (z.B. oversprayarme Applikationsverfahren) wurden Szenarien definiert und für einen repräsentativen Modellbetrieb analysiert, der pro Jahr knapp 2.000 Fahrzeugteile lackiert. Trotz eines leicht erhöhten Energieaufwandes für Trocknung und Druckluft und höherer Lack-

⁵⁸ Das Modell basiert auf der kommerziellen LCA-Software UMBERTO, die eine transparente Abbildung von Produktionsprozessen sowie die Ermittlung und Bilanzierung von Stoff- und Energieströmen auf der Grundlage der Petri-Netz-Theorie ermöglicht (vgl. auch Abschnitt 5.2.1).

⁵⁹ Mit Hilfe von Lackstufen werden die unterschiedlichen Arbeitsumfänge beschrieben. Dabei werden vier Stufen berücksichtigt: Lackstufe 1 beschreibt die Neuteillackierung, Lackstufe 2 die Oberflächelackierung bei leichter Beschädigung, Lackstufe 3 die Lackierung mit einer Fläche < 50 % an komplettem Lackaufbau bestehend aus Füller, Basis- und Klarlack, und die Lackstufe 4 die Lackierung mit einem Anteil > 50 % an komplettem Lackaufbau.

⁶⁰ In IMPROVE sind die Listenpreise des Lackherstellers Spies Hecker für rund 150 Materialarten für die gebräuchlichsten Gebindegrößen und Verkaufsmengen hinterlegt. (Winder/Turner 1992) stellten bei einer Untersuchung von 46 Autoreparaturlackierwerkstätten in Australien fest, dass insgesamt ungefähr 300 verschiedene chemische Produkte eingesetzt werden.

gebindepreise konnten insgesamt jährliche Kosten- und Emissionsminderungen durch die Verringerung des Lack- und Filtermattenverbrauchs nachgewiesen werden. Die größten Emissionsminderungen (61 %) bei gleichzeitiger Kosteneinsparung in Höhe von ca. 17.000 €/a (dies entspricht 15 % der gesamten Prozesskosten) wurden bei der Applikation von Wasserbasislacken mit HVLP-Spritzen erreicht.

Für einzelne Lackierbetriebe ist die Entwicklung eines eigenen betriebsindividuellen Stoffstrommodells nicht praktikabel. Eine Modellanpassung von IMPROVE ist jedoch durch die Modifikation von 20 – 60 Parametern möglich, um die Konsequenzen der Einführung von Produkt- und Techniksubstitutionen zu ermitteln. Dies geht sicherlich zu Lasten der Abbildungsgenauigkeit, ist jedoch angesichts der Zeiteinsparung vertretbar.

Aufbauend auf den modellierten Ergebnissen wurden außerdem für die Beratung der Lackierbetriebe einfache Nomogramme⁶¹ zu verschiedenen Themengebieten erarbeitet, u.a. zum Einsatz von:

- lösemittelarmen Lacke (High-Solid-Lacke, wasserbasierende Lacke),
- HVLP-Spritzverfahren,
- Energiesparmaßnahmen (Wärmerückgewinnung, Druckluftverbrauchsminderung)
- abfallvolumenreduzierende Maßnahmen (Destillation, Papier- und Dosenpresse)

Zahlreiche Institutionen (Berufsverbände, Lackhersteller) nutzen das Modell und die Nomogramme für die technisch-wirtschaftliche Beratung der Autoreparaturlackierbetriebe.

5.4.3 Entwicklung eines praxisorientierten Leitfadens zum verbesserten Einsatz von Wasserlacken

Aufgrund früherer schlechter Erfahrungen bei der Einführung der ersten Generation von lösemittelbasierten Lacken herrschten bei den Autoreparaturlackierbetrieben erhebliche Vorbehalte gegen Produktsubstitutionen vor. Ohne die Einführung von Wasserbasislacken wären jedoch die VOC-Emissionsminderungsziele kaum zu erreichen, zu denen Deutschland und die Bundesländer u.a. durch die NEC-Richtlinie (vgl. Abschnitt 2.1.2) verpflichtet sind. Deshalb hat das Land Baden-Württemberg mit der Entwicklung von Leitfäden einen neuen Weg beschritten, um diese Branche (ebenso wie Druckereien oder Schreinereien) zur Lösemittelreduzierung zu bewegen (Rentz et al. 2001a).

In Zusammenarbeit mit Landesverbänden und Lackherstellern wurden acht Autoreparaturlackierbetriebe unterschiedlicher Größe in Baden-Württemberg für die Umstellung von lösemittelreichen auf wasserbasierte Lacke ausgewählt. Den Ausgangspunkt der empirischen Untersuchung bildete eine Marktanalyse über die in der Branche angebotenen Lackprodukte (insbesondere wasserbasierte Basislacke) hinsichtlich ihrer Eigenschaften sowie über die derzeit eingesetzten und die für den Einsatz von Wasserlacken erforderlichen Materialien, Werkzeuge und Techniken. In den Pilotbetrieben wurden technische Ausstattung, Stoff- und Energieströme sowie die Arbeitsweise mit dem Modell IMPROVE abgebildet. So konnten die Auswirkungen des Einsatzes von Wasserlacken (z.B. anfallende Kosten, verursachte Emissionen) im Vergleich zu den bislang eingesetzten Produkten und Techniken analysiert werden. In Zusammenarbeit mit den Anwendungstechnikern der Lackhersteller wurde ein konkretes Umstellungskonzept vor Ort

⁶¹ Ein Nomogramm ist ein zweidimensionales Diagramm zur meist näherungsweisen Darstellung einer mathematischen Funktion. Ausgehend von einer oder mehreren Skalen, an denen bekannte Werte aufgetragen sind, kann das Ergebnis an einer weiteren Skala abgelesen werden.

erarbeitet und ebenfalls mittels IMPROVE analysiert und bewertet. Abschließend wurden in den Betrieben ausführliche Interviews durchgeführt, um die Vor- und Nachteile und die Schwierigkeiten bei der Umstellung zu erfragen. Auf diesen Erfahrungen aufbauend wurde dann der praxisorientierte Leitfaden entwickelt, der Problembereiche anspricht und mögliche Lösungswege für die Betriebe aufzeigt.

Die Ergebnisse der acht Betriebsanalysen zeigen, dass durch den Einsatz von Wasserlacken, die ca. 90 % weniger Lösemittelemissionen verursachen als konventionelle Lacke, insgesamt Minderungen bis zu 43 % pro Betrieb erzielt werden können. Allein durch den Einsatz von Wasserlacken und oversprayarmen Spritzpistolen können bis zu 19 % Materialeinsatz und bis zu 10 % Materialkosten eingespart werden. Allerdings resultiert aus dem hohen Wasseranteil im Lack ein höherer Abluft- bzw. Trocknungsaufwand im Vergleich zu den konventionellen lösemittelhaltigen Lacken. Längere Maschinenlaufzeiten erhöhen den thermischen und elektrischen Energieverbrauch und somit die Energiekosten. Zur Verkürzung der Abluftzeiten können jedoch zusätzliche Abklassysteme (Trockenblassysteme auf Stativen bzw. Deckenblassystemen) eingesetzt werden. Damit sind dann insgesamt sogar Einsparungen bei den thermischen Energiekosten erzielbar. Eine Steigerung der elektrischen Energiekosten wird durch den vermehrten Druckluftverbrauch verursacht. Weitere Schwierigkeiten werden durch zu hohe Schichtdicken hervorgerufen, wenn z.B. Wasserlacke und High-Solid-Klarlacke wie gewohnt aufgetragen werden, ohne deren bessere Deckkraft zu berücksichtigen. Aufgrund der Materialzusammensetzung und der Einstellungen der Spritzpistole (niedrigerer Druck, größere Spritzpistolendüse) resultieren z.T. erhebliche Unterschiede, die zu längeren Abluftzeiten und höheren Materialkosten führen. Durch Messungen der Materialschichtdicken kann ein Schulungsbedarf der Lackierer festgestellt werden (Müller 2000). Grundsätzlich bestätigten die Untersuchungen aber, dass durch den Einsatz von Wasserlacken keine wesentlichen Verfahrensänderungen zu erwarten sind.

Anhand der detaillierten Ergebnisse der Betriebsanalysen wurden praktische Handlungsempfehlungen und Checklisten für Autoreparaturlackierbetriebe erarbeitet und mit dem begleitenden Arbeitskreis abgestimmt. Die erforderlichen Investitionen (z.B. Austausch der Mischbank) sind verhältnismäßig gering, falls die technische Ausstattung in den Betrieben dem aktuellen Stand der Technik entspricht. Sind die Leistungsdaten der Lackier- und Trockenkabinen oder Kompressoren nicht für den Einsatz von Wasserlacken ausreichend, werden höhere Investitionen erforderlich. Wie bei jeder betrieblichen Veränderung bedarf auch die Einführung der Wasserlacksysteme bei den Mitarbeitern einer Eingewöhnungszeit. Daher sollte eine Umstellung sorgfältig geplant und kontrolliert werden. Für die eigentliche Betriebsumstellung sind etwa zwei Wochen notwendig. Beim Einsatz von Wasserlacken sind die so genannten „weichen Faktoren“ ausschlaggebend: Skepsis bei den Mitarbeitern kann nur über Aufklärung und Sammeln von Erfahrungen mit dem neuen System abgebaut werden.

5.4.4 Schlussfolgerungen aus dem Fallbeispiel

Aufbauend auf Betriebsanalysen mit Hilfe des Stoff- und Energieflossmodels IMPROVE, das zuvor für einen repräsentativen Modellbetrieb entwickelt wurde, wurden fundierte und praxisorientierte Hilfestellungen für einzelne Betriebe erarbeitet. Die Ergebnisse der umfassenden empirischen Studien zeigen, dass die Konsequenzen der Einführung von Emissionsminderungsmaßnahmen für den einzelnen Betrieb überschaubar und kalkulierbar sind. Auf diese Weise können selbst in kleinsten Unternehmen wie den Autoreparaturlackierbetrieben – trotz ihrer spezifischen Probleme (Mugler 1998) - Umweltmanagementmaßnahmen mit vertretbarem Aufwand realisiert werden (Geldermann/Zipperlen 2002). Damit wurde erstmals eine praxistaugliche Entscheidungsunter-

stützung auch für diese Unternehmen angeboten. Für viele Autoreparaturlackierbetriebe stellt die durch die Lösemittel- und die Lackrichtlinie geforderte Produktsubstitution die erste wesentliche Innovation dar, so dass erhebliche Hemmnisse zu überwinden sind. Dank des Modelleinsatzes zur ex ante Simulation ihrer Betriebsabläufe konnten etliche Betriebsinhaber ihre Vorurteile gegenüber den Prozessänderungen überwinden.

Die Umsetzung der Umweltanforderungen wird jedoch nicht nur die Prozesse bei den Lackanwendern verändern, sondern ebenso die Nachfrage nach Lackprodukten. Die mittel- und langfristige Produktions- und Kapazitätsplanung der Lackproduzenten erfordert daher eine zuverlässige Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der Produktnachfrage.

5.5 Stoffstrommanagement als Basis für die operative Produktionsplanung

Bisher werden die Ansätze des Stoff- und Energiestrommanagements vorrangig zur Unterstützung von strategischen Entscheidungen eingesetzt, etwa zur Vorbereitung von Investitionsentscheidungen oder zur Beurteilung von umweltinduzierten Prozessänderungen. Eine Betrachtung der durch die Veränderungen verursachten Prozesszeiten findet hingegen bislang nicht statt. Hohe Lohnkosten erfordern jedoch auch eine Zeiteffizienz insbesondere bei handwerklich geprägten Produktionsprozessen. Um das betriebliche Stoffstrommanagement für die operative Produktionsplanung nutzen zu können, müssen entsprechende planungsrelevante Größen integriert werden.

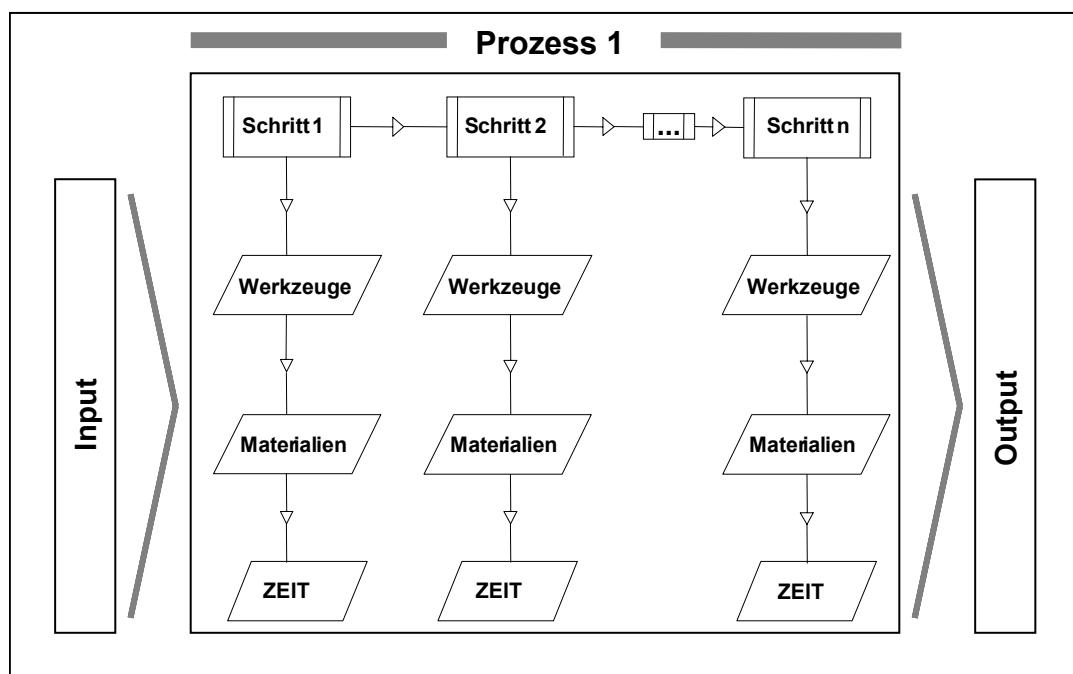


Bild 5-7: Hierarchischer Aufbau des Netzes

So werden die Massen- und Energiebilanzen innerhalb der Ökobilanzierung bislang vorwiegen auf einen Zeitraum von einem Jahr bezogen. Alternativ werden so genannte funktionale Einheiten als Bezugsgröße verwendet, beispielsweise 1.000 m² lackierte Oberfläche. Diese Betrachtungen sind für die meisten der untersuchten Entscheidungsprobleme ausreichend, allerdings geben sie keinerlei Gestaltungshinweise für operative Prozessmodifikationen bei veränderten Arbeitsabläufen. So hängt die Entscheidung beispielsweise über die Anschaffung einer Lackierkabine nicht nur von der Höhe der Investition und der Betriebskosten sowie der erreichbaren Emissionsminderung

ab, sondern auch von deren Auslastung. Dazu sind jedoch die Prozesszeiten für einzelne Prozessschritte zu ermitteln.

Durch eine Verknüpfung von Stoffstromanalyse und Zeitstudien können im Vorfeld einer Verfahrensumstellung die möglichen Konsequenzen von Produktsubstitutionen und Anlagenerneuerungen quantifiziert werden. Zur konsistenten Modellierung können die bisher vorgestellten eindimensionalen Stoffstromnetze um verschiedene Hierarchiestufen erweitert werden (Fehling 1992; Schmidt/Sullivan 2002; Schmidt 2002). Dabei kann jede Hierarchiestufe als eine Ebene unterschiedlicher Prozessparameter betrachtet werden (Geldermann et al. 2002b; Geldermann et al. 2003d). Bild 5-7 zeigt eine Unterteilung eines umfassenden Stoffstromnetzes in eine Werkzeugebene (gleichbedeutend mit dem Energieverbrauch), eine Ebene für den Materialverbrauch (Stoffflüsse) und eine für die Prozesszeit. Dadurch werden die Daten der Zeit, der Stoff- und Energieflüsse einem spezifischen Schritt zugeordnet und formell miteinander verknüpft (Schollenberger et al. 2003b). Mit diesem hierarchischen Stoffstromnetz können dann für jeden Prozessschritt x der Material-, Energie- und Zeitbedarf ermittelt werden. So wird **Gesamtdauer des Prozesses i** durch die Summe der Einzelzeiten der Schritte beschrieben:

$$T_p = \sum_{y=1}^2 \sum_{x=1}^n t_{x,y} \quad (\text{Gleichung 5.11})$$

mit:

t, T : Zeit [min]

p : Nummer des betrachteten Prozesses (nur notwendig, wenn mehr als ein Prozess untersucht wird)

x : Nummer des betrachteten Prozessschrittes

n : Gesamtzahl der Schritte des untersuchten Prozesses

y : Nummer der entsprechenden Zeitart⁶²

Der gesamte **Masseninput I** des betrachteten Prozesses ist gegeben durch:

$$I_{p,m} = \sum_{x=1}^n i_{m,x} \quad m \in [1, 2, \dots, k] \quad (\text{Gleichung 5.12})$$

mit:

i, I : Stoffinput [kg]

m : Nummer der betrachteten Stoffgruppe

k : Gesamtanzahl der unterschiedlichen Stoffgruppen

Der gesamte **Stoffoutput** wird analog zur Bestimmung des Inputs berechnet:

$$O_{p,m} = \sum_{x=1}^n o_{m,x} \quad m \in [1, 2, \dots, k] \quad (\text{Gleichung 5.13})$$

mit:

o, O : Stoffoutput [kg]

Der **Gesamtenergiebedarf** des Prozesses p ergibt sich aus der Multiplikation des maschinen-spezifischen Energiewertes a mit der Maschinenlaufzeit t_i des entsprechenden Schrittes x :

$$E_p = \sum_{x=1}^n \sum_{z=1}^l a_{x,z} \cdot t_{x,1} \quad (\text{Gleichung 5.14})$$

⁶² Normalerweise werden zwei Zeitarten unterschieden: Maschinenlaufzeiten (1), sofern der Schritt automatisch abläuft, und Arbeitszeit (2) sofern es sich um einen manuell auszuführenden Schritt handelt.

mit:

E : Gesamtenergiebedarf des Prozesses [kJ]

a : Spezifische Leistung oder spezifischer Energiebedarf pro Zeiteinheit [kJ min^{-1}] ⁶³

z : Nummer der betrachteten Maschine (Werkzeug)

I : Gesamtanzahl Maschinen (Werkzeuge) des betrachteten Prozesses

Diese getrennte Auswertung der drei Hierarchiestufen erlaubt die Darstellung und die Berechnung der Ausprägungen der unterschiedlichen Parameter (Dauer, Massenbilanz, Energiebilanz). Dies ermöglicht eine simultane Betrachtung der

- Lohnkosten (ökonomische Betrachtung),
- Berechnung von Material- und Energieflüssen (hauptsächlich zur ökologischen Betrachtung und Quantifizierung der Emissionsminderung) und
- betriebsorganisatorischen Optimierung durch die Identifizierung zeitintensiver Schritte (z.B. optimale Auslastung der Lackierkabine als Folge eines verbesserten Arbeitsablaufes).

Im Vergleich zu Ökobilanz-Studien werden die Stoffflüsse somit nicht mehr auf funktionelle Einheiten des Endproduktes oder eine längere Bilanzierungsperiode aggregiert, sondern ermöglichen die Analyse der tatsächlichen Entstehungs- oder Einsatzzeit der Stoffe. So ergibt die Division des Materialinputs bzw. -outputs (oder des Energieverbrauchs) durch die entsprechende Zeitdauer des betrachteten Prozessschrittes spezifische Kennzahlen auf Basis der Entstehungszeit. Mittels dieser Kennzahlen können Aussagen über Konzentrationen entstehender Schadstoffe und somit die Einhaltung der Maximalen Arbeitsplatzkonzentrationen (MAK-Werte) ⁶⁴ und biologischer Arbeitsstofftoleranzwerte getroffen werden.

Die genaue Betrachtung des Produktionsfaktors Zeit ermöglicht zudem eine Analyse des Arbeitsablaufs. Von den Arbeitszeiten hängt insbesondere bei manuellen Tätigkeiten die Produktionsleistung eines Betriebes ab. Zudem werden Arbeitszeitwerte auch in der Planung, der Steuerung, der Kontrolle und als Grundlage der Entlohnung innerhalb eines Betriebes eingesetzt (Heinz 1997). Grundsätzlich handelt es sich bei der Arbeitszeit um eine Größe, deren Ausprägung von mehreren Einflussfaktoren abhängt. Zu diesen zählen die eingesetzten Verfahren, das Layout des Arbeitsplatzes und des Arbeitsbedingungen im Werkraum (z.B. Temperatur, Lichtverhältnisse) sowie die Faktoren der Arbeitsermüdung (Gutenberg 1983), die bei der Messung zu beachten sind.

5.6 Fallbeispiel 5: Planung des Arbeitsablaufs in der Autoreparaturlackierung anhand zeitbasierter Materialflüsse

In diesem Fallbeispiel wird die Verknüpfung von Stoffstromanalysen mit Ergebnissen aus Zeitstudien nach REFA⁶⁵ vorgestellt. Das Vorgehen wird am Beispiel der Autoreparaturlackierung illus-

⁶³ Zur Berechnung des spezifischen Wertes a einer Lackierkabine muss beispielsweise der Wert des Energieverbrauchs pro Volumen Luft [kJ/m^3] mit der Rate des Luftdurchsatzes [m^3/min] multipliziert werden.

⁶⁴ Die Senatskommission der Deutschen Forschungsgemeinschaft für gefährliche Arbeitsstoffe gibt jährlich die so genannte MAK-Liste von ca. 500 Stoffen mit deren Grenzwerten in der Raumluft am Arbeitsplatz heraus.

⁶⁵ REFA ist der Kurzname des Verbandes für Arbeitszeitstudien und Betriebsorganisation (REFA 1990). Dieser Verband wurde 1924 in Berlin unter der Bezeichnung "Reichsausschuss für Arbeitszeitermittlung"

triert, da hier die Substitution konventioneller durch lösemittelreduzierte Lacke, wie durch die EG-Lösemittel-Richtlinie, die EG-Lackrichtlinie und die 31. BImSchV gefordert wird, zu veränderten Prozesszeiten führt. Dazu kann ein hierarchisches Prozessmodell auf der Grundlage der Petri-Netz Theorie erstellt werden, um gleichzeitig Massen- und Energieflüsse sowie Zeitstudien abzubilden und zu analysieren.

Bei der Reparaturlackierung handelt es sich um einen manuell dominierten Arbeitsprozess, der überwiegend in kleineren Betrieben durchgeführt wird. Reduzierte Schadensumfänge als Folge zunehmender Sicherheitsinstrumente am Fahrzeug (Einparkhilfen etc.) sowie im Straßenverkehr (z.B. Zone 30) werden künftig den Wettbewerbsdruck steigern und voraussichtlich zu einer Reduzierung der Anzahl der Betriebe von derzeit rund 12.500 auf ca. 8.000 führen (Sadowski 2000). Zudem erfordern hohe Lohnkosten und strengere Umweltauflagen besonders von diesen handwerklich geprägten Lackanwendern eine hohe Material- und Zeiteffizienz. Der Einsatz neuer Produkte mit verbesserter Deckkraft, aber auch die Optimierung des innerbetrieblichen Arbeitsablaufs stellen Möglichkeiten zur Verringerung des Materialeinsatzes und der Kosten dar (vgl. auch Fallbeispiel 4). Zugleich werden Abläufe und Dauer der Prozesse durch die Produktsubstitutionen betroffen. Vor allem ein optimierter Einsatz der Arbeitskräfte im Betrieb ist aufgrund des hohen Personalkostenanteils von ca. 50 % von großer Bedeutung für die Wirtschaftlichkeit der Reparaturlackierung (Hennemann 1994).

Zur verbesserten Ablaufplanung in den Werkstätten der Autoreparaturlackierung wurde ein Instrument im Auftrag des Verbands der Automobilindustrie (VDA) entwickelt, das die zeitbasierten Materialflüsse abbildet und die Grundlage zur Bestimmung von Verrechnungspreisen für Service- oder Garantieleistungen zwischen Vertragswerkstätten, die Lackierarbeiten ausführen, und den Automobilherstellern bildet (Rentz et al. 2003b).

5.6.1 Durchführung der REFA-Zeitstudien

Bei Zeitstudien lassen sich drei Arten der Ermittlungsverfahren unterscheiden (Pfeiffer et al. 1977). Bei der **rechnenden Zeitstudie** wird der zu betrachtende Prozess in elementare Bewegungen zerlegt, denen normierte Zeittabellenwerte zugeordnet werden. Bei den **orientierenden Zeitstudien** werden zunächst nur die Anteile der unterschiedlichen Zeitarten (Hauptarbeit, Rüstzeit etc.) bestimmt, ohne genaue Messungen durchzuführen. Bei der **messenden Zeitstudie** wird die Dauer eines Arbeitsschrittes direkt am Arbeitsplatz bestimmt (REFA 1992). Dazu zählt die Fortlaufzeitstudie nach REFA, die als eine der besten messenden Verfahren gilt (Kaminsky 1980). Die Zeit wird dabei in vier verschiedenen Kategorien aufgenommen.

Die Fortlaufzeit (t_f) gibt die komplette Dauer der Studie seit Beginn der Aufnahme an. Aus ihr lassen sich die anderen drei Kategorien ableiten (REFA 1992). Dafür müssen sowohl der Leistungsgrad (LG) als auch die Anzahl der an der Ausführung beteiligten Arbeiter (M) bekannt sein:

- t_f : Fortlaufzeit, entspricht der kumulierten Zeit, zu der der Arbeitsschritt beendet wurde. Damit lässt sich der chronologische Ablauf der Studien rekonstruieren.
- t_e : Einzelzeit, entspricht der realen Dauer des aufgenommenen Schrittes.
- t_n : Normalzeit (Soll-Einzelzeit), entspricht der Dauer des Arbeitsschrittes bezogen auf einen Leistungsgrad (LG) von 100 % ($t_n = t_e \cdot LG$).

(REFA) gegründet und hatte ursprünglich das Ziel, alle Veröffentlichungen zu den damals in der Entwicklungsphase befindlichen Arbeitszeitstudien zu sammeln und zu verbreiten (REFA 1992).

- t_g : Grundzeit, entspricht der Normalzeit unter zusätzlicher Berücksichtigung der Anzahl M der an der Verrichtung beteiligten Arbeiter ($t_g = t_n \cdot M$).

Für die Beschreibung des Arbeitsablaufs werden die Grundzeiten t_g der einzelnen Arbeitsschritte verwendet. Gemessene Zeitdaten weisen in der Regel eine Streuung auf. Diese ist sowohl menschlich als auch sachlich bedingt (Kaminsky 1980). Die menschlich bedingte Streuung kann über den so genannten Leistungsgrad (LG) teilweise beschrieben und aus den Daten eliminiert werden (Corsten 2000). Die Leistung wird u.a. vom Ermüdungsgrad, dem Ausbildungsstand, der Erfahrung und der momentanen Leistungsdisposition des Arbeiters beeinflusst. Der Leistungsgrad wird in 10 % Abständen angegeben und liegt zwischen 70% und 130%. Eine feinere Unterteilung wird als nicht realisierbar angesehen (REFA 1992).

In diesem Fallbeispiel wurden in 28 Werkstätten in neun europäischen Ländern jeweils einwöchige REFA-Studien durchgeführt. Für die Zeiterfassung wurde der Prozess der Reparaturlackierung in ca. 160 Einzelschritte unterteilt, für die insgesamt 15.000 Einzelzeiten und 8.000 Werte zum Materialverbrauch aufgenommen wurden. Die Fortlaufzeitstudie nach REFA wurde mit Hilfe eines Zeitaufnahmetools als MS Access Datenbank programmiert und eingesetzt (Workline GmbH 2002) (Bild 5-8).

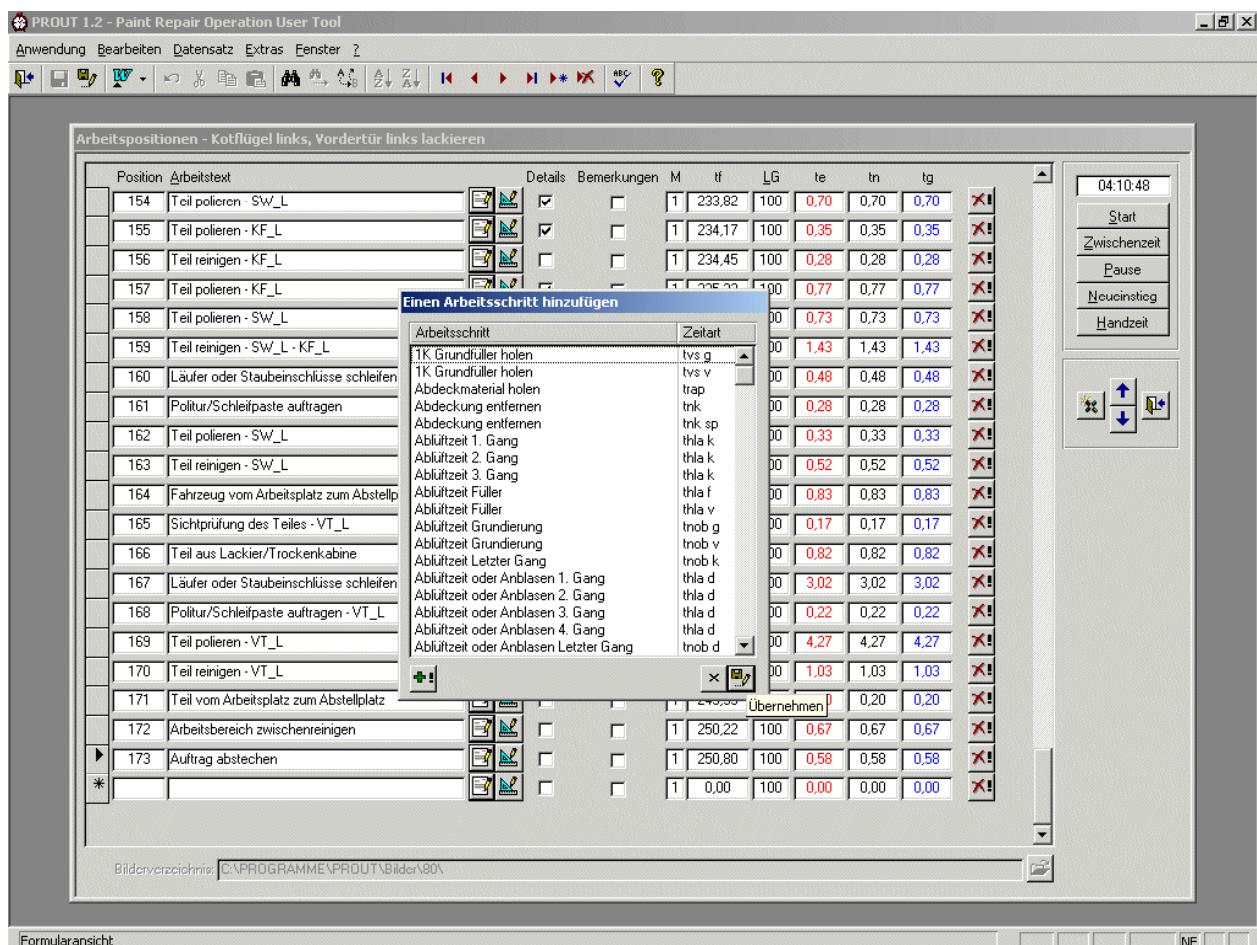


Bild 5-8: Screenshot des Zeitaufnahmetools

Legende: M := Menge; tf := Fortlaufzeit ; LG := Leistungsgrad; te := Einzelzeit; tn := Normalzeit ; tg := Grundzeit

Diese aufgenommenen Daten bilden die Grundlage für die Ermittlung der Zeit- und Materialbedarfe der einzelnen Arbeitsschritte. Zur Abbildung und Speicherung der erhobenen Prozessparameter

dient ein hierarchisches Petri-Netz. Dabei wurde das Stoffflussmodell IMPROVE (vgl. Abschnitt 5.4.2) mit den Ergebnissen der REFA-Arbeitszeitstudien verknüpft und erweitert. Pro Arbeitsschritt wurden 1 bis 336 Datenpunkte gemessen, wobei für die meisten Arbeitsschritte mehr als 50 Einzelmessungen vorliegen. Bild 5-9 zeigt ein Beispiel für einen Arbeitsschritt, der 324-mal gemessen wurde, wobei die gemessene Dauer des Schrittes zwischen 0,04 min und 13,67 min lag.

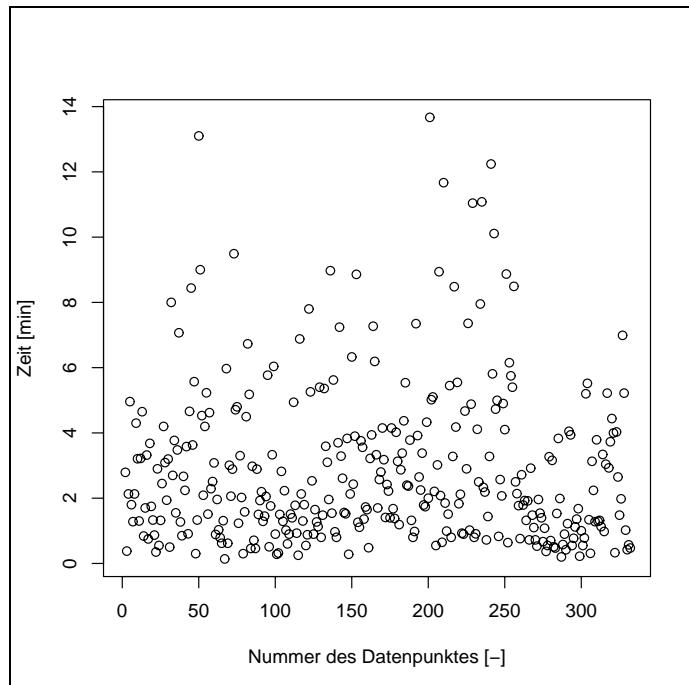


Bild 5-9: Beispiel für den Datensatz des Arbeitsschrittes „Basislack spritzen 1.Gang“

Zwar variieren die Zeiten der einzelnen Arbeitsschritte je nach den vorherrschenden Rahmenbedingungen, doch Extremwerte können auch die Folge von Messfehlern sein. Solche Ausreißer können sowohl sehr hohe bzw. sehr niedrige Zeiten im Vergleich zu den anderen Messwerten als auch erheblich größere Bauteilflächen sein, die ebenfalls gemessen wurden. Generell sind zwei Vorgehensweisen der Ausreißerbestimmung zu unterscheiden. Zum einen können Ausreißer mit entsprechenden Methoden identifiziert und gelöscht werden, zum anderen können robuste Methoden eingesetzt werden, die den Einfluss möglicher Ausreißer auf das endgültige Ergebnis reduzieren. Zur Bestimmung der Ausreißer bei konstanten Zeiten (auftrags- und teilebezogene Schritte) wird folgendes Kriterium zugrunde gelegt (Sachs 1992):

$$\text{Ausreißer } x_i \text{ wird gelöscht, wenn } = \begin{cases} x_i < \bar{x} - 4s; & (\text{unterer Ausreißer}) \\ x_i > \bar{x} + 4s; & (\text{oberer Ausreißer}) \end{cases} \quad (\text{Gleichung 5.15})$$

mit

x_i : zu überprüfender Maximal- bzw. Minimalwert

\bar{x} : arithmetisches Mittel der aufgenommenen Zeiten des betrachteten Schrittes (ohne Berücksichtigung von x_i)

s : Standardabweichung des Datensatzes (ohne Berücksichtigung von x_i)

Bei einer Normalverteilung liegen 99,99 % der Daten im Intervall $[\bar{x} - 4s, \bar{x} + 4s]$ und selbst bei anderen Verteilungen liegen noch 94 % der Daten innerhalb dieses Bereiches (Sachs 1992). Anschließend werden die gemessenen Zeitwerte auf Basis der einzelnen Arbeitsschritte ausgewertet, die in drei Typen unterteilt werden:

- Die Dauer der **flächenabhängigen Arbeitsschritte** hängt positiv von der Fläche ab, d.h. mit zunehmender Bearbeitungsfläche nimmt die Dauer zur Verrichtung linear zu. Typische Schritte sind Schleif- und Lackauftragsarbeiten.
- Auftragsbezogene Arbeitsschritte** kommen einmalig pro Auftrag vor und werden als unabhängig von der Bauteilfläche betrachtet. Hierzu gehören z.B. die Schritte „*Auftragsannahme*“ oder „*Farbtonfindung*“.
- Teilebezogene Schritte** treten einmal pro zu bearbeitendem Bauteil auf und sind konstant pro Teil. Die Arbeitsschritte „*Teil in Trockenofen bringen*“ oder „*Ersatzteil-Aufkleber entfernen*“ gehören beispielsweise zu dieser Gruppe.

Um die Flächenabhängigkeit zu identifizieren, wird zuerst mit Hilfe einer Korrelationsanalyse (Rousseeuw/Leroy 1987; Sachs 1992; Venables/Ripley 1999; Venables/Smith.D.M. 2002) für jeden Arbeitsschritt untersucht, ob ein Zusammenhang zwischen aufgenommenen Zeiten und zu bearbeitenden Flächen vorliegt. Alle übrigen Schritte, die als konstant betrachtet werden können, werden daraufhin aufgeteilt in auftrags- und teilebezogene Schritte. Die Bestimmung möglicher Abhängigkeiten zwischen Zeitbedarf, Bauteilfläche und Bauteilzustand ist nur mit fachspezifischem Wissen möglich.

5.6.2 Identifizierung zeitintensiver Arbeitsschritte

Die Analyse der Arbeitsprozesse in der Autoreparaturlackierung ergibt mehrere Ansatzpunkte für Prozessverbesserungen. Zunächst erlauben Prozessschritte, die als *Nebenzeiten ohne Berechnung*⁶⁶ gelten, die parallele Ausführung anderer Tätigkeiten. **Hauptzeiten** dagegen sind direkt mit dem Ausführenden verbunden. Dennoch können beispielsweise während der Lacktrockenzeiten bereits z.B. die Spritzpistolenreinigung oder Materialvorbereitungen für den nächsten Auftrag eingeplant werden. Regelmäßig auftretende, konstante Zeitspannen bieten hier das größte Optimierungspotenzial.

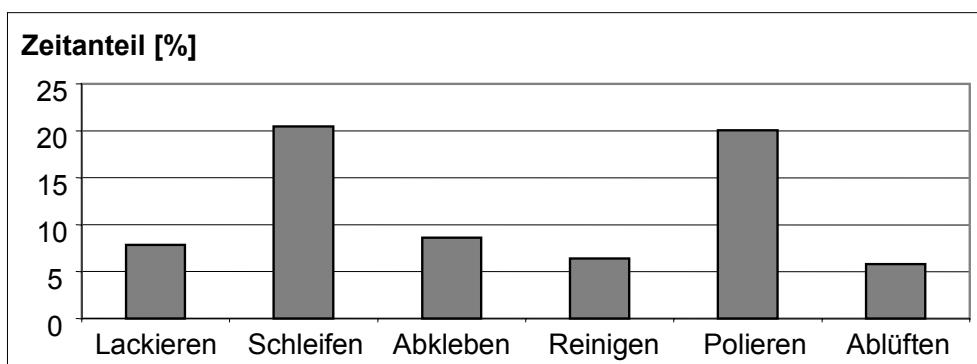


Bild 5-10: Überblick über die prozentualen Zeitanteile der unterschiedlichen Prozessschritte

Auch die Betrachtung der unterschiedlichen Zeitverbräuche bei der Bearbeitung eines kompletten Kundenauftrags kann Verbesserungspotenziale aufdecken: Bild 5-10 zeigt einen Kundenauftrag, bei dem die Schleif- und Polierarbeiten einen deutlich höheren Anteil an der Gesamtzeit haben als Lackier- und Abdeckarbeiten. Auffallend ist auch der verhältnismäßig geringe Anteil der Ablüft-

⁶⁶ Unter der **Nebenzeiten ohne Berechnung** versteht man die Zeit, die bei notwendigen, prozessbedingten Schritte anfällt, vom Ausführenden selbst aber nicht verrichtet wird. In vielen Fällen sind sie mit den Maschinenlaufzeiten identisch, müssen jedoch nicht unbedingt mit einer Maschine in Verbindung stehen (z.B. Lufttrockenzeit des Füllers).

zeiten an der Gesamtauftragszeit. Der hohe Zeitbedarf der Polierarbeiten deutet auf Probleme im Lackbild hin, für die möglicherweise Staubeinschlüsse verantwortlich sind. Die langen Schleifzeiten lassen zusätzlich auf ungenügende Absaugeinrichtungen schließen, doch auch der Luftdurchsatz, zu große Abstände zwischen den Wartungen oder das Alter der Lackierkabine könnten Ursachen sein.

Die Analyse der auftragsbezogenen *Sachlichen Verteilzeiten*⁶⁷ kann betriebsorganisatorisches Optimierungspotenzial aufdecken. Bild 5-11 zeigt beispielsweise den Vergleich des prozentualen Anteils der Wegezeiten an der Gesamtauftragszeit zwischen zwei Betrieben. Im Betrieb A verfügt jeder Lackierer über einen fahrbaren Werkzeugwagen mit Verbrauchsmaterialien (Schleifpapiere, Schleifpads, etc.) und kleineren Werkzeugen (Spachtel, etc.), und Abrollständer für die unterschiedlichen Abdeckpapiere sind vorhanden. Im Betrieb B dagegen müssen sämtliche Verbrauchsmaterialien separat aus dem Lager geholt werden. Geht man von 30 produktiven Stunden pro Lackierer pro Woche aus, so liegt der errechnete Zeitvorteil bei Betrieb A, bei dem die Wegezeit 0,77 % beträgt, gegenüber Betrieb B mit einem Wegezeitanteil von 3,1 % bei ca. 42 Minuten pro Woche bzw. bei ca. 30 Stunden pro Jahr pro Lackierer.

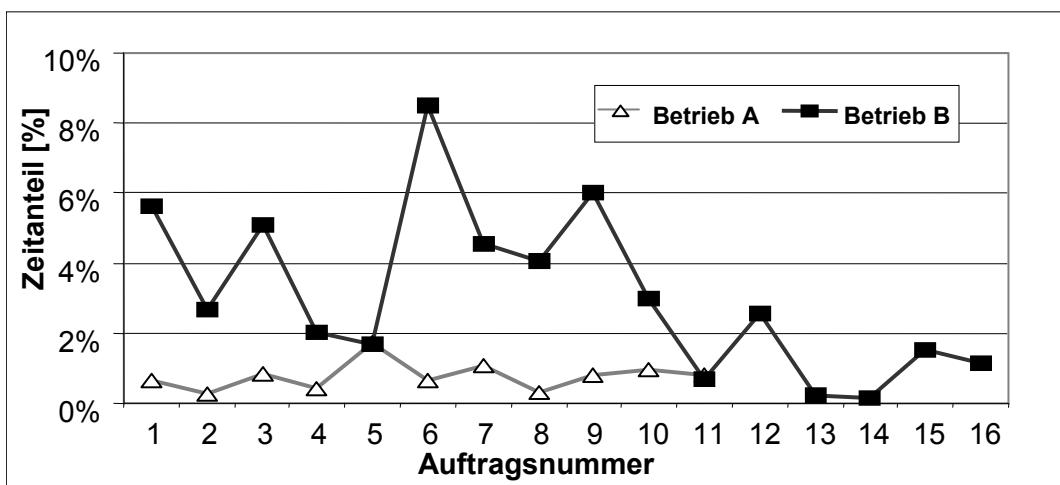


Bild 5-11: Prozentualer Anteil der Wegezeiten pro Einzelauftrag

Abgesehen von der Analyse rein betriebsorganisatorischer Aspekte können auch Entstehungszeiten der Schadstoffe und damit durchschnittliche Flüsse für bestimmte Prozessschritte bestimmt werden. Durch die Berechnung der spezifischen Stoff- und Energieflüsse in Bezug auf ihre tatsächliche Entstehungszeit [kg/min] können auch Aussagen zur Arbeitssicherheit getroffen werden. Nur durch die Ermittlung von Emissionsschwankungen oder maximale Schadstoffkonzentrationen können humantoxikologische Effekte realistisch bewertet und sinnvolle Vergleiche z.B. mit den MAK-Werten (maximale Arbeitsplatzkonzentration) angestellt werden. Auch für die Planung von nachgeschalteten Emissionsminderungsmaßnahmen ist die Ermittlung der tatsächlichen Konzentration der Schadstoffe (statt der jährlich anfallenden Menge) erforderlich, wie bei der thermischen Nachverbrennung, die nur bei einem konstanten Zufluss an VOC-beladener Abluft hohe Wirkungsgrade erreichen kann.

⁶⁷ Die **Sachliche Verteilzeit** ist die Zeit, die für die Verrichtung zusätzlicher, prozessbedingter Arbeiten notwendig ist (z.B. Wegezeit zum Lacklager, etc.).

5.6.3 Ablaufplanung und Ermittlung optimaler Auftragsreihenfolgen

Die Ablaufplanung und ihre Bedeutung innerhalb der operativen Produktionsplanung hängen vom betrachteten Fertigungstyp ab. Die Autoreparaturlackierung, die im Sinne der Produktionstheorie nicht als Produktionsprozess gilt, ist in ihrer Struktur mit einer Einzelfertigung im Werkstatttyp vergleichbar (Neumann 1996). Ziel der Ablaufplanung ist die Bestimmung der Reihenfolge der Abarbeitung der einzelnen Aufträge sowie die Planung der Maschinenbelegung für eine Periode (meist ein Tag oder eine Woche) auf Basis einer genauen Zeiteinteilung. Neben dem Zeitbedarf der einzelnen Arbeitsschritte müssen auch andere Zeiten, wie Transportzeiten zwischen den Maschinen und Anlagen oder deren Rüstzeiten berücksichtigt werden. Bei der Belegungsplanung sind Kapazitätsrestriktionen zu beachten (Daub 1994; Günther/Tempelmeier 1997). Für die Berechnung von Maschinenbelegungsplänen existieren zahlreiche verschiedene Algorithmen und Heuristiken (Neumann/Morlock 1993; Teich 1998).

In der Autoreparaturlackierung ist die Lackierkabine die zentrale Anlage, die mit einer Engpassstelle bei automatisierten Produktionssystemen verglichen werden kann (Hackstein 1989; Pack 1993). Zum Einsatz kommen in der Praxis entweder Kombikabinen für Lackauftrag und Trocknung, oder aber separate Spritz- (für den reinen Lackauftrag) und Trockenkabinen (nur für die Trocknung) (Hauber et al. 1992; Bablick/Federl 1997). Auf die Lackierkabinen entfällt zudem ein erheblicher Anteil der Investitionen sowie der operativen Kosten eines Reparaturlackierbetriebes. So können Fragestellungen der Kapazitätsplanung, wie sie beim Bau von neuen Werkstätten auftreten, und Strategien zur Kapazitätserweiterung, wie sie für bereits existierende Werkstätten von Bedeutung sind, mit dem vorstellten Instrument beantwortet werden. Darüber hinaus kann auf Basis von Maschinenbelegungsplänen eine Tagesplanung zur Erstellung optimaler Auftragsreihenfolgen durchgeführt werden.

Wichtige Kapazitätsdeterminanten sind die Anzahl der Arbeiter (N), die tägliche Betriebszeit sowie die Organisation in Form der räumlichen Anordnung der Betriebsmittel (Werkstattlayout). Des Weiteren sind die Ablauftfolge sowie die maximale Anzahl der gleichzeitig bearbeitbaren Arbeitsabschnitte – je nach Anzahl der Lackierer - zu beachten. Die maximale Anzahl parallel durchführbarer Lackierungen bzw. Trocknungsvorgänge entspricht der vorhandenen Anzahl an Lackier- bzw. Trockenkabinen. So müssen beim Einsatz von Kombikabinen die Arbeitsabschnitte *Lackierung* und *Trocknung* zusammengefasst werden. Schließlich ist der Zeitraum, für den die Ablaufplanung durchgeführt werden soll, zu bestimmen. Aufgrund der hohen Variabilität der Auftragsstruktur in den Reparaturlackierbetrieben und der erschwerten Prognostizierbarkeit des Auftragsanfalls muss der Zeitraum so gewählt werden, dass die Ablaufplanung auf einer robusten Basis durchgeführt werden kann. Je nach Fragestellung kann sie einen, fünf (entspricht einer Kalenderwoche bei fünf Arbeitstagen pro Woche) oder auch 240 Tage (Anzahl der Werkstage pro Jahr) umfassen (Schollenberger et al. 2003a).

Der ausgewählte Betrieb in diesem Fallbeispiel betreibt eine Kombikabine, in der die Fahrzeuge sowohl lackiert als auch getrocknet werden. Beschäftigt sind drei Lackierer bei einer täglichen Arbeitszeit von acht Stunden (exklusive einer Stunde Pause, deren Zeitpunkt frei wählbar ist). Die Aufträge werden in Gruppenarbeit bearbeitet, wobei einer für die Vorbereitung, der Zweite für die Lackierung/Trocknung und der Dritte für das Finish verantwortlich ist. Als Grundlage für die Berechnung des Maschinenbelegungsplans werden zehn Aufträge angenommen (Tabelle 5-10). Die zu berücksichtigenden Maschinen sind:

M₁: Vorbereitungsplatz

M₂: Kombikabine

M₃: Finishplatz

Für drei Maschinen kann von einem Permutationsplan als optimaler Lösung ausgegangen werden (Liu/Ong 2002). Dadurch entfällt die Zwischenlagerung einzelner Aufträge vor einer Maschine. Weil viele Werkstätten nur wenige Stellplätze haben, ist keine Veränderung der Reihenfolge möglich ist. Dieses Planungsproblem kann als Flow-Shop Problem beschrieben werden, da alle Aufträge die Maschinen in gleicher Reihenfolge (*Vorbereitung, Lackierung/Trocknung, Finish*) durchlaufen. Zur Berechnung des Belegungsplans wird die CDS-Methode⁶⁸ eingesetzt. Dabei sollen Totzeiten auf Maschine 1 (= Vorbereitungsplatz) nicht auftreten. Die zu minimierende Zielgröße Gesamtdurchlaufzeit berechnet sich dann für das formulierte Planungsproblem rekursiv nach folgender Formel (Pinedo 1995):

$$C_{i,j_l} = \sum_{l=1}^i p_{l,j_l} \quad i = 1, \dots, m \quad (\text{Gleichung 5.16})$$

$$C_{1,j_k} = \sum_{l=1}^k p_{l,j_l} \quad k = 1, \dots, n \quad (\text{Gleichung 5.17})$$

$$C_{i,j_k} = \max(C_{i-1,j_k}, C_{i,j_{k-1}}) + p_{i,j_k} \quad i = 2, \dots, m, \quad k = 2, \dots, n \quad (\text{Gleichung 5.18})$$

Von den zwei ermittelten Permutationen (= Reihenfolge) wird die mit dem frühesten Abschlusszeitpunkt C_{max} für die gesamten zehn Aufträge gewählt. Auf der Basis der so erhaltenen optimalen Reihenfolge (Tabelle 5-10) kann zur Veranschaulichung ein GANTT-Diagramm erstellt werden (vgl. etwa (Neumann 1996)). Bild 5-12 verdeutlicht nicht nur die optimale Reihenfolge der vorliegenden Aufträge, sondern lässt auch Schlüsse für die Arbeitszeiten der einzelnen Lackierer zu, vorausgesetzt, dass diese während des betrachteten Zeitraumes von drei Tagen (t_1 entspricht dem ersten Arbeitstag, t_2 dem zweiten) ihre Arbeitsplätze (= Maschinen) nicht wechseln.

Tabelle 5-10: Aufträge mit zugehörigen Arbeitsdauern p auf den einzelnen Maschinen M_1 , M_2 und M_3

Optimale Reihenfolge	Auftrag	Bearbeitungsdauern		
		Vorbereitung p_{1j} [h]	Kombikabine p_{2j} [h]	Finishplatz p_{3j} [h]
1	8	0,7	1,4	0,1
2	9	0,8	1,4	0,1
3	7	1	1,5	0,2
4	10	1,1	1,4	0,1
5	6	1,4	1,5	0,3
6	1	1,7	1,8	0,6
7	2	2,8	1,9	0,5
8	3	4,1	1,7	0,6
9	4	2	1,8	0,4
10	5	2,3	1,6	0,3

Da der Lackier- und Trocknungsprozess nicht unterbrochen werden kann, ergibt sich für den Lackierer in der Kombikabine (M_2) am ersten Tag eine Arbeitszeit von mehr als acht Stunden. Am zweiten Tag könnte dies durch einen späteren Arbeitsbeginn kompensiert werden. Zusätzlich kann durch ein Verschieben des Endes der Lackierung des Auftrags 7 an den Beginn der Lackierung

⁶⁸ Die CDS-Methode ist nach ihren Entwicklern **Campbell**, **Dudek** und **Smith** benannt, vgl. (Neumann/Morlock 1993).

des Auftrags 1 eine Totzeit der Kombikabine verhindert werden. Dadurch kann die Kabine später in Betrieb genommen und somit ihre Betriebszeit verringert werden. Damit wird der tägliche Energieeinsatz für den Betrieb der Kombikabine sowie für die Bereitstellung von Druckluft verringert und folglich auch die Umwelteinwirkungen durch den Energieverbrauch reduziert. Zugleich können die Wartungskosten gesenkt werden, weil die Wartungsintervalle der Kombikabine unter anderem von der Betriebsdauer abhängen.

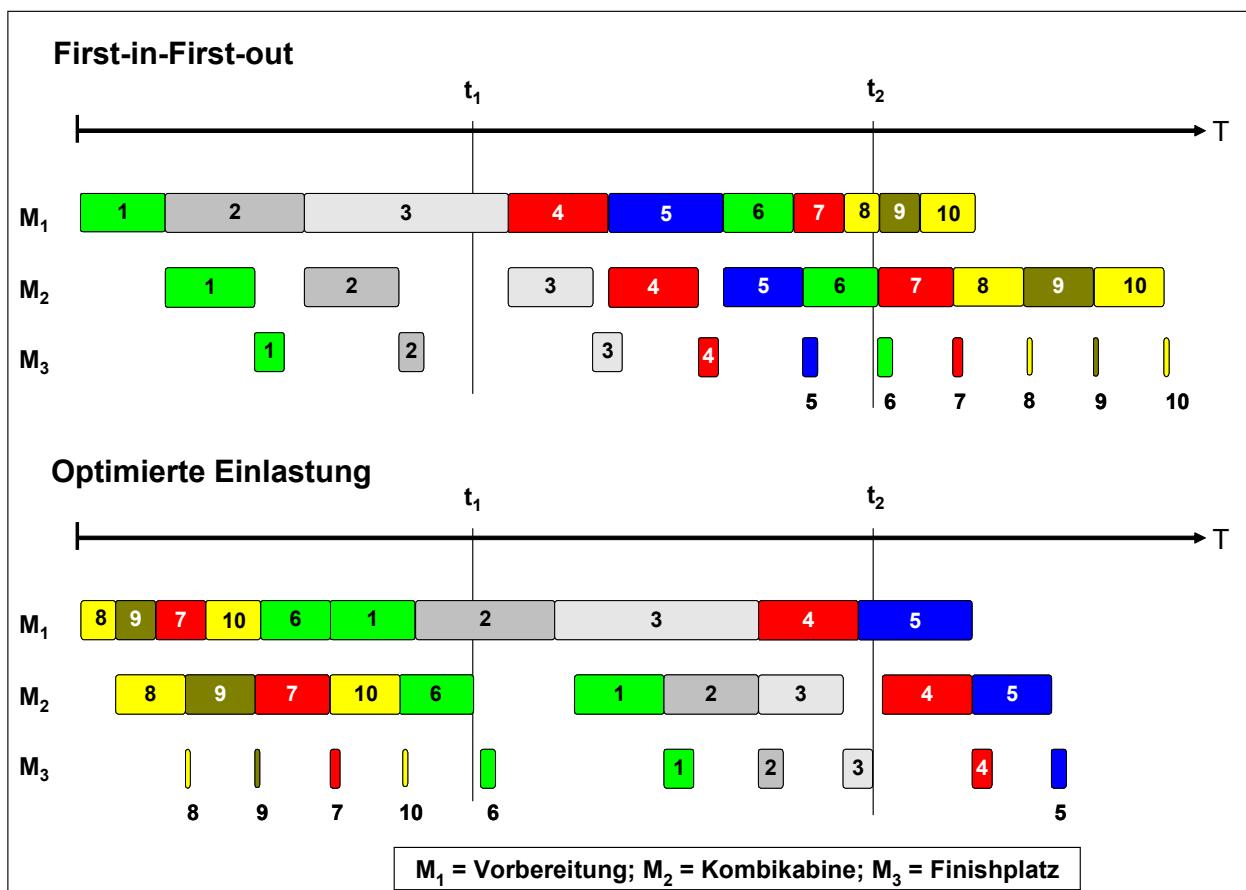


Bild 5-12: Maschinenbelegungsplan der Beispieldarstellung als GANTT-Diagramm

Quelle: (Schollenberger 2005)

Durch ein Gruppieren der Finisharbeiten können für Lackierer 3 (M_3) die Totzeiten eliminiert werden. Des Weiteren kann durch den Einsatz des Belegungsplans die Arbeitsbelastung der einzelnen Lackierer mittels Job-Rotation gleichmäßig verteilt werden. So können Phasen hoher Intensität, wie sie bei der Vorbereitung (M_1) auftreten, mit Arbeiten geringerer Zeitintensität (Finish M_3) ausgeglichen werden.

Dieses Beispiel verdeutlicht nicht nur den Einsatz von Maschinenbelegungsplänen für die Ermittlung optimaler Auftragsreihenfolgen, sondern zeigt auch die Möglichkeit, existierende Arbeitszeitmodelle zu überprüfen. So wäre es bei einer individuellen Zuständigkeit der Lackierer für die Aufträge nicht möglich, durch Verschieben einzelner Prozessabschnitte Totzeiten zu vermeiden bzw. entstandene Überstunden umgehend zu kompensieren. Die erzielten Effizienzsteigerungen haben demnach positive ökonomische (geringere operative Kosten), ökologische (verringerter Energie- und Materialbedarf) und organisatorische Konsequenzen (verbesserter Ablauf, Einhalten von Durchlaufzeiten).

5.6.4 Schlussfolgerungen aus dem Fallbeispiel

Die gleichzeitige Analyse des Material-, Energie- und Zeitbedarfs, hier am Beispiel der Autoreparaturlackierung aufgezeigt, ermöglicht eine integrierte Prozessoptimierung unter Berücksichtigung ökologischer und betriebsorganisatorischer Aspekte. Darüber hinaus können Zusammenhänge zwischen Materialeinsatz und zeitlichen Änderungen (Maschinen- oder Arbeitszeit) aufgrund von Produktsubstitutionen analysiert werden.

Die ermittelten und modellierten Prozesszeiten können als Basis für Verrechnungszeiten bzw. -preise zwischen Vertragswerkstätten, die Lackierarbeiten ausführen, und den Automobilherstellern für Service- oder Garantieleistungen verwendet werden. Auch für die Schadensabwicklung mit Versicherungen finden die Verrechnungszeiten Anwendung. Das erweiterte Stoffstrommodell wurde bereits in die betriebliche Informationstechnologie einiger Automobilhersteller integriert und kann beispielsweise auch für das Digital Mock-Up⁶⁹ genutzt werden. Ferner können mit Hilfe der Szenariotechnik vor einer Prozessumstellung die Auswirkungen auf die Arbeitskosten bestimmt werden. Die schrittbezogene Modellierung der Emissionskonzentrationen - anstelle aggregierter Jahresverbräuche – erlaubt zudem Untersuchungen zu Gesundheit und Sicherheit am Arbeitsplatz.

Der vorgestellte Ansatz ist nicht auf den Sektor der Autoreparaturlackierung beschränkt, sondern kann ebenso auf andere Dienstleistungen und Werkstattfertigungen übertragen werden und auch dort zur Entlastung der Umwelt durch Steigerung der Energie- und Materialeffizienz beitragen. Zukünftig ist auch eine Unterstützung des „Reverse Supply Chain Managements“ denkbar, indem bereits beim Produktdesign der Zeitbedarf für Reparaturen ermittelt und damit die Servicefreundlichkeit von Produkten erhöht wird. Forciert durch umweltrechtliche Anreize ist eine zunehmende Verschiebung zur Wiederverwertung und -verwendung von Neben- und Altprodukten in Supply Chains zu beobachten. Neuere Planungsansätze zielen auf die Optimierung von Recovery-Systemen, die der Rückgewinnung von Stoffen und Energie durch Recycling⁷⁰ dienen (Ayres/Ayres 1996; Molina et al. 1998; Fleischmann et al. 2000; Hillegersberg et al. 2001; Spengler et al. 2002; Georgiadis/Vlachos 2004). In den meisten Fallstudien zum Reverse Supply Chain Management liegt der Schwerpunkt bislang auf der Planung und Optimierung der Produktrücknahme (*Reverse Logistics*). Doch ein wichtiger Teilbereich des Recyclings ist auch die Reparatur. Durch eine simultane Analyse des Material-, Energie- und Zeitbedarfs von Reparaturen und Serviceleistungen kann entschieden werden, ob eine Reparatur etwa von Transportschäden oder eine Neuproduktion vorteilhafter sind.

⁶⁹ Das Digital Mock-Up dient der realitätsnahen Visualisierung von Produkten bereits in der Design- und Entstehungsphase. „Mock-up“ bedeutet in der wörtlichen Übersetzung „Attrappe“. Digital Mock-Up ist auch ein Überbegriff für verschiedene Softwaremodule, die in unterschiedlichen Entwicklungsprozessen eingesetzt werden, um frühzeitig Kontrollen anhand von 3D-CAD-Modellen durchführen zu können. Die dadurch ermöglichten parallelen Entwicklungsarbeiten können Entwicklungszeiten deutlich verkürzen (Markworth 2003).

⁷⁰ Das Recycling wird in die stoffliche und energetische Verwertung unterteilt. Die stoffliche Verwertung wiederum umfasst die werkstoffliche und rohstoffliche Verwertung. Produkte der werkstofflichen Verwertung werden in der Regel durch physikalische Verfahren erzeugt, z. B. Sieben, Trennen, Metallseparation oder Umschmelzen bei Kunststoffen (Ayres/Ayres 1996; Fleischmann et al. 2000; Fleischmann et al. 2001; Hillegersberg et al. 2001; Spengler et al. 2003).

5.7 Zusammenfassung

Durch die Einführung eines betrieblichen Stoffstrommanagements können sowohl ökologische als auch ökonomische Auswirkungen von Produkt- bzw. Techniksubstitutionen analysiert werden. Dazu ist ein geeignetes Aggregationsniveau zu wählen, um mit vertretbarem Aufwand bei der Ermittlung der Stoff- und Energieströme die Emissionen je nach Entstehungsort differenzieren zu können. Aufgrund der fehlenden finanziellen Kapazitäten der kleineren Betriebe und der sehr flexiblen Produktionsweise stehen in diesen Unternehmen meist keine Instrumente zur Betriebssteuerung zur Verfügung. Durch die Verallgemeinerung repräsentativer Betriebsanalysen können jedoch auch in Kleinstunternehmen geeignete Planungshilfen zur Verfügung gestellt werden.

Eine Gegenüberstellung unterschiedlicher Minderungsmaßnahmen erlaubt dabei die Identifizierung von Emissionsminderungspotenzialen auf betrieblicher Ebene, wie die Fallbeispiele belegen. Durch die simultane Abbildung des Zeitbedarfs für die einzelnen Prozessschritte werden zusätzlich eine operative Produktionsplanung und damit eine verbesserte Kapazitätsnutzung ermöglicht. Für die Auswahl eines Szenarios für die betriebliche Umsetzung sind jedoch häufig mehrere Kriterien zu beachten, die zueinander im Zielkonflikt stehen. Für solche Fälle ist eine weitergehende Entscheidungsunterstützung notwendig, wie im folgenden Kapitel beschrieben wird.

6 Multikriterielle Entscheidungsunterstützung

Die Bewertung von Emissionsminderungsmaßnahmen erfordert eine umfassende Analyse technischer, ökonomischer, sozialer und ökologischer Aspekte. In den meisten praktischen Entscheidungssituationen existiert keine dominierende Alternative, die im Vergleich zu allen übrigen Alternativen sämtliche Zielkriterien am besten erfüllt und daher von allen Entscheidern gewählt würde (Spengler et al. 1997a; Rentz et al. 1998d). Vielmehr ist zu beobachten, dass die meisten Alternativen sowohl Stärken als auch Schwächen aufweisen, die gegeneinander abzuwegen sind. Bei diesem Prozess des Abwägens und der Informationsverdichtung sind jedoch zu viele Aspekte und Informationen zu beachten, so dass der „gesunde Menschenverstand“ schnell überfordert ist (Miller 1956; Kahneman/Tversky 1974; Tversky/Kahneman 1981). Sind zudem mehrere Personen an der Entscheidung beteiligt, ist eine Hilfestellung für eine transparente und effiziente Entscheidungsfindung notwendig (Schärlig 1990; Hoheneck 1993; Stummer 2001; Salo 2001).

Da Entscheidungsmodelle mit mehreren Zielsetzungen die Realität oftmals besser beschreiben als allein an einer einzelnen Zielsetzung orientierte Entscheidungsmodelle, wurden in den letzten 30 Jahren zahlreiche neuere Ansätze zur multikriteriellen Entscheidungsunterstützung meist für konkrete Problemstellungen entwickelt (Hwang/Yoon 1979; Zimmermann/Gutsche 1991). Speziell wurden auch formale Methoden für die simultane Analyse von ökologischen Daten (z.B. Wirkungspotenziale und kritische Mengen) und technischen Kriterien (z.B. charakteristische Effizienzraten) entwickelt (Munda 1995; Belton/Stewart 2002; Hämäläinen 2003c).

Zur multikriteriellen Auswertung einer vorliegenden Anzahl diskreter Emissionsminderungsmaßnahmen hinsichtlich mehrerer Kriterien (etwa Betriebskosten, Ressourceneinsparungen, Lösemittelemissionen oder Qualität der Lackierung) können MADM-Verfahren (engl. *Multi attribute decision making*) herangezogen werden.⁷¹ Mit Hilfe dieser multiattributiven Entscheidungsmodelle werden verschiedene Alternativen oder Handlungsoptionen im Hinblick auf bestimmte Ziele bewertet. (Roy/Bouyssou 1993) nennen drei Arten der Entscheidung, nämlich Selektion der besten Alternative (α -Entscheidung), Sortieren in verschiedene Klassen (β -Entscheidung) und Ordnen aller untersuchter Alternativen (γ -Entscheidung). Bei der Auswahl von betrieblichen Emissionsminderungsmaßnahmen handelt es sich in der Regel um α -Entscheidungen.

In der Literatur wird in Abhängigkeit der vorliegenden Information zwischen einer Vielzahl an Verfahren unterschieden (Zimmermann/Gutsche 1991; Figueira et al. 2005). Dank zahlreicher Softwarelösungen⁷² werden MADM-Verfahren inzwischen in verschiedensten Entscheidungsproblemen eingesetzt, um Einblick in mögliche Konsequenzen unterschiedlicher Handlungsweisen zu gewinnen. Zugleich ist bekannt, dass keine universell einsetzbare Methode existiert (Guitouni/Martel 1998).

In der betrieblichen Praxis werden wichtige Entscheidungen (z.B. in der strategischen Planung (Hänle 1993) oder im Stoffstrommanagement (Spengler et al. 1998a)) meist in Gruppen (Gremien)

⁷¹ Handelt es sich nicht um einen diskreten, sondern einen stetigen Lösungsraum, indem die Alternativen durch Nebenbedingungen bestimmt sind, werden MODM-Verfahren (engl. *Multi objective decision making*), z.B. als Vektoroptimierungsprogramme herangezogen (Zimmermann/Gutsche 1991; Belton/Stewart 2002; Jahn 2004). Vgl. dazu auch Abschnitt 7.6.2.4.

⁷² Für Übersichten der verfügbaren Softwarepakete vgl. (Scheubrein, 2000; Belton/Stewart 2002; Weistroffer et al. 2005).

getroffen (Jelassi et al. 1990; Manz et al. 2000). Dadurch sollen die Qualität und die Durchsetzbarkeit der Entscheidung verbessert werden. Durch die Einbindung mehrerer Beteiligter erhöht sich aber auch die Notwendigkeit einer Entscheidungsunterstützung durch geeignete Verfahren, weil die Beteiligten oft widersprüchliche Zielsetzungen verfolgen. Gruppenentscheidungsprozesse sind in der Regel wegen der divergierenden Ziele komplex, schlecht strukturiert und dynamisch, d.h. veränderlich im Zeitablauf, weil sich mit den neu hinzugewonnenen Informationen die Anspruchsniveaus sowie die individuellen Präferenzvorstellungen der einzelnen Entscheidungsträger ändern können (Atherton/French 1999). Methoden der Entscheidungsunterstützung sollen deswegen einerseits Meinungsunterschiede transparent machen und andererseits das Auffinden einer tragfähigen Kompromisslösung ermöglichen, bei der die Präferenzen aller Beteiligten in fairer Weise berücksichtigt werden.

Im Folgenden werden daher zunächst allgemein Modelle zur Lösung von Gruppenentscheidungen kurz vorgestellt. Dann werden die Nutzwertanalyse, der Analytische Hierarchie Prozess (AHP) und das outrankingverfahren PROMETHEE anhand des Fallbeispiels 3 (Innerbetriebliches Stoff- und Energiestrommanagement in der Industrielackierung zur Anlagenoptimierung; vgl. Abschnitt 5.4) illustriert (Geldermann et al. 2002e). Anschließend werden verschiedene Ansätze für grafische und mehrdimensionale Sensitivitätsanalysen abgeleitet.

6.1 Entscheidungstheoretische Modelle

Die Entscheidungstheorie bildet Modelle zur Beschreibung von Situationen, in denen ein oder mehrere Entscheidungsträger durch Anwendung einer rationalen Entscheidungsmaxime und eines Wertesystems sich zu einer bestimmten Handlung entschließen, die eine neue Situation erzeugt (Gäfgen 1974). Als Modell wird dabei die zweckorientierte vereinfachte Abbildung der Realität bezeichnet (Bamberg/Coenenberg 1994; Schneeweiß 2002), wobei Beschreibungs-, Erklärungs- (bzw. Prognose-) sowie Entscheidungs- (bzw. Planungs-) Modelle unterschieden werden. Entscheidungsmodelle umfassen im wesentlichen Ziele, Alternativen (Handlungsweisen, Aktionen) und Umweltzustände (Informationen und Bewertungen), um einerseits die Folgen der Entscheidung analytisch herzuleiten und sie andererseits subjektiv zu bewerten (French 1986; Götze/Bloech 1995). Dazu muss ein geeignetes Modell widerspruchsfrei sein, Realitätsbezug haben, Informationen enthalten und prüfbar sein (Pfingsten 1989; Bamberg/Coenenberg 1994).

Bereits (Gäfgen 1974) weist darauf hin, dass wirtschaftswissenschaftliche Entscheidungsmodelle lediglich eine formale Rationalität vorweisen, die das Zustandekommen einer Lösung bei einem widerspruchsfreien Zielsystem beschreibt. Dabei steht das ökonomische Prinzip im Vordergrund, repräsentiert durch den homo oeconomicus, der entweder mit geringstmöglichen Mitteleinsatz ein vorgegebenes Ziel oder aber mit gegebenem Mitteleinsatz möglichst viel zu erreichen trachtet. Somit sind Entscheidungsmodelle unabhängig von psychologischen Handlungstypen anwendbar.⁷³ Gerade in der Diskussion umweltorientierter Unternehmensziele wird die Unterstellung des ökonomischen Prinzips als einziger Antrieb für betriebliche Entscheidungen jedoch als eine zu weitgehende Vereinfachung angesehen.

Zur Unterstützung von multikriteriellen Gruppenentscheidungen können im Wesentlichen drei Forschungsrichtungen identifiziert werden (Bui 1987; Jelassi et al. 1990; Cao/Burstein 1999), die nachfolgend kurz charakterisiert werden (Geldermann et al. 2003f).

⁷³ Dieser Verzicht auf eine psychologische Fundierung der wirtschaftswissenschaftlichen Entscheidungstheorie wurde zuerst durch V. PARETO vorgenommen (Gäfgen 1974).

6.1.1 Aggregationsmodelle

Die Theorie der Entscheidung bei mehrfacher Zielsetzung behandelt Problemsituationen, in denen ein einzelner Entscheider versucht, einen Kompromiss zwischen unterschiedlichen, konfliktären Zielen zu erreichen. Ebenso versucht auch ein Entscheidungsgremium, zu einem Kompromiss zwischen den Meinungen seiner Mitglieder zu gelangen. Zur Bestimmung der Gruppenpräferenzordnung soll ein Kompromiss gefunden werden, der die beste Alternative auf der Basis der individuellen Präferenzen oder Nutzenfunktionen darstellt.

Dazu werden individuelle Nutzenfunktionen in eine Gesamtnutzenfunktion überführt. Gemäß den Modellannahmen wird ein rationales Verhalten der Entscheidungsträger unterstellt, die vollständige Informationen über das Entscheidungsproblem besitzen und sich während des Entscheidungsprozesses kohärent und konsistent verhalten (Hwang/Lin 1987). Damit reduziert sich das Entscheidungsproblem auf die Bewertung individueller Nutzenfunktionen sowie deren Aggregation in eine Gesamtnutzenfunktion als Kompromissvorschlag.⁷⁴

Abweichungen der individuellen Präferenzen können daraus resultieren, dass die Gruppenmitglieder sich an verschiedenen Zielgrößen orientieren oder die Zielgrößen anders gewichten, weil sie unterschiedliche Risikoeinstellungen und Informationsstrukturen haben (Hwang/Masud 1979; Rommelfanger/Eickemeier 2002). Unterstellt man nun, dass sich die Meinungen der Gruppenmitglieder durch eine skalare Bewertung von Alternativen (bzw. eine skalarwertige Bewertungsfunktion im Falle stetiger Entscheidungsvariablen) repräsentieren lassen, so erhält man eine formal gleiche Problemstruktur wie beim Entscheidungsproblem unter mehrfacher Zielsetzung eines individuellen Entscheidungsträgers.

6.1.2 Spieltheoretische Modelle

Eine völlig andere Sichtweise der Behandlung von Gruppenentscheidungsproblemen stellen spieltheoretische Modelle dar, die auf der Spieltheorie von Neumann / Morgenstern und ihren Erweiterungen basieren und den Ausgang des Gruppenentscheidungsprozesses vorherzusagen versuchen (Jelassi et al. 1990). Bei spieltheoretischen Modellen wird angenommen, dass sowohl die Anzahl und die Identität der Entscheider, als auch sämtliche Handlungsalternativen sowie die individuellen Nutzenfunktionen der Entscheider konstant und bekannt sind. Ferner wird unterstellt, dass die Entscheider rational handeln und die stattfindende Kommunikation zwischen den Entscheidern den Inhalt der Auszahlungsmatrix nicht beeinflusst. Für die Lösung organisatorischer Entscheidungsprobleme werden häufig die Theorie kooperativer Spiele und ihre Erweiterungen als geeignete Instrumente angesehen (Bernerghaus et al. 1996; Frank 2003).

Die Erforschung spieltheoretischer Modelle hat bedeutende Erkenntnisse in Bezug auf Verhandlungsprozesse, -ergebnisse und -strategien geliefert. Ihre engen Voraussetzungen lassen die Anwendung für die betriebliche multikriterielle Entscheidungsunterstützung jedoch wenig praktikabel erscheinen. Dies liegt vor allem darin begründet, dass sich die Nutzenfunktionen während realer Entscheidungsprozesse oft erst bilden oder aber verändern (Hänle 1993).

⁷⁴ Derartige additive Modelle können allerdings nur dann angewendet werden, wenn gewisse Unabhängigkeitsbedingungen zwischen den betrachteten Attributen erfüllt sind (zu Präferenz- und Differenzunabhängigkeit vgl. (Zimmermann/Gutsche 1991), (Lillich 1992; Dinkelbach/Kleine 1996)).

6.1.3 Taktische Gruppenentscheidungsmodelle

Taktische Modelle zur Unterstützung von Gruppenentscheidungen berücksichtigen insbesondere die Dynamik von Verhandlungen (Kersten/Szapiro 1986). Dabei stehen die veränderbaren Strategien der Entscheider und die Existenz von verborgenen und unartikulierten Zielen und Interessen im Mittelpunkt (Hänle 1993): In Entscheidungsprozessen in Gruppen können, im Gegensatz zu individuellen Entscheidungsprozessen, die Beteiligten unterschiedliche und veränderbare Strategien anwenden. Ein Entscheider kann die Zielgrößen anderer Entscheider mit in Betracht ziehen, um seine Verhandlungsposition zu verbessern, d.h., seine Nutzenfunktion ist nicht stationär. Auch Taktieren durch Überredung, Rhetorik, Feilschen oder Tricksen ist in Verhandlungen möglich (Jelassi et al. 1990).

Solche Ansätze sind aufgrund der zahlreichen Annahmen nur schlecht zur Modellierung von betrieblichen multikriteriellen Gruppenentscheidungen geeignet, da das Taktieren anstelle des Bewertens im Mittelpunkt steht. Neuere Ansätze gehen von nichtstationären Nutzenfunktionen aus bzw. ersetzen das Nutzenkonzept durch ein Anspruchskonzept. Während nutzenbasierte Modelle die beste Kompromisslösung auf der Basis der ersten Angaben der Entscheider berechnen, versuchen taktische Modelle in einem iterativen Prozess einen Kompromiss auf der Basis sich verändernder Angaben zu finden. Dies versetzt die Entscheider in die Lage, ihre Ziele und Präferenzen sowie ihre Bedürfnisse zu verändern. Gleichzeitig werden die Kreativität und die Kommunikation während des Entscheidungsprozesses unterstützt (Hänle 1993).

6.2 MADM-Modelle zur Unterstützung von Gruppenentscheidungen

Zur Unterstützung von Entscheidungen im Stoffstrommanagement erscheinen folglich die Aggregationsmodelle geeignet, da hier eine Mehrzielentscheidung bei der Auswertung der untersuchten Szenarien unter Berücksichtigung von sachlichen Zielkonflikten im Vordergrund steht, z.B. wenn eine bessere Zielerreichung bei der Emissionsminderung mit erhöhten Betriebskosten einhergeht.

Die Formulierung von Zielfunktionen stellt allerdings in praktischen Entscheidungssituationen ein komplexes Problem dar. Damit die präskriptive Entscheidungstheorie einen Beitrag zur Lösung dieses Problems leisten kann, müssen gewisse Mindestanforderungen bei der Abbildung der Präferenzvorstellungen der Entscheider erfüllt sein. Üblicherweise wird in der normativen Entscheidungstheorie von zwei zentralen Annahmen ausgegangen, die durch das Ordnungs- und das Transitivitätsaxiom ausgedrückt werden (Schneeweiß, 1991; Bamberg/Coenenberg 1994; Laux 2003). Zur Darstellung der beiden Axiome werden folgende Symbole eingeführt:

- $E_i \succ E_j$: Der Entscheider zieht das Ergebnis E_i dem Ergebnis E_j vor,
- $E_i \sim E_j$: der Entscheider ist zwischen beiden Ergebnissen indifferent,
- $E_j \prec E_i$: der Entscheider zieht das Ergebnis E_j vor.

Das **Ordnungsaxiom** besagt, dass der Entscheider für jedes beliebige Ergebnispaar E_i und E_j angeben kann, ob $E_i \succ E_j$, $E_i \sim E_j$ oder $E_j \prec E_i$ gilt. Nur wenn der Entscheider die Ergebnisse miteinander vergleichen kann, kann durch die Anwendung eines Entscheidungsmodells der Vergleich komplexer Ergebnisse auf den sukzessiven Vergleich solcher Einzelergebnisse zurückgeführt werden, die möglichst geringe Anforderungen an die Bewertungsfähigkeit des Entscheiders stellen.⁷⁵

⁷⁵ Eine rationale Entscheidung setzt das Vorhandensein von Zielvorstellungen voraus, auf deren Grundlage der Entscheider die Wünschbarkeit (d.h. Präferenz) bestimmter Handlungsfolgen beurteilen kann. Wenn der

Das **Transitivitätsaxiom** fordert, dass die Präferenzen des Entscheiders bezüglich dreier beliebiger Ergebnisse E_i , E_j und E_k im folgenden Sinne konsistent sind:

Gilt $E_i \sim E_j$ und $E_j \sim E_k$, dann gilt auch $E_i \sim E_k$.

Gilt $E_i \succ E_j$ und $E_j \succ E_k$, dann gilt auch $E_i \succ E_k$.

Gilt $E_i \prec E_j$ und $E_j \prec E_k$, dann gilt auch $E_i \prec E_k$.

Das Transitivitätsaxiom bezieht sich auf eine gegebene Entscheidungssituation, denn die Wertvorstellungen können sich im Laufe der Zeit verändern. In der Realität ist das Transitivitätsaxiom jedoch nicht immer erfüllt, wenn für einen Entscheider sowohl $E_i \sim E_j$ und $E_j \sim E_k$ als auch $E_i \succ E_k$ gilt. Dieser Verstoß gegen das Axiom kann eintreten, wenn in der Realität geringe Nutzenunterschiede nicht wahrgenommen werden, sofern sie unterhalb bestimmter „Fühlbarkeitsgrenzen“ liegen. Die Ergebnisse E_i und E_j bzw. E_j und E_k können daher als äquivalent erscheinen, obwohl sie es bei genauer Nutzenwahrnehmung gar nicht wären. Beim Vergleich von E_i und E_k ist der Nutzenunterschied jedoch schon so groß, dass die Fühlbarkeitsschwelle überschritten wird.⁷⁶

Tabelle 6-1: Ausgewählte MADM Verfahren

	Nutzwertanalyse / MAUT	AHP	ELECTRE	PROMETHEE
Grundlage	klassische MADM Verfahren	Saaty's Eigenvektorverfahren Hierarchische Kriterien Struktur	Outranking Verfahren	Outranking Verfahren
Basis	Nutzenfunktion additives Modell	Paarvergleichsmatrix mittels 9-Punkte Skala Auswertung anhand von Eigenvektoren	Paarweiser Vergleich mittels Konkordanzanalyse	Paarweiser Vergleich mittels Präferenzfunktion
Gewichtungsverfahren	zahlreiche Gewichtungsverfahren: Trade-off Swing Direct-ratio AHP Eigenvektor	Saaty'sche Eigenvektorverfahren zur Ermittlung der Gewichtungsfaktoren anhand der Kriterienhierarchie	Keine Vorgaben	Keine Vorgaben
Ergebnisse	Rangfolge	Rangordnung	Eine Menge nicht-dominierter Alternative	Partielle und vollständige Präordnung
Quellen	(Keeney/Raiffa 1976)	(Saaty 1980; Saaty 1991)	(Roy/Bouyssou 1993)	(Brans et al. 1986)

Beim Einsatz von MADM-Modellen zur Unterstützung von Gruppenentscheidungen wird ferner angenommen, dass die beteiligten Experten (z.B. Fachleute aus verschiedenen Disziplinen) offen ihre Präferenzen artikulieren. In den letzten Jahrzehnten kristallisierten sich zwei verschiedene

Entscheider darüber keine Vorstellungen hat, kann ihm die Entscheidungstheorie allein keine Hilfe bieten. Vielmehr wird in solchen Fällen eine weitere Instanz benötigt, die dem Entscheider Ziel- und Wertvorstellungen vermittelt (Lauz, 2003, S.33).

⁷⁶ Dieser Tatsache tragen die sogenannten Outranking-Verfahren explizit Rechnung, wie in Abschnitt 6.2.3 ausführlicher beschrieben wird.

Denkrichtungen heraus, die den Aggregationsmodellen zur Unterstützung von Mehrzielentscheidungen bei einer endlichen Anzahl von Alternativen zugrunde liegen (vgl. auch Tabelle 6-1):

- Die amerikanische Schule setzt voraus, dass der Entscheidungsträger eine genaue Vorstellung über den Nutzen der Kriterienausprägungen und die Kriteriengewichtungen hat, die es im Rahmen der Entscheidungsunterstützung offenzulegen und zu interpretieren gilt. Bekannte Vertreter dieser „klassischen MADM-Verfahren“ sind die Nutzwertanalyse (Zangemeister 1976) und ihre Weiterentwicklung als MAUT (engl. *Multi attribute utility theory*) sowie der Analytische Hierarchie Prozess (AHP) (Saaty 1980; Saaty 1991).
- Die europäische Philosophie ging aus der Kritik der amerikanischen Schule hervor und unterstellt, dass dem Entscheidungsträger seine Präferenzen nicht bewusst sind. Daher sollen die so genannten Outranking-Verfahren (z.B. ELECTRE, PROMETHEE) während des Entscheidungsprozesses die Struktur der Entscheidungssituation und die Konsequenzen der Wahl unterschiedlicher Kriteriengewichtungen aufzeigen.

Beide Gruppen von Ansätzen basieren auf der so genannten Zielerreichungsmatrix. Bezeichnet

$$A := \{a_1, \dots, a_m\} : \text{Menge der diskreten Alternativen } a_i (i = 1 \dots m) \text{ und}$$

$$F := \{f_1, \dots, f_n\} : \text{Menge der entscheidungsrelevanten Kriterien } f_j (j = 1 \dots n),$$

so lässt sich das multikriterielle Entscheidungsproblem mit Hilfe der sogenannten Zielerreichungsmatrix $Z := (z_{ij})_{\substack{i=1, \dots, m \\ j=1, \dots, n}}$ darstellen:

$$Z = \begin{bmatrix} z_{11} & \cdots & z_{1n} \\ \vdots & z_{ij} & \vdots \\ z_{m1} & \cdots & z_{mn} \end{bmatrix} := \begin{bmatrix} f_1(a_1) & \cdots & f_n(a_1) \\ \vdots & f_j(a_i) & \vdots \\ f_1(a_m) & \cdots & f_n(a_m) \end{bmatrix} \quad (\text{Gleichung 6.19})$$

$z_{ij} = f_j(a_i)$ bezeichnet dabei den Zielerreichungsgrad einer Alternative a_i hinsichtlich eines Kriteriums f_j . Zur multikriteriellen Auswertung der Zielerreichungsmatrix sind ferner die Gewichtungsvektoren w_k zu bestimmen, die die Bedeutsamkeit der einzelnen Kriterien k für das Gesamtproblem quantifizieren. Bei den Gewichtungsfaktoren handelt es sich naturgemäß meist um subjektive Größen, die von den Entscheidungsträgern im Rahmen des Entscheidungsprozesses bestimmt werden (Weber/Borcherding 1993).

In Gruppenentscheidungssystemen (engl. GDSS = *Group Decision Support Systems*) lassen sich zwei Arten von Teilprozessen grob unterscheiden: Bestimmte Teilprozesse werden von den Gruppenmitgliedern individuell und unabhängig von den anderen Mitgliedern durchgeführt (*Individualkomponente*), während andere Teilprozesse Interaktionen zwischen den Mitgliedern umfassen und das Gesamtergebnis der Gruppe aus den individuellen Bewertungen aggregieren (*Gruppenkomponente*). Bei beiden Teilprozessen werden Zielerreichungsmatrizen gebildet und ausgewertet.

6.2.1 Nutzwertanalyse

Klassische MADM-Verfahren aggregieren die Zielerreichungsgrade der einzelnen Kriterien zu einem einzigen Index und wählen anschließend diejenige Alternative, deren Index den maximalen bzw. minimalen Wert aufweist (vgl. etwa (Zangemeister 1976; Zimmermann/Gutsche 1991)). Zu

jedem Kriterium k formuliert der Entscheidungsträger im einfachsten Fall eine eindimensionale Werte- bzw. Nutzenfunktion, die auf das Intervall $[0,1]$ normiert ist.⁷⁷

$$v(a_i) = \sum_{j=1}^n w_j \cdot v_j(f_j(a_i)) \text{ mit } w_j \geq 0 \text{ und } \sum_{j=1}^n w_j = 1 \quad (\text{Gleichung 6.20})$$

mit:

- $A := \{a_1, \dots, a_m\}$: Menge der diskreten Alternativen bzw. a_i ($i = 1 \dots m$)
- $F := \{f_1, \dots, f_n\}$: Menge der entscheidungsrelevanten Kriterien f_j ($j = 1 \dots n$),
- w_j : Gewichtung des Kriteriums j
- v_j : $v_j(\min \{f_j(a_i)\}) = 0$ und $v_j(\max \{f_j(a_i)\}) = 1$.

Eine Gruppenentscheidung ergibt sich aus den aggregierten Individual-Nutzenwerten, die ggf. nach Stimmenanteil der einzelnen Entscheider gewichtet werden können (Vetschera 1990).

Einen Schwerpunkt der Forschungsarbeiten zu den klassischen MADM-Verfahren bildet die Untersuchung der zahlreichen Methoden zur Bestimmung der Gewichtungsfaktoren, da bislang kein Ansatz als allgemeingültig oder besonders realitätsgerecht identifiziert werden konnte (Eisenführ/Weber 1986; Weber/Borcherding 1993; Mustajoki/Hämäläinen 2000). (Pöyhönen et al. 2001) zeigen in Experimenten, dass die Anordnung der Kriterien in einer Kriterienhierarchie⁷⁸ zur Vergrößerung bzw. Verkleinerung der jeweiligen Gewichtungsfaktoren führen kann. Ebenso können Veränderungen an der Struktur einer Kriterienhierarchie zu veränderten Rangfolgen der ausgewerteten Alternativen führen. Eine mögliche Erklärung für diesen „Splitting-Bias“ wird darin gesehen, dass die Entscheider die Gewichtung vorrangig anhand der Stellung der Kriterien in der Kriterienhierarchie und weniger nach der Stärke ihrer Präferenzen vornehmen.

6.2.2 Analytischer Hierarchie Prozess (AHP)

Im Zentrum des Analytischen Hierarchie Prozess (AHP) (Saaty 1980; Saaty 1991) (auch Saaty's Eigenvektormethode genannt) steht die Bestimmung der Gewichtungsfaktoren mittels einer Kriterienhierarchie: Unter einem globalen, oft abstrakten „Oberziel“ (z.B. Prozessverbesserung in der Industrielackierung) werden die Unterziele (z.B. Umweltfreundlichkeit) bzw. Attribute (z.B. VOC-Reduktion) in den nachfolgenden Ebenen angeordnet. Die untersuchten Alternativen finden sich auf der untersten Ebene der Kriterienhierarchie (vgl. Bild 6-1).

Die Gewichtungsfaktoren werden zunächst innerhalb einer Hierarchieebene bestimmt. Dazu muss der Entscheider jeweils zwei Ziele (z.B. Kosten und VOC-Reduktion) in Bezug auf ihre Wichtigkeit in Form von Quotienten $\frac{w_j}{w_{j'}}$ in einer Paarvergleichsmatrix anordnen. Dazu steht eine Neun-

⁷⁷ Werden statt der Nutzenwerte $v_j \in [0;1]$ Punktwerte (engl.: scores) verwendet (z.B. zwischen null und zehn oder null und hundert), wird das Verfahren auch als *Scoring-Modell* oder *Punktbewertungsverfahren* bezeichnet. In der Praxis ist diese Vorgehensweise weit verbreitet. Bei der klassischen *Nutzwertanalyse* (Zangemeister 1976) werden die Nutzenfunktionen und die Gewichtungsfaktoren unabhängig voneinander bestimmt, während bei der Nutzentheorie auf die wechselseitige Beeinflussung explizit hingewiesen wird (Lillich 1992).

⁷⁸ Manchmal wird der Begriff „Entscheidungsbaum“ synonym verwendet. Dies kann allerdings irreführend sein, da Entscheidungsbäume im allgemeinen in sequentiellen bzw. dynamischen Entscheidungsmodellen verwendet werden (Bamberg/Coenenberg 1994; Göbel 2001; Schneeweiss 2002).

Punkte-Skala für die durchzuführenden paarweisen Vergleiche zur Verfügung.⁷⁹ Im Falle einer konsistenten Paarvergleichsmatrix ergibt sich dann der Gewichtungsvektor als Eigenvektor dieser Matrix. Der Aufwand ist erheblich, da $\frac{x(x-1)}{2}$ Paarvergleiche pro Matrix durchzuführen sind. Zur Reduzierung der Anzahl der Paarvergleiche bei konsistenten Matrizen wird vorgeschlagen, nur $x-1$ Vergleiche durchzuführen, die mittels eines Zufallsgenerators bestimmt werden. Bei inkonsistenten Paarvergleichsmatrizen wird der Grad der Abweichung über einen so genannten Konsistenzindex ausgedrückt, der einen vorgegebenen Grenzwert nicht überschreiten darf.

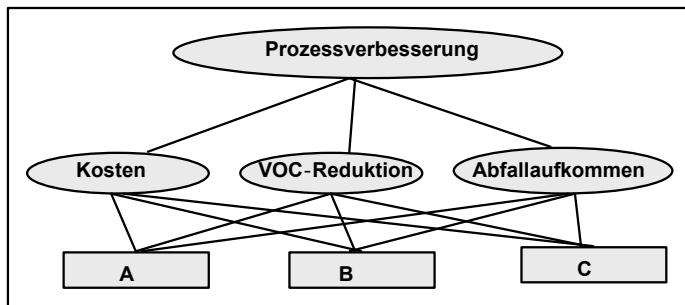


Bild 6-1: Kriterienhierarchie

Bei Gruppenentscheidungen kann das gemeinsame Erstellen der Kriterienhierarchie zu Schwierigkeiten führen (Salo/Hämäläinen 1997), da z.B. einzelne Experten ihr Spezialgebiet möglichst hoch in der Hierarchie eingeordnet sehen möchten. Ein Ausweg wäre, dass zunächst jedes Gruppenmitglied eine individuelle Vergleichsmatrix bildet. Diese können anschließend mit Hilfe des geometrischen Mittels zu einer Gesamtauswertung aggregiert werden (Ossadnik 1998).

Die relativ aufwendige Berechnung der Eigenvektoren beim AHP suggeriert zunächst eine bessere mathematische Fundierung und Seriosität dieses Verfahrens, doch werden starke Zweifel an der Rationalität geäußert (French 1986; Lootsma 1999). So ist bislang ungeklärt, unter welchen mess-technischen Voraussetzungen eine reziproke Paarvergleichsmatrix aufgestellt werden kann. Ferner können andere Skalen als die Neun-Punkte-Skala bei ansonsten gleichen Lösungsverfahren zu anderen Ergebnissen führen. Dennoch wird der AHP vielfach eingesetzt, so z.B. in China (Geldermann et al. 2003e). Eine Weiterentwicklung des AHP ist der Analytic Network Process (Analytischer Netzwerk-Prozess, ANP), der die Berücksichtigung von Abhängigkeiten und Rückkopplung innerhalb und zwischen Clustern in der Kriterienhierarchie ermöglicht. Dabei können auch nicht-lineare Strukturen mit Quellen, Senken und (Recycling-)Schleifen abgebildet werden (Saaty 1996; Meade/Sarkis 1998; Sarkis 1999; Sarkis 2003; Ravi et al. 2005)

6.2.3 PROMETHEE

PROMETHEE ist ein Vertreter der Outranking-Verfahren (im Deutschen auch als „Prävalenzverfahren“ bezeichnet), die als „entscheidungstechnologische“ Ansätze aus der Kritik der amerikanischen Schule konzipiert wurden (Roy 1980; Brans et al. 1986; Roy/Bouyssou 1993; Brans/Mareschal 2005). Sie basieren auf dem Vergleich von jeweils zwei Alternativen hinsichtlich der einzelnen Kriterien (Zimmermann/Gutsche 1991). Vorteilhaft ist der geringere Informationsbedarf als bei den klassischen Verfahren. Das wesentliche Kennzeichen der Outranking-Verfahren

⁷⁹ Skalenwert 1: Beide Kriterien haben etwa gleiche Bedeutung; Skalenwert 3 / 5 / 7: etwas / erheblich / sehr viel größere Bedeutung des einen Kriteriums im Vergleich zu einem anderen Kriterium; Skalenwert 9: größtmöglicher Bedeutungsunterschied. Die Skalenwerte 2, 4, 6, 8 stehen für Zwischenwerte.

besteht in der Berücksichtigung von Unvergleichbarkeiten und schwachen Präferenzen (Roy 1980; Zimmermann/Gutsche 1991; Roy/Bouyssou 1993; Bamberg/Coenenberg 1994). Folgende Angaben sind dazu notwendig:

- für jede Aktion und jedes Kriterium eine Bewertung, wie gut die Aktion in Bezug auf das jeweilige Kriterium ist (Entscheidungstabelle / Zielerreichungsmatrix),
- für jedes Kriterium ein Gewicht, das die „Bedeutung“ des jeweiligen Kriteriums widerspiegelt (ein Verfahren zur Ermittlung des Gewichtungsvektors wird jedoch nicht angeboten),
- ggf. für jedes Ziel eine Indifferenzschwelle q (oder eine Indifferenzschwellenfunktion), die angibt, welche Kriterienausprägungen als gleichwertig gelten können, und
- für jedes Ziel eine Präferenzschwelle p (oder eine Präferenzschwellenfunktion), aus der ersichtlich ist, ab welcher Differenz der Kriterienausprägungen eine Alternative bezüglich dieses Kriteriums als „strikt besser“ angesehen wird. Damit wird sichergestellt, dass nur bedeutsame Unterschiede der Kriterienausprägungen zu Präferenzentscheidungen führen.

Die Erweiterung des Präferenzbegriffs wird damit begründet, dass sich bei zunehmender Anzahl von Kriterien die Eindeutigkeit der Problemstruktur verringert und widersprüchliche Ordnungen der Alternativen zustande kommen können, so dass die Begriffe „strikte Präferenz“ und „Indifferenz“ nicht genügen, um das Präferenzverhältnis zweier Alternativen aus der Sicht des Entscheiders angemessen zu beschreiben. Zwei Alternativen werden somit nur dann als indifferent eingestuft, wenn eindeutige Gründe dafür vorliegen. Mit Hilfe von Präferenzfunktionen werden in den Outranking-Verfahren paarweise Vergleiche der Alternativen hinsichtlich jedes Kriteriums durchgeführt. Durch den erweiterten Präferenzbegriff wird eine eingeschränkte Kompensationsmöglichkeit geschaffen, so dass schlechte Erfüllungsgrade eines Kriteriums nicht immer durch gute Erfüllungsgrade eines anderen Kriteriums kompensiert werden können.⁸⁰ Formal wird der Präferenzbegriff der klassischen MADM-Ansätze⁸¹

$a_iPa_r \Leftrightarrow$ Alternative a_i wird a_r vorgezogen (strikte Präferenz P)

$a_iIa_r \Leftrightarrow$ Alternative a_i und a_r sind gleichwertig (Indifferenz I)

erweitert durch:

$a_iQa_r \Leftrightarrow$ Alternative a_i wird a_r schwach vorgezogen (schwache Präferenz Q)

$a_iRa_r \Leftrightarrow$ Alternative a_i und a_r sind nicht vergleichbar (Unvergleichbarkeit R)

Entsprechend wird jedem Paar von Alternativen a_i, a_r eine Zahl $p(a_i, a_r) \in [0, 1]$ zugeordnet. $p_j(a_i, a_r)$ ist der „Glaubwürdigkeitsgrad für die Hypothese, dass bezüglich der Präferenzen des Entscheiders die Aktion a_i hinsichtlich des Kriteriums k mindestens so gut wie die Aktion a_r ist“ (Bamberg/Coenenberg 1994). Führt man Schwellenfunktionswerte für den Übergang zur strikten Präferenz p bzw. Indifferenz q die Parameter $p, q \in IR_0^+$ ein und gilt dabei $p \geq q$, so lassen sich die im Rahmen der Outranking-Verfahren durchzuführenden Paarvergleiche hinsichtlich jeweils eines Kriteriums j mit Hilfe folgender so genannter „Pseudo-Kriterien“ auswerten (vgl. Bild 6-2):

⁸⁰ Eine vollständige Aggregation guter und schlechter Kriterienausprägungen, wie sie etwa in den klassischen MADM-Verfahren vorgenommen wird, führt zu einer Kompensation, die oftmals nicht die Präferenzen des Entscheiders widerspiegelt. Gewöhnlich wird z.B. eine Verminderung um 20 % bezüglich eines Kriteriums nicht durch ein Anwachsen bezüglich eines anderen Kriteriums um 20 % kompensiert (Roy 1980).

⁸¹ Die Relationen P (strikte Präferenz) und I (Indifferenz) schließen sich gegenseitig aus und müssen transitiv sein. Unter diesen Voraussetzungen existiert eine reellwertige Nutzenfunktion auf der Menge der untersuchten Alternativen (Roy 1980).

$$f_j(a_i) - f_j(a_r) > p \Leftrightarrow a_i P_j a_r \quad (\text{strikte Präferenz}) \quad (\text{Gleichung 6.21})$$

$$q < f_j(a_i) - f_j(a_r) \leq p \Leftrightarrow a_i Q_j a_r \quad (\text{schwache Präferenz}) \quad (\text{Gleichung 6.22})$$

$$|f_j(a_i) - f_j(a_r)| \leq q \Leftrightarrow a_i I_j a_r \quad (\text{Indifferenz}) \quad (\text{Gleichung 6.23})$$

Mit Hilfe dieser Pseudokriterien kann die Intensität der Vorziehenswürdigkeit je nach Differenz zwischen den Kriterienausprägungen modelliert werden. Einige Outranking-Verfahren – wie PROMETHEE – liefern als Ergebnis eine partielle Präordnung⁸², in der neben schwachen Präferenzen auch Unvergleichbarkeiten von Alternativen abgebildet sind. Allerdings ist anzumerken, dass Unvergleichbarkeit und schwache Präferenz zu einer Verletzung der Transitivitätsbedingung führen können, da aus $a_i Q a_t \wedge a_t Q a_r \wedge \text{nicht } a_i Q a_r$ folgen muss. Von den Vertretern des Outranking-Ansatzes wird diese Verletzung der Transitivitätsbedingung und die dadurch möglicherweise hervorgerufenen Inkonsistenzen nicht als gravierend angesehen, da diese Unbestimmtheit die tatsächlichen psychischen Konflikte des Entscheidungsträgers widerspiegelt (Roy/Bouyssou 1993). Zudem ist es in vielen Entscheidungssituationen nicht erforderlich, sämtliche Alternativen anzugeben, sondern die Auswahl (der Gruppe) der besten Alternativen ist ausreichend (Schneeweiss 2002).

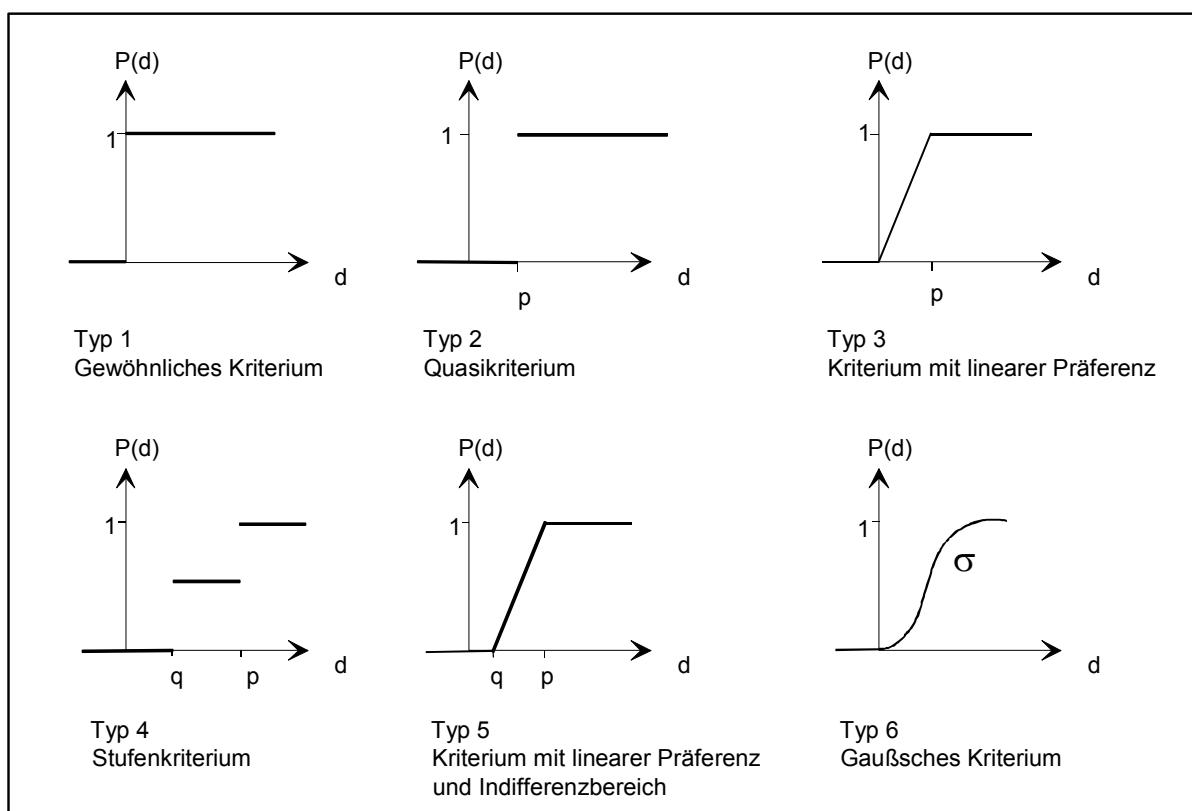


Bild 6-2: Verallgemeinerte Präferenzfunktionen in PROMETHEE

Die von (Brans et al. 1986) entwickelte Verfahrensgruppe PROMETHEE verwendet verallgemeinerte Kriterien, die vom Entscheider problemspezifisch festgelegt werden können. Im Unterschied zu anderen Outranking-Verfahren haben die Parameter in PROMETHEE eine reale Bedeutung

⁸² Eine Präordnung ist eine reflexive und transitive Relation. Eine Rangordnung ist eine vollständige Präordnung (Roy 1980).

und können daher vom Entscheider leichter nachvollzogen werden.⁸³ Damit wird auch die Subjektivität dieser Parameter deutlich (Salminen et al. 1998). Die Präferenzfunktionen werden vom Entscheider problemspezifisch als Funktion der Differenz der Kriterienausprägungen für jedes Kriterium j wie folgt festgelegt:

$$p_j(f_j(a_i) - f_j(a_r)) = p_j(d) \in [0,1] \quad (\text{Gleichung 6.24})$$

Der Grad der Präferenz einer Alternative a_i gegenüber a_r reicht von Ablehnung oder Indifferenz ($p_j(d) = 0$) über einen Bereich der schwachen Präferenz $0 < p_j(d) < 1$ bis zur strikten Präferenz ($p_j(d) = 1$). Für den Verlauf der Präferenzfunktion p schlagen (Brans et al. 1986) sechs verschiedene Funktionstypen vor (vgl. Bild 6-2), aber auch andere verallgemeinerte Präferenzfunktionen können definiert werden.

Der Ablauf der PROMETHEE-Verfahren kann wie folgt grob skizziert werden:

- 1.) Bestimme für jedes Kriterium j eine verallgemeinerte Präferenzfunktion $p_j(d)$.
- 2.) Bestimme einen Kriteriengewichtungsvektor $w^T = [w_1, \dots, w_n]$.
- 3.) Bestimme für alle Alternativen a_i ($a_i \in A$) die folgende Outranking-Relation π

$$\pi : \left\{ \begin{array}{l} A \times A \rightarrow [0,1] \\ \pi(a_i, a_{i'}) = \sum_{j=1}^n w_j \cdot p_j(f_j(a_i) - f_j(a_{i'})) \end{array} \right. \quad (\text{Gleichung 6.25})$$

Der Präferenzindex stellt dabei ein Maß für die Stärke der Präferenz einer Alternative a_i gegenüber einer Alternative $a_{i'}$ bei gleichzeitiger Beachtung aller Kriterien dar.

- 4.) Als Maß für die Stärke einer Alternative a_i ist für alle $a_i \in A$ der Ausgangsfluss zu berechnen:

$$\begin{aligned} \Phi^+(a_i) &= \frac{1}{m-1} \sum_{i=1}^m \pi(a_i, a_{i'}) = \frac{1}{m-1} \sum_{j=1}^n w_j \cdot p_j(f_j(a_i) - f_j(a_{i'})) \\ &= \sum_{j=1}^n w_j \cdot p_{ij} \end{aligned} \quad (\text{Gleichung 6.26})$$

- 5.) Als Maß für die Schwäche einer Alternative a_i ist für alle $a_i \in A$ der Eingangsfluss zu berechnen:

$$\begin{aligned} \Phi^-(a_i) &= \frac{1}{m-1} \sum_{i=1}^m \pi(a_{i'}, a_i) = \frac{1}{m-1} \sum_{j=1}^n w_j \cdot p_j(f_j(a_{i'}) - f_j(a_i)) \\ &= \sum_{j=1}^n w_j \cdot p_{ji} \end{aligned} \quad (\text{Gleichung 6.27})$$

- 6.) Auswertung der Outranking-Relation:

Aufgrund des erweiterten Präferenzbegriffs können Unvergleichbarkeiten der untersuchten Alternativen resultieren, die in der Verfahrensvariante **PROMETHEE I** beim Vergleich der Eingangs-

⁸³ Zurzeit werden jedoch vermehrt Entscheidungsmodelle entwickelt, die auf kardinale Informationen durch den Entscheider verzichten und statt dessen lediglich ordinale Daten verwenden (z.B. ARGUS (Keyser/Peeters 2002), MACBETH (Bana e Costa/Oliveira 2002)).

und Ausgangsflüsse oftmals zu einer partiellen Präordnung führen können. Hier steht weniger die Rangfolgenbildung, sondern vielmehr die Verdeutlichung der Zusammenhänge im Entscheidungsproblem im Vordergrund. Die Verfahrensvariante **PROMETHEE II** hingegen bestimmt aus der Differenz der Ausgangs- und Eingangsflüsse die so genannten Nettoflüsse.

Zur Unterstützung von Gruppenentscheidungen mittels PROMETHEE wird ein Vorgehen in drei Phasen vorgeschlagen (Brans et al. 1996; Brans/Mareschal 2005):

- In **Phase I** werden die Alternativen und Kriterien gesammelt.
- In **Phase II** wird das Entscheidungsproblem individuell von jedem Entscheidungsträger mittels PROMETHEE gelöst. Dabei kann jeder Entscheidungsträger die für ihn bedeutsamen Kriterien heranziehen.
- Für **Phase III** werden zwei Varianten zur Ermittlung der Gruppenentscheidung angeboten (vgl. Bild 6-3):

Bei der *Variante I* wird die gemeinsame Gruppenentscheidung konstruiert, indem sämtliche Kriterien aller Entscheider zugleich berücksichtigt werden, um die Alternativen zu bewerten.

Für die *Variante II* wird für jeden der n Entscheidungsträger und für „seine“ Entscheidungsmatrix der Netto-Fluss mittels PROMETHEE berechnet. Anschließend werden die Nettoflüsse als n Kriterien in die Gruppen-Entscheidungsmatrix übertragen.

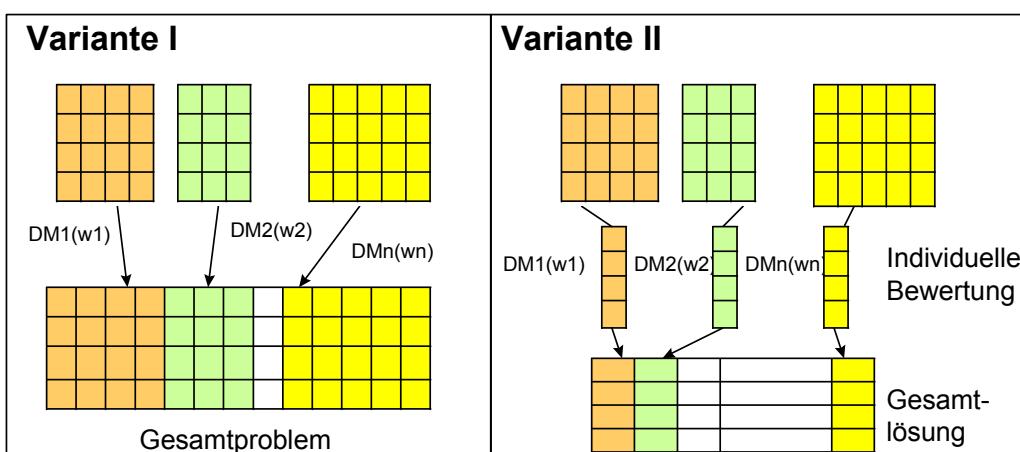


Bild 6-3: Varianten zur Aggregation der individuellen Bewertungen zur Gruppenentscheidung mittels PROMETHEE

6.2.4 Vergleich der drei Methoden anhand des Fallbeispiels 3

Die drei vorgestellten MADM-Verfahren werden auf das Fallbeispiel 3 (Innerbetriebliches Stoff- und Energiestrommanagement in der Industrielackierung zur Anlagenoptimierung) für die multikriterielle Bewertung der neun Alternativen (Kombinationen von Emissionsminderungsmaßnahmen) zur Lackierung von Weich-PVC-Leisten anhand von acht Kriterien multikriteriell angewendet.

Bild 6-4 fasst die Ergebnisse der Auswertungen zusammen. Bei allen eingesetzten MADM-Verfahren wurde zunächst eine Gleichgewichtung der acht Kriterien angenommen, die mit Hilfe von Sensitivitätsanalysen oder in weitergehenden Diskussionen mit den Entscheidungsträgern zu hinterfragen sind. In dieser Fallstudie steht der Aspekt der Unterstützung von gruppendifferenzierten Entscheidungsprozessen weniger im Vordergrund. Stattdessen sollen die Zielkonflikte, die durch die Ausprägungen der technisch-ökonomischen Kriterien gegeben sind, einer systematischen Auswertung zugeführt werden. Daher wird die multikriterielle Auswertung zunächst ohne direkte Beteiligung von Entscheidungsträgern, etwa Anlagenbetreibern, durchgeführt, bevor dann die Parameter

der Nutzen- bzw. Präferenzfunktionen gemeinsam modifiziert werden können. Es ist anzumerken, dass durch die Anwendung der einen oder anderen MADM-Methode im Verlauf des Entscheidungsprozesses verschiedene Gewichtungsfaktoren gewonnen werden können (Pöyhönen et al. 2001).

Tabelle 6-1: Präferenzparameter für die Anwendung von PROMETHEE

Parameter	Kriterien	Lackverbrauch [g/m ² lackierte Oberfläche]	Verdünnungslössemittel [g/m ² lackierte Oberfläche]	Lackschlamm [g/m ² lackierte Oberfläche]	Reinigungslössemittel [g/m ² lackierte Oberfläche]	Emissionsfaktor für VOC [g/m ² lackierte Oberfläche]	Betriebskosten der Primären Maßnahmen	Investitionen [€]	Betriebskosten [€/a] für die Abgasreinigung
Max/Min	Min.	Min.	Min.	Min.	Min.	Min.	Max.	Min.	Min.
Gewicht	12,5 %	12,5 %	12,5 %	12,5 %	12,5 %	12,5 %	12,5 %	12,5 %	12,5 %
Präferenzfunktions-typ*)	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Indifferenzschwellenwert q	20	8	10	8	20	0,05	35.000	15.000	
Präferenzschwellenwert p	155	110	100	95	195	0,4	450.000	200.000	

*) Die verallgemeinerte Präferenzfunktion des Typs 5 bildet ein Kriterium mit linearer Präferenz und Indifferenzbereich ab (vg. Bild 6-2).

Bei allen drei Verfahren wird die Alternative 3B (Einsatz von Wasserlacken mit Roboter) als die Beste ausgewiesen, gefolgt von der Alternative 1 (Einsatz eines Roboters, keine Lacksubstitution) und der Alternative 2E (Biofilter auf Lackierkabine und Einsatz eines Roboters), während die Alternative 2A (Thermische Nachverbrennung) in allen Entscheidungsmodellen am schlechtesten abschneidet.

Dabei ist anzumerken, dass sich die Wertebereiche der aggregierten Nutzen- bzw. Präferenzfunktionen je nach Verfahren unterscheiden. So liegen die Nutzenwerte für MAUT sowie die normierten Eigenvektoren im Intervall [0, 1] und die Präferenzwerte für PROMETHEE II im Intervall [-1, 1] (vgl. Bild 6-4 oben).

Allerdings ist auch zu sehen, dass jede MADM-Methode eine andere Rangordnung der Alternativen ergibt, trotz der identischen Entscheidungstabellen einschließlich der Gewichtungsfaktoren. Diese Unterschiede können durch die unterschiedlichen Vorgehensweisen zur Ermittlung der Nutzen- oder Präferenzfunktionen erklärt werden. Hingegen kann ebenso gezeigt werden, dass mit unterschiedlichen Versionen von PROMETHEE die klassischen MADM-Ansätze reproduziert werden können, wenn die Präferenzfunktionen dementsprechend modelliert werden (Geldermann/Rentz 2000). Die abgeleitete vollständige Präordnung weist keine Unvergleichbarkeit von Alternativen auf, da Nettoflüsse mit den aggregierten Nutzwerten der klassischen MADM-Verfahren vergleichbar sind (Brans et al. 1986). Betrachtet man die Nettoflüsse näher:

$$\begin{aligned}
 \Phi^{net}(a_i) &= \Phi^+(a_i) - \Phi^-(a_i) = \frac{1}{m-1} \sum_{r=1}^m \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n w_j \cdot p_j(f_j(a_i) - f_j(a_{i'})) \\
 &\quad - \frac{1}{m-1} \sum_{r=1}^m \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n w_j \cdot p_j(f_j(a_{i'}) - f_j(a_i)) \\
 &= \sum_{j=1}^n w_j \cdot p_{ij}
 \end{aligned} \tag{Gleichung 6.28}$$

für $i=1,2,3,\dots,m$.

so zeigt sich die Ähnlichkeit mit dem Gewichteten Additiven Modell von (Fishburn 1967), bei dem der Nutzwert wie folgt bestimmt wird:

$$p_{ij} = \frac{1}{m-1} \sum_{r=1}^m P_j(f_j((a_i) - f_j(a_{i'})) - P_j(f_j(a_{i'}) - f_j(a_i))) \tag{Gleichung 6.29}.$$

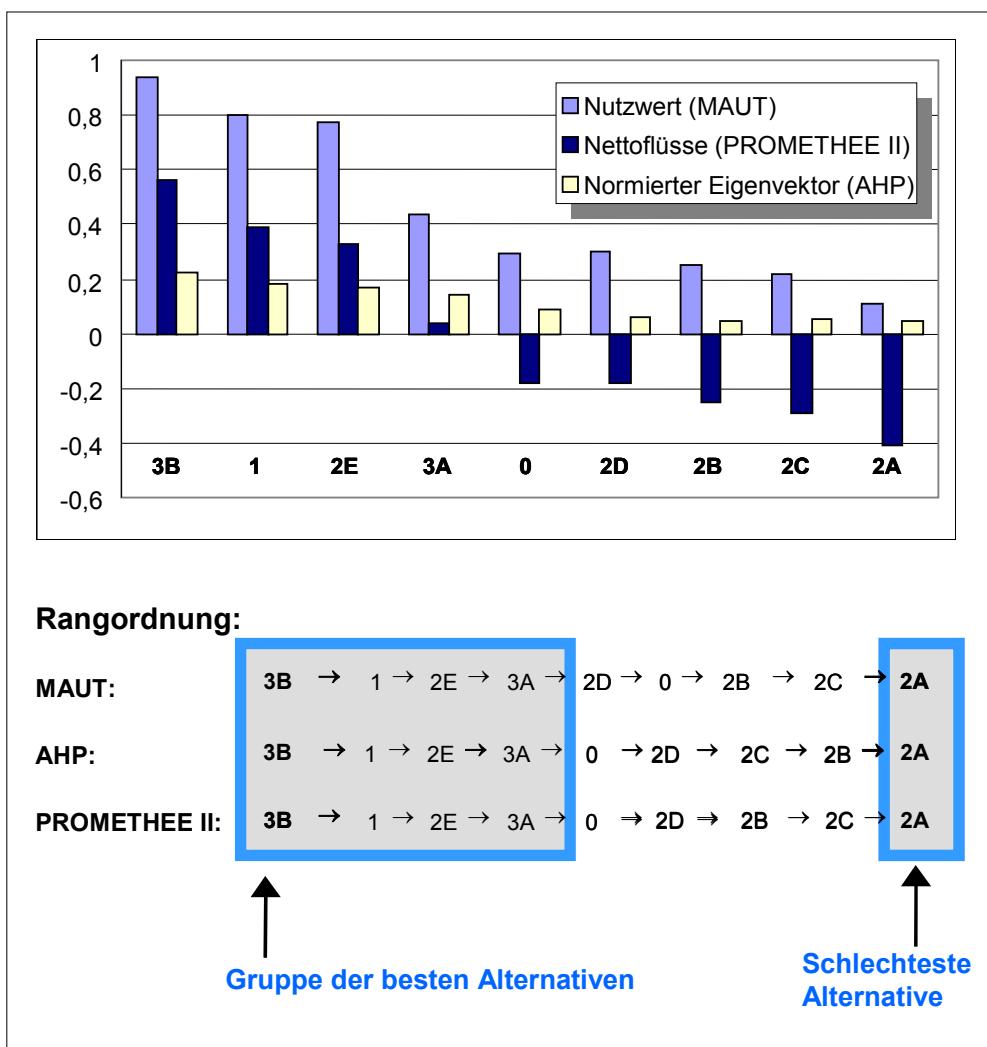


Bild 6-4: Ergebnisse der multikriteriellen Bewertungen

Bild 6-5 zeigt die detaillierteren Ergebnisse gemäß PROMETHEE II an, bei der die Eingangs- und Ausgangsflüsse getrennt ausgewiesen werden. Der positive Outranking-Fluss Φ^+ zeigt, wie sehr eine Alternative die übrigen Alternativen dominiert. Analog bringt der negative Outranking-Fluss Φ^- (in Bild 6-5 negativ dargestellt) zum Ausdruck, wie sehr eine Alternative von den übrigen dominiert wird. Aus der Differenz ergeben sich die Nettoflüsse Φ^{net} , die Grundlage für die Rangordnung in PROMETHEE II sind. Sowohl anhand der Ausgangs- als auch der Eingangsflüsse wird in

PROMETEE I eine Rangfolge der untersuchten Alternativen abgeleitet, die in der resultierenden partiellen Präordnung zusammengefasst werden. In einem gerichteten Graphen führt genau dann eine Kante von a_i nach a_r , wenn a_i gegenüber a_r vorgezogen wird. So dominiert etwa in Bild 6-5 die Alternative 3B die übrigen. Existiert keine Kante zwischen zwei Alternativen, so sind diese Alternativen miteinander unvergleichbar (z.B. 0 und 2D). Bei Indifferenz entfällt die Pfeilspitze. Aufgrund von Unterschieden in den Rangfolgen für die Aus- und die Eingangsflüsse ergeben sich in der partiellen Präordnung Unvergleichbarkeiten der untersuchten Alternativen zwischen der Alternative 0 einerseits und den Alternativen 2D und 2B andererseits.

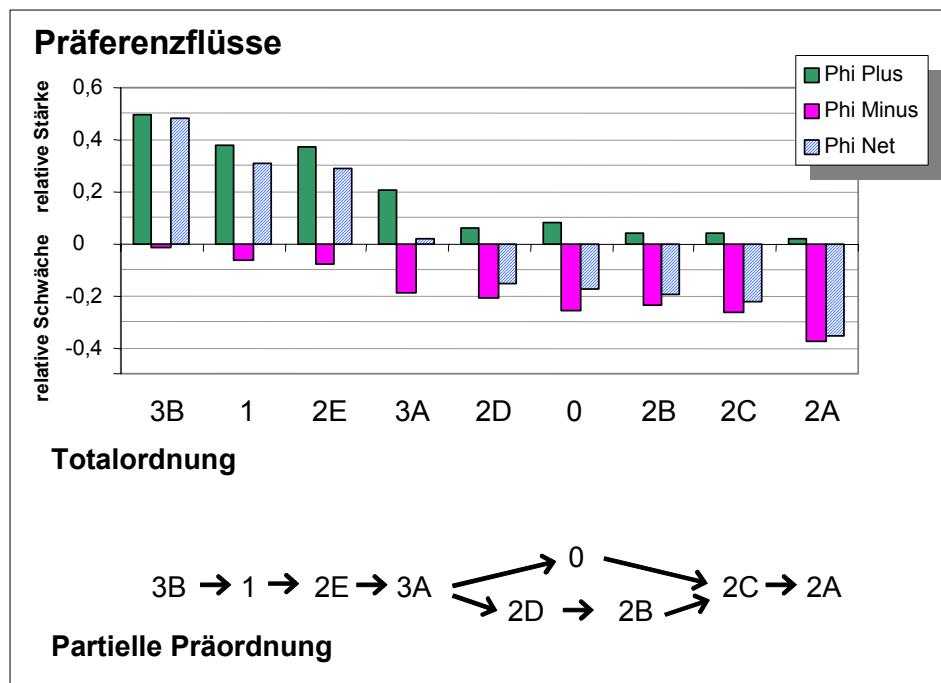


Bild 6-5: Graphische Ergebnisdarstellung für PROMETHEE I

Eine partielle Präordnung kann durch das Aufzeigen von Unvergleichbarkeiten eine größere Aussagekraft haben als eine Rangordnung, bei der die Alternativen durch einen anschließenden Aggregationsschritt in eine eindeutige Reihenfolge gebracht werden. Damit wird die bei den klassischen MADM-Verfahren kritisierte vollständige Kompensation zwischen guten und schlechten Kriterienausprägungen überwunden. Beim praktischen Einsatz der Outranking-Verfahren können anhand der partiellen Präordnung zunächst die schlechtesten Alternativen identifiziert und von der weiteren Untersuchung ausgeschlossen werden. Damit kann der Untersuchungsaufwand in betrieblichen Entscheidungsproblemen, wie z.B. Investitionsentscheidungen (Götze/Bloech 1995) oder Technikbewertungen (Geldermann 1999), begrenzt werden. Gerade für den Einsatz zur Entscheidungsunterstützung bei der Bewertung von Emissionsminderungsmaßnahmen ist dies ratsam, da die Informationsbeschaffung aufgrund der Vielzahl zu beachtender Aspekte und der Schwierigkeit der Datenerhebung aufgrund von Messproblemen hohe Kosten verursachen kann.

Wenn Alternativen von der Bewertung ausgeschlossen oder weitere Alternativen in die Untersuchung einbezogen werden, kann allerdings aufgrund der schwachen Präferenz eine Änderung in der Rangfolge der übrigen Alternativen resultieren („rank reversals“) (Keyser/Peeters 1996; Simpson 1996). Dieser Effekt wird damit begründet, dass durch das Einbeziehen weiterer Alternativen auch weitere Informationen über das Entscheidungsproblem gewonnen werden und sich dadurch die Sicht auf die ursprüngliche

Alternativenauswahl verändert. Dem Entscheidungsträger ist folglich zu verdeutlichen, dass die Outranking-Methoden lediglich Hilfestellung bei der Entscheidungsvorbereitung bieten, indem sie ein strukturiertes Abbild der oft ebenfalls widersprüchlichen Realität liefern (Keyser/Peeters 1996).

6.2.5 Schlussfolgerungen aus der Anwendung

Die vorgestellten Ansätze unterscheiden sich vor allem im Hinblick auf die Aggregation der Nutzenwerte sowie durch die angenommenen Vorstellungen über das Verhalten der Entscheidungsträger:

- So setzen klassische MADM-Verfahren voraus, dass zwischen den Kriterien Substitutionsraten existieren, die lediglich offenzulegen und zu interpretieren sind. Als Nachteil gilt die vollständige Aggregation der Nutzenwerte, die zu Informationsverlusten aufgrund möglicher Kompen-sationen guter und schlechter Kriterienerfüllungsgrade führen kann.⁸⁴
- Der Analytische Hierarchie Prozess (AHP) bietet leicht verständliche Ansätze zur Bildung und Auswertung von Kriterienhierarchien an, doch die Auswertung der Paarvergleichsmatrix wird von den Entscheidungsträgern vielfach als aufwendig empfunden. Zudem ist die mathematische Fundierung des Verfahrens umstritten (French 1986; Zimmermann/Gutsche 1991).
- Outranking-Verfahren gehen von einem erweiterten Präferenzbegriff aus und bieten ein Konzept für die Abbildung der möglichen Unvergleichbarkeit von Alternativen. Ihr Ziel ist die Strukturierung der Daten mittels paarweiser Vergleiche der Kriterienausprägungen, um dem Entscheidungsträger Einblick in die Zusammenhänge des Entscheidungsproblems zu geben. Allerdings werden keine Mechanismen zur Ableitung von Gewichtungsfaktoren angeboten.

Bei allen MADM-Verfahren können sogenannte Rank-Reversals auftreten, d.h. ein Tausch von Rangplätzen bei Elimination oder Hinzufügen von irrelevanten Alternativen (French 1986; Keyser/Peeters 1996). Grundsätzlich ist daher eine Überprüfung der ermittelten Ergebnisse mittels Outranking oder klassischen MADM-Verfahren durch mehrere Auswertungsläufe zu empfehlen (Zimmermann/Gutsche 1991; Weber/Borcherding 1993; Geldermann 1999).

6.3 Sensitivitätsanalysen

In die Entscheidungsmodelle gehen neben *faktischen* Daten auch *wertende* Daten über die vom Entscheidungsträger verfolgten Ziele ein, etwa in Form der Ziel- bzw. Kriteriengewichtung (Bamberg/Coenenberg 1994). Vielfach wird gerade aufgrund der Subjektivität der wertenden Daten vor einer „Zahlengläubigkeit“ bei der Ergebnisinterpretation gewarnt (French 2003; French/Papamichail 2003): Unsicherheiten (oder Ergebnisabweichungen) ergeben sich bereits durch die Wahl eines Modells und des zugrunde liegenden Algorithmus (vgl. hier etwa die zahlreichen Vergleiche von AHP, ELECTRE, ORESTE und/oder PROMETHEE (van Huylensbroeck 1995; Simpson 1996; Geldermann/Rentz 2000; Zhang 2004)). Weiterhin zeigen sich Unsicherheiten bei der Anwendung des Modells, wenn etwa verschiedene Entscheidungsträger bei gleicher Ausgangssituation zu verschiedenen Ergebnissen kommen, weil sie unterschiedliche wertende Daten in das Modell eingeben. Hier können Kriterienausprägungen und Gewichtungsfaktoren sowohl objektiven als auch subjektiven Schwankungen unterliegen.

⁸⁴ Zur grundlegenden Kritik der Existenz einer Gesamtnutzenfunktion und einer effizienten Lösung sei auf (Lillich 1992) verwiesen.

Zuerst wurden daher Sensitivitätsanalysen für die Untersuchung dieser Unsicherheiten der Modellparameter – vor allem der Gewichtungsfaktoren – entwickelt. Ihr Ziel ist die Analyse der Abhängigkeit der Modellergebnisse von den Dateneingaben und ihrer Variationen (Vetschera 1996). Im Laufe der Zeit wurde diese Idee erweitert, um z.B. Unsicherheiten bezüglich der Modellstruktur, der getroffenen Modellannahmen und der vom Entscheidungsträger zu bestimmenden Modellparameter zu analysieren. Allgemein werden Sensitivitätsanalysen eingesetzt, um das Vertrauen in das Modell zu erhöhen und das Verständnis der Entscheidungsfindung zu vertiefen. Damit dienen Sensitivitätsanalysen sowohl der Überprüfung der Qualität des gewählten Modells als auch der Untersuchung der Robustheit und Zuverlässigkeit des Entscheidungsalgorithmus.

Die meisten Ansätze für Sensitivitätsanalysen werden für klassische Multi-Attributive Modelle vorgeschlagen, während sie für entscheidungstechnologische Outranking-Verfahren noch weniger entwickelt sind. Daher werden im Folgenden einige Sensitivitätsanalysen für multiattributive Entscheidungsmodelle vorgestellt und auf das Outranking-Verfahren PROMETHEE übertragen.

6.3.1 Sensitivitätsanalysen für multiattributive Entscheidungsmodelle

Intuitiv glauben viele Entscheidungsträger irrtümlich, dass das Kriterium mit der höchsten Gewichtung das sensitivste Kriterium sei (Winston 1991; Triantaphyllou/Sanchez 1997). Gezielte Sensitivitätsanalysen helfen daher, Fehleinschätzungen zu vermeiden und Ergebnisse aus Entscheidungsunterstützungsmodellen kritisch zu hinterfragen. Zudem werden konsensfähige Entscheidungen erleichtert, wenn den Beteiligten vermittelt wird, wie empfindlich die aktuelle Rangordnung der Alternativen auf Änderungen der gewählten Gewichtungsfaktoren reagiert (Zhang 2004).

Die ersten Sensitivitätsanalysen untersuchten den Einfluss der Änderungen einzelner Parameter auf die ermittelte Gesamtlösung, vor allem der Gewichtungsfaktoren (Belton/Vickers 1990; Mareschal 1998). Später wurden Simulationen für mehrdimensionale Entscheidungsprobleme eingesetzt (Butler et al. 1997), um Abhängigkeiten der ermittelten Lösung von mehreren Ausgangsparametern zu erforschen. Diese Simulationen werden auch als „willkürliche Sensitivitätsanalysen“ bezeichnet, weil der Entscheider einzelne Parameter ohne Unterstützung durch einen systematischen Algorithmus verändert (Mareschal 1998).

In der Literatur werden inzwischen zahlreiche Methoden für Sensitivitätsanalysen mit ihren Vorteilen und Nachteilen diskutiert, von denen einige ausgewählte im Folgenden näher beleuchtet werden. Die Auswahl einer Methode richtet sich nach der Eigenschaft des untersuchten Entscheidungsmodells, der Anzahl der in die Analyse einbezogenen Eingabeparameter und dem Ziel der Entscheidungsunterstützung:

(Barron/Schmidt 1988) stellen zwei Verfahren für Sensitivitätsanalysen in MADM-Verfahren vor: Für das Entropie-basierte Vorgehen werden *gleiche* Gewichtungsfaktoren für alle Kriterien angenommen, während dies für die Methode der kleinsten Quadrate nicht notwendig ist: Hier kann der Entscheidungsträger die Gewichtungsfaktoren frei wählen oder ein Verfahren zur Herleitung der Gewichtungen aus einer Kriterienhierarchie anwenden (vgl. dazu auch (Eisenführ/Weber 1994; Pöyhönen et al. 2001)). Unter der Annahme, dass die jeweiligen Nutzwertfunktionen der betrachteten Kriterien bzw. Attribute bekannt sind, ermittelt die Sensitivitätsanalyse für jeweils zwei Alternativen, die sich gegenseitig nicht dominieren, die Werte der Gewichtungsfaktoren, die zu einem Rangtausch der beiden Alternativen führen, und die so nah wie möglich an der ursprünglich gewählten Gewichtung liegen. Die Autoren zeigen, dass aufgrund des additiven Entscheidungsmodells die Gewichtungsfaktoren eine große Bedeutung für die ermittelte Rangfolge haben, da

oftmals bereits eine kleine Änderung des Gewichtungsvektors die beste Alternative vom ersten Rangplatz verdrängt.

(Butler et al. 1997) schlagen die Simulationstechnik für höher-dimensionale Sensitivitätsanalysen für die Gewichtungsvektoren in MADM-Modellen vor. Das Resultat der simultanen Änderung mehrerer Gewichtungsfaktoren wird anschließend statistisch analysiert. Dabei werden drei Arten von Informationen unterschieden:

- keine Information über die Gewichtungsfaktoren, sondern Bestimmung mittels Zufallsgenerator,
- Information über die Rangfolge der Gewichtungsfaktoren, ohne dass die Gewichtungsfaktoren quantifiziert werden,
- partielle Information bezüglich der Gewichtungsfaktoren, die mittels einer Response-Verteilung umgerechnet wird.

Die Methode wird an einem Beispiel zur Standortwahl verdeutlicht, in dem zunächst 5.000 Simulationsläufe durchgeführt und die resultierenden Rangfolgen dann statistisch ausgewertet werden. Damit kann insbesondere die Selektion der Gruppe der besten Alternativen unterstützt werden, ohne dass der Entscheidungsträger quantitative Gewichtungsfaktoren festlegen muss.

(Meszaros/Rapcsak 1996) diskutieren drei Arten der Sensitivitätsanalyse ihrer Software WINGGDSS, die auf dem „Bridgman-Modell“ (Bridgman 1963) basiert:

- Die Voraussetzung, dass die Gewichtungsfaktoren auf den Wert 1 normiert werden, wird aufgegeben. Stattdessen kann jeder Gewichtungsfaktoren beispielsweise in einem Intervall von $\pm 10\%$ um den ursprünglich gewählten Wert variieren. Anschließend werden die oberen und unteren Grenzen der gewichteten Nutzwerte mittels Intervallarithmetik ermittelt.
- Weiterhin werden die Intervalle der Gewichtungsfaktoren für alle Kriterien berechnet, innerhalb derer keine Änderung der Rangfolge verursacht wird.
- Schließlich können für ausgewählte Untermengen der Alternativen bestimmt werden, in welchen Grenzen die Gewichtung verändert werden kann, ohne dass sich die Reihenfolge dieser Untermenge verändert.

(Triantaphyllou/Sanchez 1997) stellen für das Weighted Sum Model (WSM), das Weighted Product Model (WPM) und den Analytic Hierarchy Process (AHP) zwei eng verwandte Sensitivitätsanalysen vor, um den Einfluss der Änderungen derjenigen Gewichtungsfaktoren und Kriterienausprägungen zu untersuchen, die am ehesten zu einer Änderung der ermittelten Rangfolge führen:

- Zum einen wird bestimmt, wie sensitiv der Gewichtungsfaktor jedes Kriteriums ist. Dazu wird ein Sensitivitätsgrad für die aktuelle Gewichtung berechnet, als prozentuale Abweichung der ursprünglichen Gewichtung, die zu einem Rangtausch im ursprünglichen Ergebnis führt.
- Zum anderen wird ein ähnliches Konzept benutzt, um die Sensitivität der Kriterienausprägungen zu bestimmen, d.h. die kritische Änderung einer Kriterienausprägung, die zu einem Rangtausch führen kann.

Alle Autoren betonen die Eignung der Sensitivitätsanalysen als Instrument zum Aufzeigen von Engpässen und Freiheitsgraden in multiattributiven Entscheidungsproblemen (Jansen 1997). Da die Outranking-Verfahren zu den MADM-Verfahren gezählt werden, soll im Folgenden exemplarisch die Möglichkeit der Übertragbarkeit von Sensitivitätsanalysen auf die Verfahrensgruppe PROMETHEE untersucht werden.

6.3.2 Sensitivitätsanalysen für PROMETHEE

6.3.2.1 Grafische Sensitivitätsanalyse für einzelne Gewichtungsfaktoren

In Anlehnung an (Mareschal 1998), der die Berechnung der Insensitivitätsintervalle für lineare additive multikriterielle Bewertungsverfahren allgemein und für PROMETHEE speziell vorstellt, ist eine graphische Darstellung dieser Sensitivitätsanalyse möglich (Geldermann 1999; Geldermann et al. 2000; Geldermann/Rentz 2001). Dabei geben Insensitivitätsintervalle den Bereich an, in dem die Gewichtung für ein Kriterium bei gleich bleibender Rangfolge verändert werden kann (vgl. Bild 6-7). Je enger die Intervallgrenzen sind, desto sensibler ist die Gewichtung des betrachteten Kriteriums. Zur Ermittlung der Indifferenzintervalle bezüglich der betrachteten Kriterien werden zunächst für jede Alternative die Nettoflüsse

- für die ursprünglich gewählte Gewichtung w_j für das Kriterium j ,
- für die gewählte Gewichtung abzüglich der Gewichtung des betrachteten Kriteriums sowie
- für die ausschließliche Auswertung des betrachteten Kriteriums

berechnet, die wegen der linear-additiven Berechnung auf einer Geraden liegen.⁸⁵ Das Insensitivitätsintervall ergibt sich aus den Schnittpunkten der Geraden für alle Alternativen $g(w_j, a_i)$, die innerhalb des Intervalls [0, 100 %] am nächsten zur ursprünglich gewählten Gewichtung liegen:

$$\begin{aligned}
 g(w_j, a_i) &= g(w_j, a_r) \\
 \Leftrightarrow \Phi_0^{net}(a_i) + (\Phi_1^{net}(a_i) - \Phi_0^{net}(a_i)) \cdot w^* &= \Phi_0^{net}(a_r) + (\Phi_1^{net}(a_r) - \Phi_0^{net}(a_r)) \cdot w^* \\
 \Leftrightarrow w^* &= \frac{\Phi_0^{net}(a_i) - \Phi_0^{net}(a_r)}{\Phi_1^{net}(a_r) - \Phi_0^{net}(a_r) - \Phi_1^{net}(a_i) + \Phi_0^{net}(a_i)} \quad (\text{Gleichung 6.30})
 \end{aligned}$$

mit w^* = Gewichtung des Kriteriums j im Schnittpunkt der Geraden $g(w_j, a_i)$ und $g(w_j, a_r)$

$\Phi_0^{net}(a_i)$ = Präferenzindex der Alternative a_i für $w_j = 0$

$$= (\Phi^+(a_i) - \pi(a_i, a_r) - \Phi^-(a_i) + \pi(a_r, a_i)) \div \left(\left(\sum_{j=1}^n w_j \right) - w^* \right)$$

mit w_j := ursprünglich gewählte Gewichtung für das betrachtete Kriterium j

$\Phi_1^{net}(a_i)$ = Präferenzindex für die Alternative a_i bei einer Gewichtung des betrachteten Kriteriums $w_j = 100 \%$

Diese Sensitivitätsanalyse basiert auf den Nettoflüssen (PROMETHEE II) und erlaubt mit verhältnismäßig geringem Rechenaufwand Aussagen über mögliche Änderungen der ermittelten Rangfolge. Dabei sollten weniger die absoluten Zahlenwerte für die Grenzen des Insensitivitätsintervalls im Vordergrund stehen, sondern vielmehr in Entsprechung der Philosophie des Outrankings die Zusammenhänge im untersuchten Entscheidungsproblem verdeutlicht werden. Darüber hinaus zeigen die Geraden für die einzelnen Alternativen an, in welcher Weise die Rangfolgen von der Gewichtung des jeweiligen Kriteriums abhängen.

⁸⁵ Zur Herleitung der Geraden genügen zwei Punkte, doch bei der EDV-technischen Umsetzung des multikriteriellen Entscheidungsunterstützungssystems bietet die Berücksichtigung dieser drei Stützpunkte die Möglichkeit, die gewählte Gewichtung in einer Graphik anschaulich anzuzeigen.

Damit werden dem Entscheidungsträger wichtige Informationen für eine weitere Überprüfung der gewählten Gewichtungsfaktoren an die Hand gegeben. Insbesondere kann eine Überprüfung der Gewichtung von Kriterien, die über einem vergleichsweise großen Intervall insensitiv sind, zurückgestellt werden.

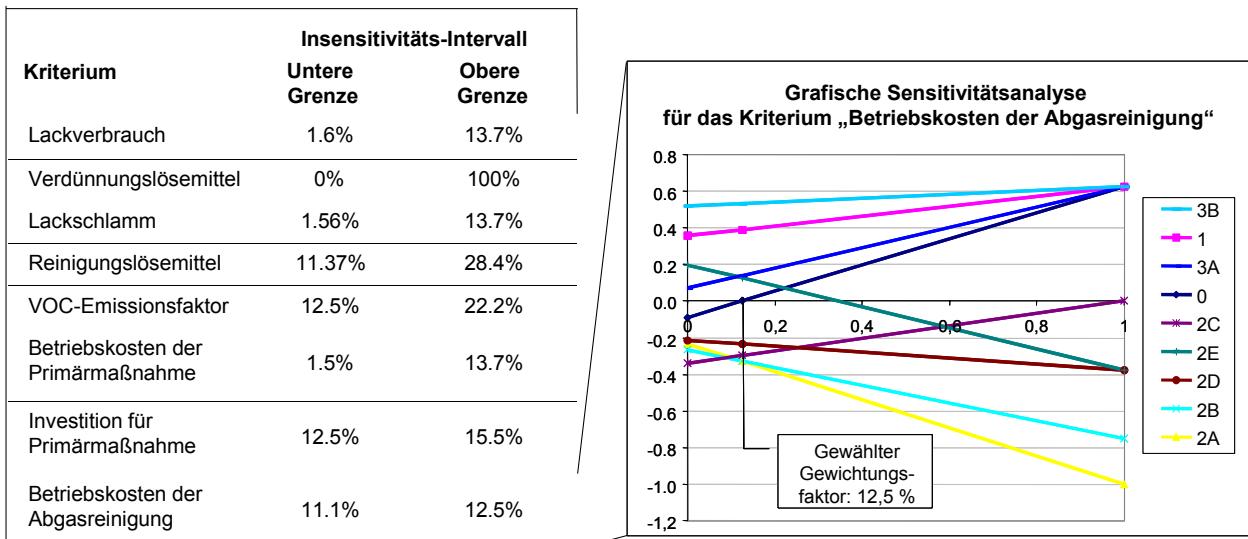


Bild 6-6: Graphische Darstellung einer Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Gewichtungsfaktoren eines Kriteriums in PROMETHEE

Ebenfalls anhand der Nettoflüsse Φ^{net} als ein Ergebnis des PROMETHEE-Algorithmus kann eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden, um das empfindlichste Kriterium zu finden, das „Rank-Reversals“ von einem Alternativenpaar verursacht (Geldermann et al. 2003f; Zhang 2004): Wendet man die verallgemeinerten Präferenzfunktionen auf die Zielerreichungsmatrix Z an, kann man die aus den Kriterienausprägungen ermittelten p_{ij} (erweiterte Kriterienausprägung in Bezug auf Alternative i und Kriterium j) in eine erweiterte Entscheidungstabelle überführen, die dann als Grundlage für umfassende Sensitivitätsanalysen dient:

$$p_{ij} = \frac{1}{m} \sum_{r=1}^m p_j(f_j((a_i) - f_j(a_r)) - p_j(f_j(a_r) - f_j(a_i))) \quad (\text{Gleichung 6.31})$$

Zunächst wird angenommen, dass Φ_i^{net} und Φ_r^{net} zwei Nettoflüsse für die Alternativen i und r sind, und es gelte $\Phi_i^{net} > \Phi_r^{net}$. (Im Folgenden wird auf das Superskript „net“ verzichtet). Ferner seien Φ'_i und Φ'_r zwei neu berechnete Nettoflüsse für die Alternativen i und r .

Der Sensitivitätsindikator $\delta_{j,i,r}$ ($1 \leq i \leq r \leq m$ und $1 \leq j \leq n$) bezeichne die kleinste Änderung des aktuellen Gewichtungsfaktors w_j des Kriteriums j , so dass die Rangfolge des Alternativenpaares i und r vertauscht wird. Dieser Indikator $\delta_{j,i,r}$ kann entweder absolut oder prozentual ausgedrückt werden. Die Berechnung der prozentualen Werte $\delta'_{j,i,r}$ führt zu

$$\delta'_{j,i,r} = \delta_{j,i,r} \cdot \frac{100}{w_j} \quad \text{für alle } 1 \leq i < r \leq m \text{ und } 1 \leq j \leq n. \quad (\text{Gleichung 6.32})$$

Nun wird der Gewichtungsfaktor w'_j des Kriteriums j ($j = 1, \dots, n$) verändert, während alle anderen Gewichtungsfaktoren w_j ($j = 1, \dots, n$ und $j \neq j'$) unverändert bleiben: $w'_j = w_j - \delta_{j,i,r}$. Anschließend werden die Gewichtungsfaktoren w_j für alle Kriterien j neu normiert:

$$w'_j = \frac{w_{j'}^*}{w_1 + w_2 + w_{j'}^* + \dots + w_n} \text{ (für Kriterium } j = j' \text{) oder}$$

$$w'_j = \frac{w_j}{w_1 + w_2 + w_{j'}^* + \dots + w_n} \text{ (für Kriterien } j = 1, \dots, n \text{ und } j \neq j' \text{)}$$

Um die Rangfolge eines Alternativenpaars i und r umzukehren, d.h. um $\Phi_i' < \Phi_r'$ (statt $\Phi_i > \Phi_r$) zu erhalten, wird gefordert:

$$\Phi_i' = \sum_{j=1}^n w'_j \cdot p_{ij} < \Phi_r' = \sum_{j=1}^n w'_j \cdot p_{rj}$$

Diese Gleichung lässt sich wie folgt umformen (Zhang 2004):

$$\begin{aligned}
& \frac{w_{j'}^* \cdot p_{ij'} + \sum_{j=1(j \neq j')}^n w_j p_{ij}}{w_{j'}^* + \sum_{j=1(j \neq j')}^n w_j} < \frac{w_{j'}^* \cdot p_{rj'} + \sum_{j=1(j \neq j')}^n w_j p_{rj}}{w_{j'}^* + \sum_{j=1(j \neq j')}^n w_j} \\
\Rightarrow & w_{j'}^* \cdot p_{ij'} + \sum_{j=1(j \neq j')}^n w_j p_{ij} < w_{j'}^* \cdot p_{rj'} + \sum_{j=1(j \neq j')}^n w_j p_{rj} \\
\Rightarrow & -\delta_{j',i,r} \cdot p_{ij'} + w_{j'}^* \cdot p_{ij} + \sum_{j=1(j \neq j')}^n w_j p_{ij} < -\delta_{j',i,r} \cdot p_{rj'} + w_{j'}^* \cdot p_{rj} + \sum_{j=1(j \neq j')}^n w_j p_{rj} \\
\Rightarrow & -\delta_{j',i,r} \cdot p_{ij'} + \sum_{j=1}^n w_j p_{ij} < -\delta_{j',i,r} \cdot p_{rj'} + \sum_{j=1}^n w_j p_{rj} \\
\Rightarrow & -\delta_{j',i,r} \cdot p_{ij'} + \Phi(i) < -\delta_{j',i,r} \cdot p_{rj'} + \Phi(r) \\
\Rightarrow & \delta_{j',i,r} (p_{ij'} - p_{rj'}) > \Phi(i) - \Phi(r) \\
\Rightarrow & \left\{ \begin{array}{l} \delta_{j',i,r} > \frac{\Phi(i) - \Phi(r)}{(p_{ij'} - p_{rj'})} \text{ falls } p_{ij'} > p_{rj'} \\ \delta_{j',i,r} < \frac{\Phi(i) - \Phi(r)}{(p_{ij'} - p_{rj'})} \text{ falls } p_{ij'} < p_{rj'} \end{array} \right. \quad (\text{Gleichung 6.33})
\end{aligned}$$

Falls $p_{ij'} = p_{rj'}$ gilt, kann keine kleinste notwendige Änderung des Gewichtungsfaktors berechnet werden, weil die Rangfolge der Alternativen r und i stabil ist und deshalb nicht umgekehrt werden kann. Ferner ist zu beachten, dass die neue Gewichtung nicht negativ sein kann, d.h. $0 \leq w_{j'}^* = w_{j'} - \delta_{j',i,r}$, dies impliziert $\delta_{j',i,r} \leq w_{j'}^*$. Außerdem gilt: Falls $|\delta_{j',i,r}| > \frac{\Phi(i) - \Phi(r)}{(p_{ij'} - p_{rj'})} > w_{j'}^*$, kann die Rangfolge nicht verändert werden. Damit lässt sich berechnen:

$$\delta'_{j',i,r} > \frac{\Phi(i) - \Phi(r)}{(p_{ij'} - p_{rj'})} \cdot \frac{100}{w_{j'}} \quad \text{falls } (p_{ij'} - p_{rj'}) \cdot (\Phi(i) - \Phi(r)) > 0$$

$$\delta'_{j',i,r} < \frac{\Phi(i) - \Phi(r)}{(p_{ij'} - p_{rj'})} \cdot \frac{100}{w_{j'}} \quad \text{falls } (p_{ij'} - p_{rj'}) \cdot (\Phi(i) - \Phi(r)) < 0$$

Weiterhin muss folgende Voraussetzung erfüllt sein:

$$\frac{\Phi(i) - \Phi(r)}{(p'_{ij} - p'_{rj})} \leq w'_j \quad (\text{Gleichung 6.34})$$

Für eine $m \times n$ Entscheidungstabelle sind insgesamt $\frac{n \cdot (m(m-1))}{2}$ mögliche Sensitivitätsindikatoren $\delta'_{j,i,r}$ zu berechnen. Je größer die berechneten $|\delta'_{j,i,r}|$ sind, desto sensitiver ist das ermittelte Ergebnis im Hinblick auf das jeweilige Kriterium j . Wenn kein $\delta'_{j,i,r}$ berechnet werden kann, kann das Ergebnis als „stabil“ hinsichtlich dieses Kriteriums j bezeichnet werden.

Tabelle 6-2 zeigt für das Fallbeispiel alle berechneten Sensitivitätsindikatoren $\delta'_{j,i,r}$ als prozentuale Werte, die zum Vertauschen der Rangplätze der jeweils betrachteten Alternative und der (ursprünglich besten) Alternative 3B notwendig wären. Der betragsmäßig kleinste Indikator $\delta'_{j,i,r}$ ist fett hervorgehoben ($\delta'_{2,3B,1} = -9,16\%$), der das sensitivste Kriterium (K7) markiert. Damit Alternative 1 besser abschneidet als Alternative 3B, die in der ursprünglichen Rangfolge als Beste ausgewiesen wird, ist beispielsweise der Gewichtungsfaktor hinsichtlich des Kriteriums 7 mindestens um den Faktor $\delta'_{2,3B,1} = -344\%$ zu verändern (hier zu vergrößern).

Tabelle 6-2: Prozentuale Sensitivitätsindikatoren $\delta'_{j,i,r}$ zum Rangtausch mit der besten Alternative (3B)

Kriterien Alternativenpaar	K1	K2	K3	K4	K5	K6	K7	K8
(0, 3B)	-	-	-	-	-	-	-13,3	-574,7
(1, 3B)	-	-33,7	-	-	-	-	-34,4	-
(2A, 3B)	-	-	-	-	-	-	-	-
(2B, 3B)	-	-	-	-	-	-	-	-
(2C, 3B)	-	-	-	-	-	-	-	-
(2D, 3B)	-	-	-	-	-	-	-	-
(2E, 3B)	-	-42,8	-	-	-	-	-	-
(3A, 3B)	-	-	-	-	-	-	-9,2	-

Legende: - := kein Rangtausch der Alternativen durch Veränderung der Gewichtung möglich, d.h. das Ergebnis ist stabil hinsichtlich des untersuchten Kriteriums.

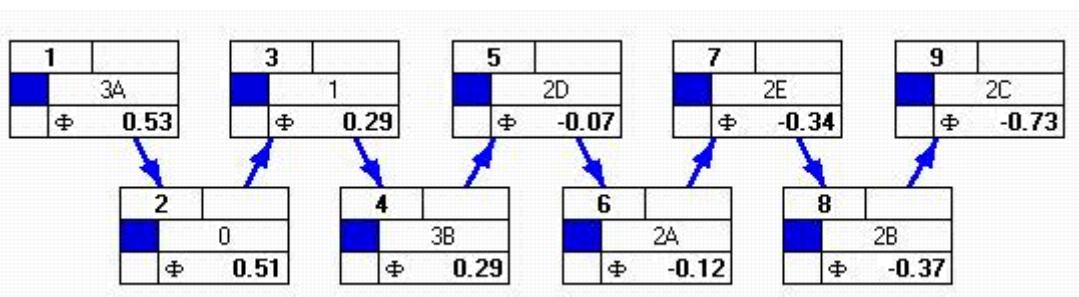


Bild 6-7: Grafische Darstellung der Rangfolge mit veränderten Gewichtungsfaktoren⁸⁶

Dabei ist allerdings zu beachten, dass sich neben dem Rangtausch der beiden ausgewählten Alternativen 1 und 3B weitere Veränderungen in der Rangordnung ergeben können. So ist in Bild

⁸⁶ Zur Auswertung wurde die Software DecisionLab (<http://www.decisionlab.com>) verwendet (zur Beschreibung der Software, siehe (Geldermann/Zhang 2001)).

6-7 zu sehen, dass auf Rangplatz 1 nun die Alternative 3A liegt, während 3B auf Platz 4 verdrängt wurde (im Vergleich zur Rangfolge in Bild 6-5). Dies ist jedoch nicht verwunderlich, da sich durch die Veränderung des Gewichtungsfaktors w_7 auch die übrigen Verhältnisse der Gewichtungsfaktoren verschoben haben. Dies kann auch dazu führen, dass eine andere als die beiden untersuchten Alternativen als die beste ausgewiesen wird, selbst wenn eine der beiden zu vertauschenden Alternativen zunächst den ersten Rangplatz innehatte.

6.3.2.2 Erweiterung der Sensitivitätsanalyse zum Optimierungsmodell zur Ermittlung des Stabilitätsintervalls

Basierend auf der im vorigen Abschnitt vorgeschlagenen Methode zur multidimensionalen Sensitivitätsanalyse kann ein Optimierungsmodell entwickelt werden, das die Stabilitätsintervalle und Gewichtungsfaktoren simultan berechnet. Ziel ist die Ermittlung von Stabilitätsintervallen, in denen die *Rangfolge einer bestimmten Anzahl an Alternativen* unverändert bleibt (z.B. die Gruppe der besten vier Alternativen). Dazu wird zunächst der jeweilige Gewichtungsfaktor w_j des Kriteriums j ($j = 1, \dots, n$) mit einer Abweichung $\delta_{j,i,r}$, die einen Zuwachs bzw. eine Verringerung des Gewichtungsfaktors darstellt, variiert:

$$w_j^* = w_j - \delta_{j,i,r} .$$

Anschließend werden alle Gewichtungsfaktoren w_j neu normiert:

$$w'_j = \frac{w_j^*}{\sum_{j=1}^n w_j^*} \quad (\text{Gleichung 6.35})$$

Als Nebenbedingung des Optimierungsmodells wird gefordert, dass die Rangfolge eines Alternativenpaars i und r unverändert bestehen bleibt, d.h. $\Phi'_i > \Phi'_r$ muss gelten. Diese Nebenbedingung lässt sich wie folgt umformen:

$$\Phi'_i = \sum_{j=1}^n w'_j \cdot p_{ij} \geq \Phi'_r = \sum_{j=1}^n w'_j \cdot p_{rj}$$

$$\Rightarrow \frac{\sum_{j=1}^n w_j^* p_{ij}}{\sum_{j=1}^n w_j^*} \geq \frac{\sum_{j=1}^n w_j^* p_{rj}}{\sum_{j=1}^n w_j^*}$$

$$\Rightarrow \sum_{j=1}^n w_j^* p_{ij} \geq \sum_{j=1}^n w_j^* p_{rj}$$

$$\Rightarrow \sum_{j=1}^n (w_j - \delta_{j,i,r})(p_{ij} - p_{rj}) \geq 0$$

$$\Rightarrow \sum_{j=1}^n ((w_j p_{ij} - w_j p_{rj}) - \delta_{j,i,r}(p_{ij} - p_{rj})) \geq 0 \quad (\text{Gleichung 6.36})$$

$$\Rightarrow (\Phi(i) - \Phi(r)) \geq \sum_{j=1}^n \delta_{j,i,r}(p_{ij} - p_{rj})$$

In der Gleichung $w_j^* = w_j + \delta_j^+ - \delta_j^-$ bezeichnen δ_j^+ und δ_j^- den entsprechenden Zuwachs bzw. die Verringerung von w_j , und es gilt $\delta_j = -\delta_j^+ + \delta_j^-$. Damit erhält man folgendes Optimierungsmodell:

$$\text{Max } \sum_{j=1}^n (\delta_j^+ + \delta_j^-) \quad (\text{Gleichung 6.37})$$

$$\text{u.d.N. } \sum_{j=1}^n (\delta_j^- - \delta_j^+) \cdot (p_j(a_i)) - (p_j(a_r)) \geq \Phi(a_r) - \Phi(a_i) \quad (\text{Gleichung 6.38})$$

Tabelle 6-3 zeigt die Ergebnisse des Optimierungsmodells zur Ermittlung des Sensitivitätsintervalls, wobei die beste Alternative im Fallbeispiel unverändert beibehalten werden soll. Beispielsweise kann der Gewichtungsfaktor des Kriteriums 2 bis 0,658 (0,125+0,533) vergrößert und bis 0 (0,125-0,125) verkleinert werden, ohne dass sich die beste Alternative ändert.

Tabelle 6-3: Stabilitätsintervalle (absolute Werte) mit Rangfolge von n besten Alternativen unverändert

Rangfolge	2		3		4		5		6		7		8		9	
Gesamt-Änderung	1,32		1,26		1,03		1,19		1,57		1,60		1,08		1,23	
Änderung \ Kriterien	δ_j^-	δ_j^+														
K1	0,13	0	0,02	0	0,02	0	0,13	0,13	0,13	0,77	0,13	0,79	0	0	0	0
K2	0,13	0,37	0,13	0,53	0,13	0,41	0,13	0,18	0,13	0	0,13	0	0	0	0,13	0,57
K3	0	0	0	0	0	0	0,13	0	0,05	0	0	0	0,09	0	0,01	0
K4	0	0	0,13	0	0,13	0	0,08	0,07	0,08	0	0,07	0	0,01	0	0,13	0,04
K5	0,13	0	0,13	0,06	0,13	0,05	0,11	0	0,11	0	0,13	0,01	0,13	0,18	0,11	0
K6	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0,11	0	0,13	0,15	0,01	0
K7	0,13	0,21	0,13	0,04	0,13	0,05	0,03	0,08	0,11	0	0,12	0	0,13	0,21	0,11	0
K8	0,13	0,08	0,11	0	0	0	0,14	0,13	0,01	0,13	0,01	0,07	0	0,13	0,01	

6.3.2.3 Sensitivitätsanalysen zur Untersuchung weiterer Modellparameter

Neben den Gewichtungsfaktoren unterliegen auch die Modellstruktur und die getroffenen Modellannahmen sowie die vom Entscheidungsträger zu bestimmenden Modellparameter einer gewissen Unsicherheit (French 2003). Zunächst sollten die Parameter der Präferenzfunktionen einer Sensitivitätsanalyse unterzogen werden. Bild 6-8 zeigt eine Untersuchung der Sensitivität der ermittelten Rangfolge auf die schrittweise Veränderung der Parameter zur Definition der verallgemeinerten Präferenzfunktion. Die Ergebnisse der fünf dargestellten Szenarios zeigen, dass die Alternativen 2B, 2C und 2A in allen Szenarien als Schlechteste abschneiden, während die drei besten Alternativen (3B, 2E und 1) trotz Änderung der Parameter q an den besten Positionen bleiben. Zahlreiche Tests mit anderen Fallbeispielen (z.B. Standortwahl, Personalbeurteilung, Technikbewertungen, aber auch analytische Untersuchungen) zeigen, dass die ermittelte Rangfolge auf die Variation der Parameter der Präferenzfunktion eine geringe Sensitivität im Vergleich zu Änderungen der Gewichtungsfaktoren aufweist (Zhang 2004). Auch die Wahl der verallgemeinerten Präferenzfunktionen kann Auswirkungen auf die ermittelte Rangfolge haben, wie in Bild 6-9 zu erkennen ist, die aber nicht als schwerwiegend anzusehen sind.

Während diese beiden Sensitivitätsanalysen im Sinne einer Simulation durch manuelle Vorgabe veränderter Parameter und Funktionstypen durchgeführt wurden, ist eine systematische Sensitivitätsanalyse für diese Untersuchungen möglich, indem die Parameter der verallgemeinerten Präferenzfunktion etwa mittels Monte-Carlo-Simulationen oder vorgegebener Schrittweiten variiert werden (Treitz et al. 2006). Darüber hinaus könnten Stabilitätsindikatoren die Robustheit der ermittelten Lösung quantifizieren oder die Gruppe der robusten besten Alternativen ausweisen. Allerdings stellt sich zugleich die Frage der Interpretierbarkeit solcher Indikatoren in einzelnen Anwendungsfällen durch den Entscheider.

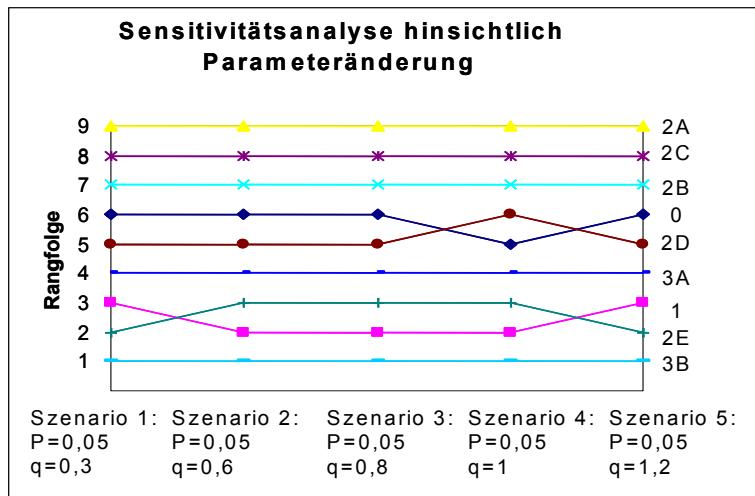


Bild 6-8: Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Parameteränderung für die verallgemeinerte Präferenzfunktion

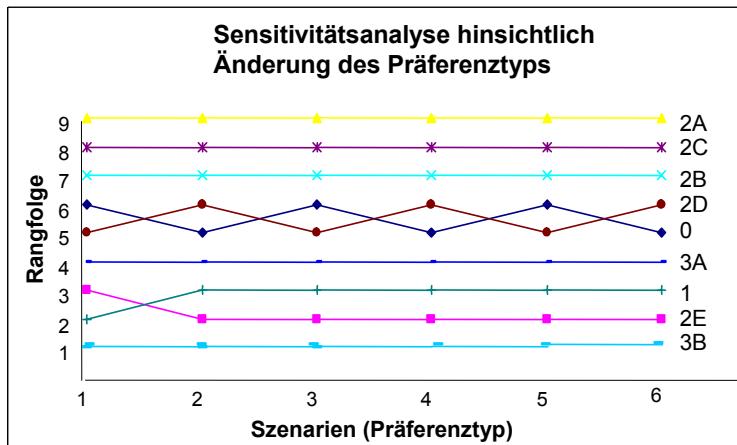


Bild 6-9: Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Änderung des Typs der verallgemeinerten Präferenzfunktion

6.3.3 Zusammenfassung der vorgestellten Sensitivitätsanalysen

Sensitivitätsanalysen spielen in multikriteriellen Entscheidungsmodellen eine wichtige Rolle, um die Auswirkungen von Datenänderungen auf die ermittelten Kompromisslösungen zu analysieren und die Stabilität einer gefundenen Lösung zu überprüfen. Ausgehend von Verfahren zur Sensitivitätsanalyse, die in verschiedenen MADM-Modellen bereits zur Anwendung kommen, sind Übertragungen auf das Outranking-Verfahren PROMETHEE möglich. Zusammenfassend werden folgende Ansätze für eine Sensitivitätsanalyse entwickelt:

- Ermittlung des sensitivsten Kriteriums, das zur Bestplatzierung einer bestimmten Alternative führen kann,
- Bestimmung der minimalen Änderung der Gewichtungsfaktoren, die den Rangtausch eines bestimmten Alternativenpaares verursacht (Stabilitätsintervalle),
- Sensitivität der ermittelten Rangfolge auf Änderungen der Präferenz-Funktionstypen,
- Sensitivität der ermittelten Rangfolge auf Änderungen der Parameter der Präferenz-Funktions-typen.

Darüber hinaus erscheinen Ansätze zur Untersuchung der Sensitivität variierender Kriterienaus-prägungen nützlich, da oftmals in praktischen Entscheidungsproblemen neben Messfehlern und – ungenauigkeiten auch unterschiedliche Ansichten über die „richtige“ Kennzahl zu beobachten sind. Einen ersten Ansatz zur Berücksichtigung schwankender Kriterienausprägungen stellt die Fuzzy Logik dar (Geyer-Schulz 1986; Geldermann et al. 2000), die jedoch per se keine Sensitivitätsanalyse bietet.

Die vorgestellten Sensitivitätsanalysen können auch auf die Ergebnisse von MAUT bzw. AHP angewendet werden (Zhang 2004). Aber beispielsweise für andere Outranking-Verfahren wie TOPSIS oder ELECTRE sind sie nicht geeignet, weil diese Verfahren auf grundsätzlich anderen Algorithmen als den additiven Aggregationsmodellen beruhen.

6.4 Konzeption eines integrierten multikriteriellen Entscheidungsunterstützungs-systems

Betriebliche Mehrzielentscheidungen, bei denen Zielkonflikte auftreten und bei denen eine sachliche Ermittlung einer besten Kompromisslösung angestrebt wird, können von allen vorgestellten Entscheidungsmodellen unterstützt werden. Unterschiedliche Personen mögen jedoch unterschiedliche MADM-Verfahren bevorzugen. In der praktischen Anwendung sind vor allem die MAUT/MAVT-Verfahren verbreitet (Hämäläinen et al. 2001). In den USA und China⁸⁷ hingegen wird vorwiegend der AHP eingesetzt, während in frankophonen Ländern (Frankreich, Belgien, Luxemburg) eher Outranking-Ansätzen der Vorzug gegeben wird.⁸⁸

Um die Vorteile der einzelnen Ansätze miteinander fallspezifisch zu verbinden, können die Methodenbausteine der MAUT/MAVT, des AHP und von PROMETHEE in zwei Hierarchieebenen wahlweise miteinander verbunden werden (vgl. Bild 6-10). Dies ist deswegen möglich, weil alle drei Ansätze Aggregationsmodelle sind (Geldermann et al. 2001); (Zhang 2004).

⁸⁷ Zu neueren Entwicklungen der MADM-Verfahren in China und Deutschland vergleiche (Geldermann et al. 2003e).

⁸⁸ Allerdings werden die verschiedenen Ansätze der Mehrziel-Entscheidungsunterstützung zum Teil kontrovers diskutiert, da sich die Algorithmen und die zugrunde liegenden Bewertungsphilosophien unterscheiden (Keefer et al. 2004). (Seppälä et al. 2002) weisen beispielsweise auf die Notwendigkeit hin, die Schwächen und die Stärken der unterschiedlichen MADM-Ansätze (wie MAVT/MAUT, Outranking oder AHP) speziell für die Anwendung in der Ökobilanzierung zu analysieren. Andere Arbeiten (Salo/Hämäläinen 1997; Pöyhönen et al. 2001) kommen hingegen zum Ergebnis, dass sich die genannten Methoden eher durch Nuancen in der Präferenzmodellierung unterscheiden und schlussendlich in der Anwendung zu den gleichen Rangfolgen kommen. Wichtiger als die Wahl des „richtigen“ Algorithmus sind demnach geeignete Sensitivitätsanalysen, um die Konsequenzen der subjektiven Wahlmöglichkeiten während des Bewertungsprozesses zu illustrieren und zu analysieren.

Der Einsatz eines computergestützten Instruments soll Prozessverluste reduzieren helfen, die mit desorganisierten Meetings, Dominanz von Mitgliedern, sozialem Gruppendruck, Hemmungen der Ausdrucksweise und anderen Schwierigkeiten, die normalerweise in Gruppen auftreten können, einhergehen (Janis 1972; Janis/Mann 1977; Geldermann/Rentz 2004b). Zudem wird der Vorteil in einer Steigerung der Transparenz und Qualität der Gruppenentscheidung gesehen (Vetschera 1990; Hänle 1993). Im Gegensatz zu Managementinformationssystemen (MIS) und zu anderen operativen und dispositiven Systemen⁸⁹ zeichnen sich Systeme zur Entscheidungsunterstützung durch einen aktiven Gebrauch unmittelbar durch den Entscheider aus und verfolgen primär das Ziel der Effektivitätserhöhung anstelle der Effizienzverbesserung (Anteneh 1994). Dabei wird unter Effektivität die Langfristigkeit positiver Wirkungen der getroffenen Entscheidungen verstanden, während die Effizienz die bestmögliche Erledigung einer Aufgabe in einer bestimmten Zeit bezeichnet. Das Anwendungspotenzial von Entscheidungsunterstützungssystemen wird vor allem in der qualitativen Verbesserung der Entscheidungsprozesse gesehen. Dies wird insbesondere durch zusätzliche Analysen, Berechnungen und Vergleiche von mehreren Alternativen erreicht, unter denen eine optimale oder eine Kompromissalternative gewählt werden kann. Dabei spielen automatische Modellanalysen, z.B. Sensitivitätsanalysen, eine zentrale Rolle.

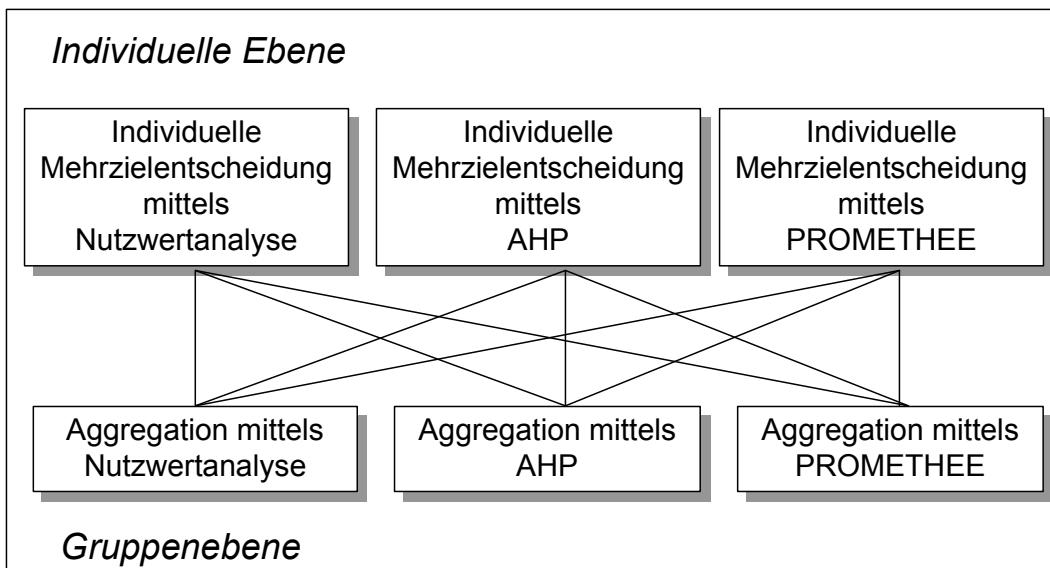


Bild 6-10: Wahlweise Verknüpfung der Ansätze der MAUT, AHP und PROMETHEE

Zur Unterstützung von multikriteriellen Gruppenentscheidungen sind zwei Stufen vorzusehen.⁹⁰ In der ersten Stufe, die dem eigentlichen Gruppenentscheidungsprozess vorgeschaltet ist, werden die individuellen Lösungen für jeden Entscheider einzeln berechnet. Sind die Lösungsvorschläge aller Entscheider identisch, ist das Gruppenentscheidungsproblem trivial und ein Kompromiss nicht erforderlich. Unterscheiden sich jedoch die individuellen Lösungsvorschläge, dann beginnt die

⁸⁹ Seit Ende der siebziger Jahre werden Expertensysteme entwickelt und eingesetzt, um durch Wissensrepräsentation und Problemlösungsstrategien Entscheidungen zu unterstützen (Puppe 1988; Kurbel 1992; Mertens et al. 1993). Auch Management-Informations-Systeme (MIS) bieten durch Aufbereitung und Bereitstellung von Informationen Entscheidungsunterstützung. Die Ansichten des Benutzers, des eigentlichen Entscheidungsträgers, spielen bei diesen beiden Systemen keine Rolle, da seine Präferenzen nicht berücksichtigt werden.

⁹⁰ (Brans/Mareschal 2005) unterscheiden drei Phasen. Zur ersten Phase, der Generierung von Alternativen und Kriterien, vgl. auch Abschnitt 6.5.2.

zweite Stufe, der eigentliche Gruppenentscheidungsprozess, in dem Gruppenkompromisslösungen mittels entsprechender Aggregationsmodelle ermittelt werden. Anhand verschiedener untersuchter Fallbeispiele (Rentz et al. 2001c; Zhang 2004) kann ein Pflichtenheft bzw. Anforderungskatalog für die hardwaretechnische Systemumgebung erstellt werden:

- Bereitstellung der verschiedenen multikriteriellen Bewertungsverfahren, Ansätze zur Herleitung von Gewichtungsfaktoren sowie Aggregationsmodelle zur Unterstützung der einzelnen Teilphasen einer Gruppenentscheidung.
- Unterstützung bei der Auswahl der angebotenen Ansätze durch integrierte Lernprogramme sowie umfangreiche Hilfsfunktionen, in denen beispielhafte multikriterielle Entscheidungssituationen ausgewertet und erläutert werden.
- Auswertung der Eingaben der jeweiligen Entscheider und Transformation in eine Visualisierung (zentral und auf Handgeräten der Entscheider)
- Durchführung von Sensitivitätsanalysen
- Management von multikriteriellen Entscheidungsfindungen (Moderation)

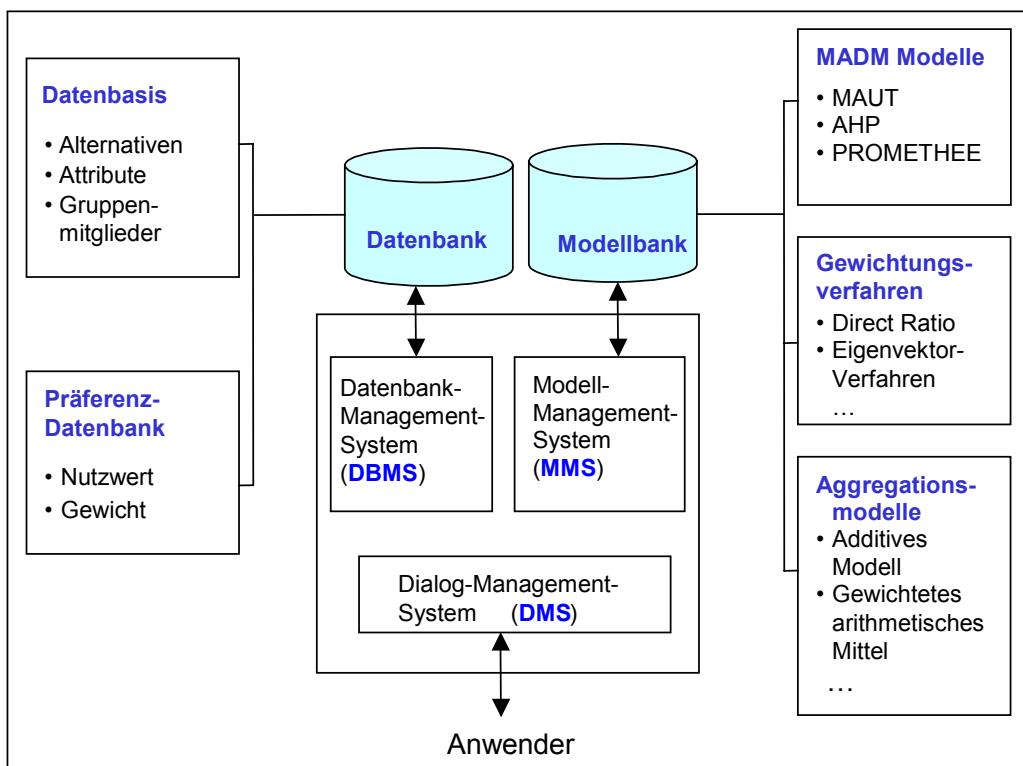


Bild 6-11: Die Grundstruktur des integrierten multikriteriellen Entscheidungsunterstützungssystems

Zunächst wurden so genannte *Decision Rooms* (Entscheidungsräume) eingerichtet, um eine geeignete Infrastruktur für Gruppenentscheidungsprozesse zu bieten. Dabei handelt es sich um speziell eingerichtete Räume, in denen jeder Entscheidungsträger einen eigenen Terminal erhält und so mit einem Zentralsystem kommunizieren kann. Nachteilig sind die hohen Kosten für die Infrastruktur sowie die Beschränkung der Teilnehmer auf die fest installierten Terminals. Stattdessen können als physische Kommunikationsbasis Funktechnik, Infrarot oder Bluetooth⁹¹ für den flexiblen und mobilen Einsatz verwendet werden. Eine andere Lösung stellt die

⁹¹ Bluetooth ist ein Industriestandard für die drahtlose Vernetzung von Geräten (z.B. Notebooks, Mobiltelefone, PDAs, Desktop-PCs oder Faxgeräte) über kurze Distanz (Merkle/Terzis 2002). Ein solches Netzwerk wird auch als Wireless Personal Area Network (WPAN) bezeichnet.

Internet-Technologie dar (Hämäläinen 2003a; Brans/Mareschal 2005), die ebenfalls eine unmittelbare Rückmeldung der Ergebnisse durch ein Zentralsystem sowie der Visualisierung der Zwischenergebnisse für jeden Entscheider ermöglicht. Bild 6-11 gibt einen Überblick über die Bestandteile des integrierten Systems:

- Das **Modell-Management-System (MMS)** verwaltet die Modell- und Methodenbanken mit den mathematischen Modellen und entsprechenden Algorithmen, die zur numerischen Lösung strukturierter Probleme und zum Durchspielen alternativer Lösungsmöglichkeiten herangezogen werden.
- Das **Datenbank-Management-System (DBMS)** ermöglicht eine Integration aller Bestandteile des Entscheidungsunterstützungssystems durch Sammlung, Speicherung und Bereitstellung von Daten. Die Schaffung einer konsistenten Datenbasis bei weitestgehend redundanzfreier Speicherung und vertretbarer Zugriffszeit ist eine wichtige Voraussetzung für die Implementierung des Systems.

Das **Dialog-Management-System (DMS)** dient der Kommunikation zwischen dem Entscheidungsgremium und dem System. Gleichzeitig zur Dialogführung werden die Eingabe-, Vergleichs-, Zwischen- und Endergebnisdaten dem Entscheider zur Verfügung gestellt.

6.5 Praktische Anwendung der multikriteriellen Entscheidungsunterstützung

Im Folgenden soll auf ausgewählte Fragen bei der praktischen Anwendung der multikriteriellen Entscheidungsunterstützung bei der Technikbewertung eingegangen werden. In diesem Zusammenhang stellt die Festlegung von Gewichtungsfaktoren zur Differenzierung der Bedeutsamkeit der verschiedenen technico-ökonomischen und ökologischen Kriterien eine Herausforderung dar. Die Moderationstechnik kann dabei die formalen Methoden der Entscheidungstheorie geeignet ergänzen.

6.5.1 Entscheidungstheoretische Aspekte in der Ökobilanzierung

Die Ökobilanz ist ein Instrument zur umweltorientierten Unterstützung von Entscheidungen durch eine systematische Erfassung der umweltrelevanten Stoff- und Energiefüsse und deren ökologische Bewertung (vgl. Tabelle 3-1 in Abschnitt 3.2.4 sowie Bild 6-12). Insbesondere der letzte der vier Hauptschritte, die Auswertung der Ergebnisse aus Sachbilanzierung und Wirkungsabschätzung, kann durch eine multikriterielle Entscheidungsunterstützung geeignet ergänzt werden (Munda 1995; Spengler et al. 1997b; Hofstetter 1998; Geldermann et al. 1999b). Neben den Wirkungsindikatoren als ökologische Kriterien können darüber hinaus auch weitere Kriterien (wie beispielsweise ökonomische Kennzahlen oder technische Parameter) mit MADM-Methoden berücksichtigt werden (French/Geldermann 2005).

Vor allem die Ermittlung der Kriteriengewichtungen ist kritisch zu hinterfragen, weil hier meist mangels objektiver und wissenschaftlich abgesicherter Ergebnisse auf subjektive Einschätzungen zurückgegriffen werden muss. Kriterienhierarchien werden häufig für das Strukturieren der ökologischen, technischen und ökonomischen Kriterien verwendet. Allerdings ist die Ableitung von Gewichtungsfaktoren aus Kriterienhierarchien anfällig für systematische Verzerrungen (Bias) und bedarf daher der weiteren Forschung (Weber/Borcherding 1993; Pöyhönen et al. 2001). Andere Ansätze basieren auf der Intervall-Arithmetik (Chevalier/Le Téno 1996) oder der Fuzzy-Logik (Geldermann et al. 2000). Ein Vermeiden der Gewichtung, wie von (Schmidt/Sullivan 2002) für die Ökobilanzierung vorgeschlagen, ist nicht möglich, weil dies eine Gleichgewichtung aller Kriterien impliziert. Ferner bleibt die Frage zu stellen, ob nicht wichtige Kriterien bei der Bewertung gänzlich unberücksichtigt bleiben (Grunwald 2002). Dennoch erscheint es grundsätzlich zulässig, in einer

ersten Auswertung die betrachteten Kriterien gleich zu gewichten, um dem Entscheidungsträger zunächst die vorläufigen Ergebnisse zu zeigen und damit den Charakter der Mehrzielentscheidung und mögliche Zielkonflikte zu veranschaulichen. In anschließenden Sensitivitätsanalysen und Modifikationen der Gewichtungsfaktoren können dann die Gewichtungsfaktoren weiter differenziert werden.

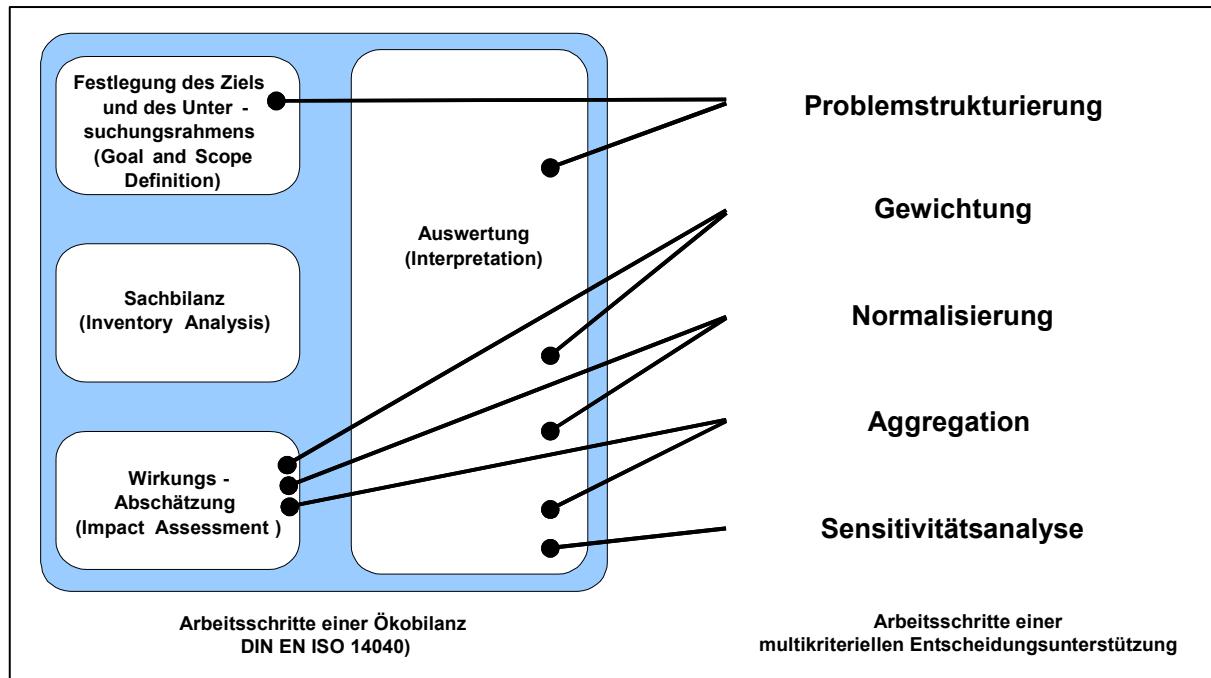


Bild 6-12: Verknüpfung der Arbeitsschritte der Ökobilanz und der Multikriteria-Analyse

Bei der Gewichtung von ökologischen Kriterien kann auf Erkenntnisse der Naturwissenschaft zurückgegriffen werden, wie durch die Orientierung an der Mengen- und der ökologischen Relevanz der Wirkungspotenziale (vgl. Abschnitt 3.2.3). Da jedoch viele Bewertungsfragen beim derzeitigen Stand der Wissenschaft offen bleiben müssen und keine allgemeingültige „Wahrheit“ angenommen werden kann, wird als Lösung eine „Stakeholder“-Beteiligung vorgeschlagen (Sterling 1997). Diese Anspruchsgruppen⁹² sind Personen, die von einer Entscheidung in irgend-einer Weise betroffen sind oder die glauben, dass sie betroffen sein könnten (French 1995; Paton/Flin 1999; French et al. 2005; French/Geldermann 2005).

Für die Stakeholder-Beteiligung werden Panel-Methoden vorgeschlagen. Sie wurden ursprünglich in der Meinungsforschung eingesetzt, um die gleiche repräsentative Personengruppe (*panel*) innerhalb eines bestimmten Zeitraums mehrfach zu einem Thema zu befragen. Im Kontext ökologischer Bewertungen sind die Delphi-Methode und die Mediation am verbreitetsten (Braunschweig et al. 1996):

⁹² Als Anspruchsgruppen bei unternehmerischen Entscheidungen gelten die Mitarbeiter, die Kunden, die Lieferanten, die Eigentümer bzw. Kreditgeber, der Staat (z.B. mit seinem Anspruch auf Steuergelder, Umweltschutz), die Natur (verstanden als Rohstofflieferant und als Aufnahmemedium für Abfall) und die Öffentlichkeit (Parteien, Verbände, Medien, etc.). Das Prinzip der Stakeholder versucht strategische Entscheidungen in ihrem gesamten sozialökologischen Kontext zu erfassen und die Bedürfnisse der unterschiedlichen Anspruchsgruppen in Einklang zu bringen. Insbesondere Staat, Natur und Öffentlichkeit gelten dabei als so genannte nicht-marktliche Anspruchsgruppen.

- Beim Einsatz der **Delphi-Methode** werden Experten unabhängig von einander aufgefordert, Aspekte in einer Entscheidungssituation zu gewichten. Anhand der gemittelten Ergebnisse führen die Experten eine Neugewichtung durch. Dieser zyklische Prozess kann solange fortgeführt werden, bis eine weitgehende Übereinstimmung zwischen den Experten erzielt worden ist (Cuhls 1998; Salo/Cuhls 2003).
- In **Mediationsprozessen** werden neutrale Personen speziell für die Begleitung von Entscheidungsprozessen, an denen interessierte Personen beteiligt sind, ausgebildet (Mediatoren). So werden beispielsweise betroffene Bürger in die Planung eines Abfallkonzeptes eingebunden (Renn et al. 1995).

Der Vorteil dieser Methoden wird in ihrer einfachen Durchführbarkeit gesehen, insbesondere angesichts der Möglichkeiten durch die Nutzung des Internets (Kersten 2003; Hämäläinen 2003b). Allerdings stellt sich die Frage nach der Verbindlichkeit eines Urteils eines mehr oder weniger willkürlich zusammengesetzten Panels.

Inzwischen wird ferner konstatiert, dass verschiedene Entscheidungsträger unterschiedliche Einstellungen haben können. Stakeholder kommen nicht aus einer homogenen Bevölkerung, sondern sie können sich in ihren Vorstellungen, Beweggründen oder Einstellungen unterscheiden (Hofstetter 1998; French/Geldermann 2005). So kann es bei der Entscheidungsunterstützung nützlich sein, an einige kulturelle Stereotypen zu denken, um verschiedene Sichtweisen auf das Entscheidungsproblem und damit einen repräsentativen Umfang an Wertvorstellungen zu gewinnen. Die Kulturtheorie⁹³ (Thompson et al. 1990; Douglas 1992), die eine von vielen Theorien ist, die einen Blickwinkel auf die 'Kultur' anbietet, schlägt verschiedene Stereotype vor, die jeweils eine eigene Einstellung gegenüber Risiken hat (vgl. Tabelle 6-4). Andere Klassifikationen unterscheiden zwischen „Ecocentrists“ und „Technocentrists“ (O'Riordan 1995) oder zwischen Umweltschützern und Industriellen (Lave/Dowlatabadi 1993). Ein weiterer Bereich kultureller Aspekte kann sich auf Einstellungen von verschiedenen nationalen Kulturen beziehen, die vor allem in Entscheidungen der internationalen Umweltpolitik eine Rolle spielen können. (Hofstede 1980)⁹⁴ arbeitete als einer der ersten zahlreiche charakteristische Unterschiede zwischen verschiedenen Kulturen heraus, die sich auch in internationalen Entscheidungsgremien (wie den Technical Working Groups der EU oder den Task Forces der UNECE) widerspiegeln können (French/Geldermann 2005). Gerade im Kontext der Technikbewertung bzw. Technikfolgenabschätzung können solche Unterschiede zu Tage treten (Bechmann 1996; Hansjürgens 1999; Grin/Grunwald 2000; Mai 2001).

Ansprüche auf die Universalität der Kulturtheorie (Rotmans et al. 1994) widersprechen jedoch den Erkenntnissen der deskriptiven Entscheidungstheorie und verhaltenswissenschaftlichen Studien (Watzlawick 1976; Bazerman 2002) sowie der psychologischen Forschung bezüglich Beurteilungen und Entscheidungen bei Unsicherheit (Kahneman/Tversky 1974). Die Einstellung zum Risiko (Risikoaversion oder Risikofreude) kann sich ferner nicht nur zwischen verschiedenen Personen oder Entscheidungsgremien unterscheiden, sondern auch je nach Beschreibung des Entscheidungsproblems. Mit solchen Fragestellungen befasst sich die Risikokommunikation (Renn 1998; Bennett/Calman 1999; Cox/Darby 2003; French et al. 2005). Da diese Einflüsse von Kultur und

⁹³ Die Kulturtheorie untersucht, wie es Gesellschaften gelingt, die Balance zwischen verschiedenen Wertorientierungen zu halten. Dabei umfasst der Begriff "Kultur" in der Sozialanthropologie verschiedene Denk-, Fühl- und Handlungsmuster.

⁹⁴ Diese Untersuchung kultureller Unterschiede zwischen den Beschäftigten des IBM-Konzerns in über 50 Ländern hat einen maßgeblichen Beitrag zur Begründung des Bereiches der vergleichenden Managementforschung und für die interkulturelle Forschung geliefert.

individueller Persönlichkeit der Entscheidungsträger auf den jeweiligen Entscheidungsprozess vor allem bei der Beurteilung und Lösung von Umweltproblemen (und angesichts der vermehrt geforderten Stakeholder-Beteiligung) immens sein können, besteht hier weiterer interdisziplinärer Forschungsbedarf.

Tabelle 6-4: Kulturtypen nach (Thompson et al. 1990)

Archetyp	Zeitliche Perspektive	Naturmythos	Rationalität
Der <i>hierarchische</i> Typ fürchtet die Gefährdung der sozialen Ordnung und glaubt, dass Umweltrisiken in bestimmten verfahrenstechnischen Grenzen kontrolliert werden können.	sowohl kurz- als auch langfristig	Natur ist begrenzt tolerant	verfahrenstechnisch
Der individualistische (oder unternehmerische) Typ sieht Risiken als Chancen.	kurzfristig	Natur ist gütig.	unabhängig
Der <i>egalitäre</i> Typ fürchtet Umweltrisiken und Ungleichgewicht erzeugende Entwicklungen auch für spätere Generationen	sehr langfristig	Natur ist fragil und vergänglich.	kritisch

Anmerkung: Als vierter Kulturtyp wird der *Fatalist* genannt, der aber als Randgruppe nur eine geringe Rolle spielt.

Quelle: (Hofstetter 1998; Plapp 2003)

6.5.2 Moderierte Workshops zur Entscheidungsunterstützung

Bei Gruppenentscheidungen können Konflikte aufgrund der individuellen Einschätzungen der Entscheider auftreten. Für die verschiedenen Phasen der Entscheidungsfindung in Gruppen werden daher Hilfsmittel und methodische Ansätze diskutiert (Belton/Stewart 2002) (vgl. Tabelle 6-5). (Grunwald 2002) spricht auch von Methoden zur „Mobilisierung der Kreativität“.

Tabelle 6-5: Vorgehensweise und Hilfsmittel bei Gruppenentscheidungen

Vorgehensweise bei Gruppenentscheidungen	Hilfsmittel und methodische Ansätze
Sammlung der Basiskriterien	Nutzung von Kreativitätstools (z.B. zum Mind-Mapping, Brain Stroming (Svantesson 2001) (Weule 2002)
Selektion der Bewertungskriterien	Aufgabe des Entscheidungsgremiums, für die keine allgemein gültigen Vorgehensweise genannt werden kann.
Datenerhebung für die Kriterienausprägungen	Prozessmodelle für das Stoffstrommanagement
Ermittlung der Kriteriengewichtung	Verfahren aus der Entscheidungstheorie (vgl. Kapitel 4)
Bestimmung der Stimmanteile (Gewichtung der Entscheider im Gremium)	Vorgabe durch die Unternehmenskultur (ggf. abhängig von der hierarchischen Struktur des Entscheidungsgremiums)
Auswertung der Entscheidungstabellen	Verfahren aus der Entscheidungstheorie (vgl. Kapitel 3)

Für die Unterstützung von Gruppenentscheidungen bietet sich als Interaktionskonzept die Moderationsmethode an (Seifert 2002), die in der betrieblichen Praxis in Qualitätszirkeln und Mitarbeitergruppen für die praktische Umsetzung der kontinuierlichen Verbesserung (KVP) bereits ihren festen Platz hat. Auch in der Durchführung von Workshops, Projektgruppensitzungen und Besprechungen findet die Moderation Einsatz. Ebenso wie bei der Entscheidungsunterstützung

liegt auch im Moderationszyklus der Prozessgedanke zugrunde (vgl. Bild 6-13, (Geldermann/Rentz 2004b)).

Ziel von moderierten Workshops ist die systematische und transparente Erstellung einer Kriterienhierarchie und die Gewichtung der einzelnen Teilespekte der Entscheidung. Durch Workshops kann ein umfassendes Problembewusstsein aller Beteiligten, eine zielorientierte Diskussion und eine transparente und konsensfähige Entscheidungsfindung unterstützt werden. Mit Hilfe von Visualisierungselementen (Pinnwände, Kärtchen in verschiedenen Formen und Farben und Klebefunktionen) kann der Moderator den Prozess der Entscheidungsfindung leiten, ohne inhaltlich Einfluss auf die Entscheidung zu nehmen.

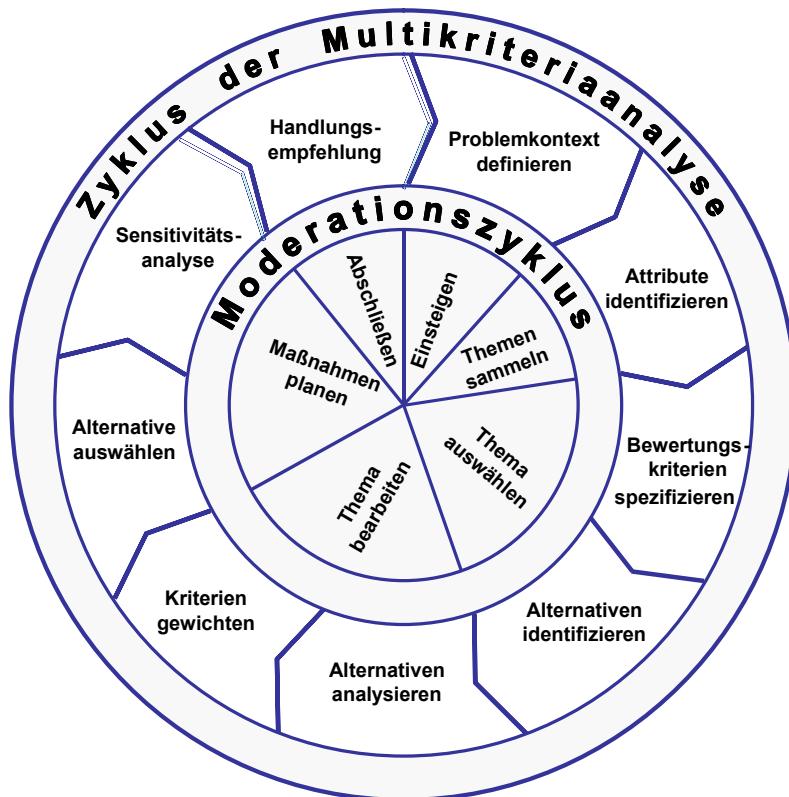


Bild 6-13: Integration des Moderationszyklus in den Ablauf der Multikriteria-Analyse

Durch eine Verknüpfung der Multikriteria-Analyse mit dem Moderationszyklus können verschiedene Anspruchsgruppen bei der Problemlösung zusammengeführt werden. Solche moderierten Workshops können signifikant zur Problemlösungsorientierung und Konsensbereitschaft beitragen (Geldermann et al. 2005c).⁹⁵ So kann bei der Interpretation der Ergebnisse einer Ökobilanzierung in einer technisch-ökonomischen Analyse gewährleistet werden, dass alle relevanten Kriterien systematisch gesammelt und diskutiert werden. Dies ist insbesondere wichtig bei den so genannten „weichen“ Kriterien, die sich nicht unmittelbar quantifizieren lassen, wie z.B. Zukunftssicherung,

⁹⁵ Beispielsweise wurden im Rahmen des EVATECH Projekts („Information Requirements and Countermeasure Evaluation Techniques in Nuclear Emergency Management“, key action “Nuclear Fission” im 5. Euratom Framework Programme der EU) nationale Workshops mit unterschiedlichen Anspruchsgruppen (“stakeholders”, z.B. Umweltministerium und nachgelagerte Behörden, Innenministerium, Feuerwehr und Polizei, Medien) durchgeführt in denen Entscheidungen über Maßnahmen diskutiert wurden, in die neben radiologischen Parametern (aktuelle Kontamination der Umwelt und die zu erwartende Dosis des Menschen) auch psychologische Aspekte (Vertrauensbildung) und maßnahmenrelevante Überlegungen (Effizienz, Kosten) einflossen (Raskob et al. 2005; Geldermann et al. 2005b; Geldermann et al. 2006a).

Qualitätsaspekte etc.. Das Feedback der Teilnehmer an moderierten Workshops zur Entscheidungsunterstützung zu den verschiedensten Entscheidungsproblemen ist in der Regel positiv (Proctor/Drechsler 2003; Sinkko 2004; Salo/Liesiö 2005).

6.6 Schlussfolgerungen und Ausblick

Als Anwendungsgebiete eines multikriteriellen Entscheidungsunterstützungssystems sind grundsätzlich sämtliche formalen Mehrzielentscheidungen zu sehen, wie Standortwahl, Lieferantenbewertungen, Personalbeurteilungen oder Auswertungen von Balanced Scorecards. Neben diesen strategischen Planungsaufgaben können auch operative Planungsaufgaben mittels der vorgestellten Ansätze unterstützt werden. So werden in der Produktionsplanung und -steuerung (PPS) Optimierungen bislang nur nach einzelnen Zielgrößen durchgeführt (z.B. minimale Durchlaufzeiten, maximale Kapazitätsauslastung, minimaler Ressourceneinsatz...) bzw. entsprechende Heuristiken eingesetzt (Zäpfel 1981; Schneeweiß 2002). Kompromisslösungen, die nicht notwendigerweise in allen oder nur einem Kriterium die beste Zielerreichung aufweisen, aber bei einer ganzheitlichen Betrachtung die beste Kompromisslösung darstellen, können erst durch multikriterielle Ansätze entdeckt werden. Daher erscheint die Integration von multikriteriellen Entscheidungsmodellen in PPS-Systeme vorteilhaft. Die Kombination von Simulationstools und multikriterieller Entscheidungsunterstützung als ein Hilfsmittel des industriellen Stoffstrommanagements wurde bereits ausführlich von verschiedenen Autoren erläutert und erfolgreich eingesetzt.

Wie in Abschnitt 6.2 gezeigt wurde, können MADM-Methoden eine geeignete Hilfestellung bieten, indem sie ökologische, technische und ökonomische Kriterien bei der betrieblichen Auswahl von Emissionsminderungsmaßnahmen simultan auswerten, die beispielsweise im Rahmen des Stoffstrommanagements quantifiziert werden. Doch nicht nur innerbetriebliche Zielsetzungen müssen bei weit reichenden Investitionsentscheidungen berücksichtigt werden, sondern auch die Interessen von außerbetrieblichen Anspruchsgruppen aufgrund einer zunehmenden überbetrieblichen Leistungsverflechtungen in der industriellen Produktion. So wird im Fallbeispiel 3 ersichtlich, dass in der Industrielackierung eine Prozessumstellung auf lösemittelarme bzw. -freie Lacksysteme nur in Abstimmung mit den Auftraggebern (z.B. Mobiltelefon-Produzenten, Automobilindustrie) möglich ist (vgl. Abschnitt 5.4.4; (Geldermann et al. 2004e)).

Zur Analyse von Interdependenzen zwischen verschiedenen Handlungsvariablen in einem hierarchisch geordneten System von Entscheidungsmodellen werden in der Literatur hierarchische Planungsmodelle diskutiert (Grunow et al. 2002; Rohde 2005). Derartige Ansätze sind bislang für den Produktionsbereich konkretisiert worden (Hax/Meal 1975; Stadtler 1988; Steven 1994). Maßgeblich ist dabei die Art der Koordination zwischen den Modellen der verschiedenen Planungsebenen (Hämäläinen/Seppäläinen 1986; Küpper 1992). Durch die Einbeziehung der Kommunikation können Phänomene einer verteilten Entscheidungsfindung mit unsymmetrischen Abhängigkeitsverhältnissen zwischen den Entscheidungsebenen untersucht werden.

Hierarchische Zusammenhänge bestehen darin, dass eine Entscheidung der Top-Ebene als Instruktion die Basis-Ebene in ihrer eigenen Entscheidung beeinflusst. Als konzeptionelle Basis der Hierarchischen Planung dient ein Modell, in dem die Top-Ebene unter der Annahme rationalen Verhaltens sich durch Schätzung des Basis-Modells eine Vorstellung von der Entscheidungssituation (Antizipation) verschafft (Schneeweiß 1999). Das „Top-down-Kriterium“ hängt dabei von der Antizipationsfunktion ab, während das „Privat-Kriterium“ nicht explizit auf die Basis zurückgeht. Anders als in der reinen hierarchischen Planung wird davon ausgegangen, dass die Basis eine Reaktionsmöglichkeit besitzt, so dass man von hierarchischen Aushandlungen sprechen kann.

Bild 6-14 stellt das hierarchische Modell mit Top- und Basis-Ebene den Interdependenzen im Rahmen der Produktionsplanung in der Industrielackierung gegenüber. Zur Abbildung der hierarchischen Abhängigkeiten der Stoff- und Energieströme innerhalb der Supply-Chain und zur Berücksichtigung der „Top-down-Kriterien“, die von der Antizipationsfunktion abhängig sind, und der unabhängigen „Privat-Kriterien“ könnten hierarchische Petrinetze herangezogen werden, wie in Abschnitt 5.6 beschrieben (Fehling 1992; Schmidt/Sullivan 2002; Geldermann et al. 2002b; Schollenberger et al. 2003b; Geldermann et al. 2003d). Durch eine geeignete Abstimmung der Produktionsplanung in der Industrielackierung, der Lackherstellung und der Nachfrage der Automobilproduktion nach Lackierteilen könnten die Investitions- und die Kapazitätsplanung koordiniert werden (Küpper 1992). Allerdings ist fraglich, ob sämtliche entscheidungsrelevanten Variablen und Rahmenbedingungen in einem solchen Modell angemessen erfasst werden können, ohne das Produktionsmodell zu komplex werden zu lassen. Eine andere Frage ist, ob die notwendigen Daten überhaupt bereitgestellt werden können.

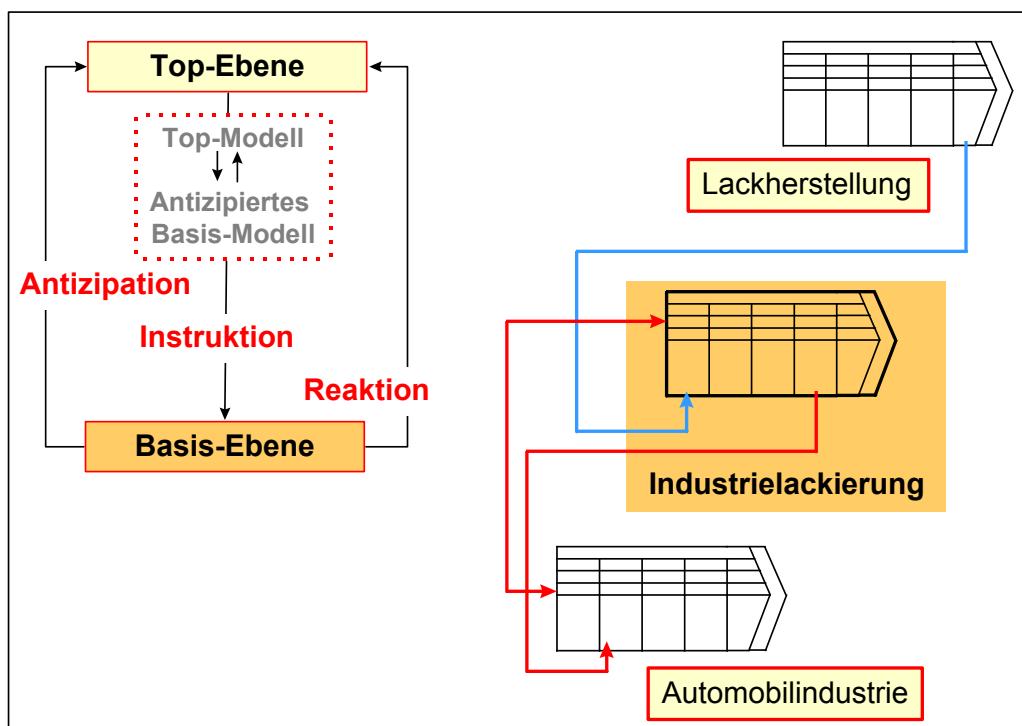


Bild 6-14: Abhängigkeit der hierarchischen Ebenen in der Theorie (links, (Schneeweiss 1999)) und in der betrieblichen Praxis (rechts am Beispiel der Industrielackierung)

Um die generellen Präferenz-Informationen der Top-Ebene abzubilden, aus denen anschließend die Basis-Ebene eine Kompromiss-Lösung ableitet, können multikriterielle Entscheidungsunterstützungsverfahren eingesetzt werden (Homburg 1998).⁹⁶ Auch die Gliederung des Gruppenentscheidungsprozesses in den drei beschriebenen MADM-Methoden lässt einen hierarchischen Aufbau erkennen: Auf der ersten Ebene werden von den Entscheidern individuelle Urteile über die zur Wahl stehenden Handlungsalternativen gebildet. Dazu können im Prinzip die gleichen Methoden benutzt werden, die ein Einzelentscheider zur Lösung eines Mehrzielproblems heranziehen würde. Spezifische, durch die Gruppensituation bedingte Probleme treten erst auf der übergelagerten zweiten Ebene, der Gruppenebene, auf. Dieser hierarchische Aufbau kann um dynamische Konzepte erweitert werden, bei denen die Lösung in einem iterativen Prozess unter

⁹⁶ (Homburg 1998) schlägt zur Entscheidungsfindung den Einsatz des MODM-Ansatzes von Zionts/Wallenius vor, der etwa bei (Zimmermann/Gutsche 1991) beschrieben ist.

Beteiligung der Gruppenmitglieder ermittelt wird. Diese Analogie ist in hierarchischen Organisationen, in denen die Präferenzen der übergeordneten Stelle für den Interessenausgleich zwischen untergeordneten Stellen ausschlaggebend sind, noch deutlicher ausgeprägt (Vetschera 1990).

Abschließend bleibt zu vermerken, dass als Voraussetzung einer wirkungsvollen methodischen Unterstützung von Gruppenentscheidungen die Entscheider das Arbeitsinstrument zur Ermittlung einer Kompromisslösung anerkennen. Zur Auflösung von Entscheidungs-Dilemmata, die aufgrund organisations-psychologischer Gegebenheiten vor allem in hierarchischen Entscheidungssituations entstehen können, können die vorgestellten Verfahren zur Entscheidungsunterstützung insofern einen Beitrag leisten, dass sie durch die formale Darstellung und Quantifizierung der entscheidungsrelevanten Aspekte Sachlichkeit in die Diskussion bringen können.

7 Stofffluss- und Optimiermodelle zur Analyse der Auswirkungen neuer umweltgesetzlicher Regelungen

Nachdem in den beiden vorangegangenen Kapiteln vorrangig betriebliche Entscheidungsprobleme behandelt wurden, ist dieses Kapitel regionalen und nationalen Emissionsminderungsstrategien gewidmet. Der den UNECE Protokollen sowie dem Fünften Umwelt-Aktionsprogramm der EU zugrunde liegende Ansatz fordert ausdrücklich die Beachtung der Kosteneffizienz bei der Entwicklung integrierter Emissionsminderungsstrategien. Für die Erarbeitung nationaler und supranationaler Emissionsminderungsstrategien kann die Kosteneffizienz durch eine nationale Kostenfunktion ermittelt werden (vgl. Bild 7-6 auf Seite 175). Diese stellt einen funktionalen Zusammenhang zwischen einer Emissionsminderung und den dazugehörigen nationalen Kosten zu deren Erreichung in einem vorgegebenen Zeitraum dar. Ausgehend von einem Bezugsniveau der Emissionen (z.B. für ein festgelegtes Referenz- oder Basisjahr) und ein bestimmtes Gebiet (Kontinente, Länder, Regionen oder auch Städte) werden die Kosten für darüber hinaus erreichbare Emissionsminderungen ermittelt.

Erste methodische Arbeiten wurden für Energie-Emissionsmodelle zur Erstellung von nationalen Kostenfunktionen für SO₂ und NO_x durchgeführt. Hinsichtlich der Problematik der troposphärischen Ozonbildung spielen neben den Stickoxiden die flüchtigen organischen Verbindungen ebenfalls eine zentrale Rolle, so dass auch Kostenfunktionen für VOC-Emissionen benötigt werden. Die erstellten nationalen Kostenfunktionen fließen in „Integrated Assessment Modelle“ (IAM) ein, die den Bezug zwischen Ursache und Wirkung der grenzüberschreitenden Luftverschmutzung herstellen. Hierfür wurde das RAINS Modell erweitert (IIASA 2000) und das Stoffflussmodell ARGUS (Allokationsmodul zur rechnergestützten Generierung wirtschaftlicher Umweltschutzstrategien) entwickelt (Avci 2003).

Die möglichen Konsequenzen der derzeitigen und der geplanten umweltrechtlichen Regelungen werden in verschiedenen Szenarien abgeschätzt, indem beispielsweise die Nachfrageentwicklung in den emissionsrelevanten Sektoren modelliert wird. Weil die Emissionsgrenzwerte vielfach auf Anlagen- bzw. Prozessebene formuliert werden, müssen die einsetzbaren Emissionsminderungsoptionen (Maßnahmen und Technologien) auf Anlagen- bzw. Prozessebene entsprechend detailliert abgebildet werden.

Die Methoden des Operations Research und der linearen Optimierung werden zur Bestimmung des optimalen Produktionsprogramms (bei gegebener Kosten-, Nachfrage- und Konkurrenzsituation unter Berücksichtigung der Kosten, der erzielbaren Preise, der Preise der Konkurrenten und der vorhandenen Betriebsmittel) eingesetzt.⁹⁷ Schon früh wurden Modelle erstellt, die bei einem Mehrproduktunternehmen für gewisse Marktformen und Zielsetzungen die Bestimmung optimaler Produktionsprogramme ermöglichen (Gerhardt 1966). Dabei beziehen sich alle Betrachtungen auf

⁹⁷ Als einer der ersten stellt (Russell 1973) ein lineares Optimiermodell vor, das zahlreiche technische und ökonomische Aspekte in eine kohärente Analyse eines industriellen Sektors einbezieht. Das Modell wurde für den Raffineriesektor in den USA implementiert und erlaubt die Untersuchung der Veränderung der eingesetzten Stoffströme und ihrer Qualitäten. Die Besonderheit ist die Betrachtung der anfallenden Reststoffe und deren Recycling. Es optimiert Kontrolltechniken für spezifizierte Output-Mixe und Reststoffe unter Beachtung von Einleitungsgrenzwerten, gleichzeitig für gasförmige, flüssige und feste Reststoffe. Dies wird durch eine Zielfunktion erreicht, die die Preise der konventionellen Inputs und Outputs sowie die mit den Reststoffen verbundenen Emissionsminderungskosten einbezieht.

den Fall, dass sowohl die außerbetrieblichen Daten als auch die innerbetrieblichen Daten und funktionalen Zusammenhänge als sicher angenommen werden können. Um verschiedene Annahmen über mögliche zukünftige Entwicklungen zu untersuchen, werden im Allgemeinen verschiedene Szenarien miteinander verglichen (Manne 1967).

7.1 Erstellung von Kostenfunktionen und deren Verwendung in internationalen Protokoll-Verhandlungen

Umweltbelastungen durch grenzüberschreitende Luftschatdstoffe, wie SO₂, NO₂ und VOC, die über mehrere hundert Kilometer transportiert werden können, lassen sich zumeist räumlich nicht eindeutig einer bestimmten Region zuordnen, so dass die Probleme nur durch eine multilaterale Zusammenarbeit gelöst werden können (vgl. Abschnitt 2.1.1).⁹⁸ Zur Verminderung dieser Emissionen wird ein Ansatz gewählt, der einerseits die unterschiedliche Empfindlichkeit von Ökosystemen in den einzelnen Ländern gegenüber Schadstoffeinträgen berücksichtigt, andererseits aber auch eine Optimierung der Kosten zur Emissionsminderung ermöglicht. Damit soll erreicht werden, dass längerfristig so genannte kritische Belastungswerte (Critical loads, critical levels⁹⁹) für Menschen, Pflanzen und Ökosysteme nicht mehr überschritten werden. Durch Einführung von maximalen Eintragsgrenzen entfällt eine eigentliche ökonomische Bewertung des Schadens. Die Integrated Assessment Modelle zur Erarbeitung europaweiter, kosteneffizienter Minderungsstrategien umfassen daher folgende Module (Oertel 1997):

- Bestimmung kritischer Depositionsraten bzw. Konzentrationen eines oder mehrerer Schadstoffe (single- bzw. multi-pollutant Betrachtung) bezüglich einer Wirkungskategorie (im Fall der Versauerung wird eine schachbrettartige Aufteilung Europas in rund 800 Rasterflächen mit einer Ausdehnung von 150 x 150 km (den sogenannten Grids) zu Grunde gelegt);
- Abbildung des Zusammenhangs zwischen Emissionen, Lufttransport, Immissionen und Deposition, sowie
- Bestimmung der Emissionsentwicklung, der nationalen Minderungsmaßnahmen und der daraus resultierenden Kostenfunktionen für die betrachteten Schadstoffemissionen.

Zuerst wurden Energie-Emissionsmodelle zur Erstellung von nationalen Kostenfunktionen für die Luftschatdstoffe CO₂, SO₂ und NO_x entwickelt. Dabei handelt es sich um Partialmodelle, in denen in der Regel der gesamte Energiebereich von den Ressourcen über die verschiedenen Energieumwandlungsstufen hinweg bis hin zur Bereitstellung von End- bzw. Nutzenergie abgebildet wird (Wietschel 2001). Ihr Ziel ist die Bestimmung der kostenoptimalen Entwicklung von Produktionsystemen, die eine exogen vorgegebene Nachfrage unter Berücksichtigung verschiedener Restrikti-

⁹⁸ Zur Organisation und Unterstützung von Verhandlungsprozessen zur Minderung der grenzüberschreitenden Luftverschmutzung in europäischen politisch-administrativen Strukturen sei auf (Sauernheimer/Ködding 1995; Laforsch 1999) verwiesen.

⁹⁹ **Critical Level** (kritische Konzentration): Luftschatdstoff-Konzentration in der Atmosphäre, oberhalb derer nach dem heutigen Stand des Wissens mit schädlichen Auswirkungen auf Rezeptoren wie Menschen, Pflanzen, Ökosysteme und Materialien gerechnet werden muss.

Critical Load (kritische Eintrags- bzw. Depositionsraten): Quantitative Schätzung der Exposition gegenüber einem oder mehreren Schadstoffen, unterhalb derer nach dem heutigen Stand des Wissens keine schädlichen Auswirkungen auf empfindliche Rezeptoren der Umwelt auftreten. Kritische Eintragsraten werden als Deposition pro Flächeneinheit ausgedrückt.

tionen (z.B. Emissionshöchstgrenzen) erfüllen (Hordijk/Kroeze 1997). Zu den bekanntesten Modellen dieser Kategorie zählen z.B.

- MESSAGE: Model for Energy Supply Systems Alternatives and their General Environmental Impact (Agnew et al. 1979; Messner/Struberger 1995; Riahi/Roehrl 2000)
- MARKAL: Market Allocation Model (Fishbone/Abilok 1981; Seebregts et al. 2001)
- IKARUS: Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien (VDI 1994; Wietschel et al. 1997; Stein/Wagner 1999)
- EFOM: Energy Flow Optimisation Model (Van der Voort et al. 1984; Rentz et al. 1990b) und EFOM-ENV: Energy Flow Optimisation Model – Environment (Haasis 1994; Wietschel 1995; Rentz et al. 1995b; Schmid 1996)
- PERSEUS: Program Package for Emission Reduction Strategies in Energy Use and Supply (Wietschel et al. 1997; Wietschel 2001; Fichtner 2004).

Zur Quantifizierung der vertraglich vereinbarten Ziele des Göteborg-Protokolls und der NEC-Richtlinie werden nun auch Kostenfunktionen für VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen benötigt. Mit ihrer Hilfe sollen die ökonomischen Konsequenzen der Emissionsminderungsstrategien bis zum Zieljahr 2010 bestimmt werden, um die vereinbarten Ziele kosteneffizient zu erreichen. Zur Modellierung der Versauerung, der Eutrophierung und des troposphärischen Ozons wurden zuerst folgende drei Integrated Assessment Modelle verwendet (Wietschel et al. 1996):

- RAINS-VOC: Regional Air Pollution INformation and Simulation (Alcamo et al. 1990; Klimont et al. 2000).
- CASM: Coordinated Abatement Strategy Model (Stockholm Environment Institute 1991)
- ASAM: Abatement Strategies Assessment Model (ApSimon et al. 1994; ApSimon et al. 2002)

Speziell für die Vertragsverhandlungen des Göteborg-Protokolls wurde das RAINS Modell, das ursprünglich die Emissionspfade für SO₂, NO_x und NH₃ und deren Einfluss auf Versauerung und Eutrophierung beschreibt, für die Berücksichtigung von VOC-Emissionen erweitert (Amann et al. 1992; Amann et al. 1998a; Amann et al. 1998b). Die aggregierten Betrachtungen im RAINS Modell, die von den nationalen Emissionsminderungszielen top-down ausgehen, sind durch bottom-up-Analysen der eingesetzten Emissionsminderungstechniken zu begleiten, um in den betroffenen industriellen Sektoren in den jeweiligen Ländern eine kosteneffiziente Umsetzung sicherzustellen.^{100 101}

Dazu dienen die mit dem Stoffflussmodell ARGUS-VOC (Allokationsmodul zur rechnergestützten Generierung wirtschaftlicher Umweltschutzstrategien für VOC-Emissionen) erstellten Kostenfunktionen (Rentz et al. 1998b). Mit Hilfe dieser nationalen Kostenfunktionen sollen in verschiedenen Szenarien mögliche Nachfrage- und Emissionsentwicklungen in den relevanten Sektoren abgebildet werden (Wietschel et al. 1996; Rentz et al. 1998b; Rentz et al. 1998c; Laforsch 1999; Rentz et al. 1999f; Avci 2003; Geldermann et al. 2003b; Rentz 2004; Geldermann/Rentz 2004d). Dabei müssen insbesondere derzeitige und vorgesehene bzw. absehbare Verpflichtungen und Umweltgesetzgebungen berücksichtigt werden, wie beispielsweise die in der EU-Lösemittel-Richtlinie festgelegten sektoralen Emissionsgrenzwerte, die auf Anlagen- bzw. Prozessebene formuliert

¹⁰⁰ Das Modell umfasst drei Module: Emissionskosten (emission-cost module: EMCO), Depositionen (acid deposition and ecosystems impact module: DEP) und Optimierung (optimization module: OPT). Zur Beschreibung und Bewertung des RAINS VOC-Kostenfunktionsmoduls sei auf (Laforsch 1999) verwiesen.

¹⁰¹ Im Gegensatz zu Bottom-Up-Modellen basieren die so genannten Top-Down-Modelle auf einer aggregierten Abbildung der Technologien und der gesamtwirtschaftlichen Zusammenhänge.

sind. Eine Charakterisierung einsetzbarer Emissionsminderungsoptionen auf Anlagen- bzw. Prozessebene ist deshalb eine wichtige Voraussetzung für die Erstellung von zuverlässigen und transparenten Kostenfunktionen.

7.1.1 Struktur und wesentliche Eigenschaften von Energie- und Stoffflussmodellen

In einer systemtheoretischen Sichtweise stellen nationale und regionale Energie- und Stoffflussmodelle Systeme dar, deren Elemente Energieumwandlungs- bzw. Produktionstechnologien sind, die eine Transformation von Energie, Stoffen und Emissionen durchführen. Die Elemente stehen über Stoff- bzw. Emissionsflüsse in Beziehung zueinander (Wietschel 2001). Zielsetzung ist die Ableitung von strategischen, normativen Empfehlungen zur zukünftigen Systemgestaltung. Dazu werden quantitative analytische Optimiermethoden eingesetzt, beispielsweise die quasi-dynamische (Betrachtung verschiedener Zeitperioden) bzw. die statische lineare Optimierung, die unscharfe lineare Optimierung (Oder 1994b), die gemischt ganzzahlige Optimierung oder Dekompositionsalgorithmen bzw. iterative Algorithmen (Wietschel 2001). Als Zielgröße der Optimierung kann die Minimierung der diskontierten Ausgaben nach der Kapitalwertmethode bei exogen vorgegebenen Emissionsrestriktionen verwendet werden. Dabei werden die im Modell berücksichtigten Ausgaben gesamtwirtschaftlich bewertet, indem beispielsweise nicht die betriebswirtschaftliche, sondern die technisch zu erwartende Nutzungsdauer von Anlagen betrachtet wird. Steuern und Abgaben sind in der Regel nicht integriert. Ebenso ist eine Minimierung der Emissionen bei einem exogen festgesetzten Finanzbudget als Zielfunktion sinnvoll (Dreher 2001; Wietschel 2001). Die Optimiervariablen sind die Energie- und Stoffflüsse sowie die neu zu installierenden Anlagenkapazitäten. Zusammenfassend können die nationalen und regionalen Energie- und Stoffflussmodelle folgendermaßen charakterisiert werden (Wietschel 2001; Avci 2003):

- *Flexible Wahl des Aggregationsniveaus:* Aufgrund ihres variablen Aufbaus können Energie- bzw. Produktionssysteme auf nationaler und regionaler Ebene sowie auf Unternehmensebene abgebildet werden.
- *Bottom-Up-Ansatz:* Die Modellierung auf Technologieebene erlaubt die detaillierte Abbildung von Energieerzeugungs- bzw. Produktionssystemen. Daher können Emissionsfaktoren bereits auf Anlagenebene zur Charakterisierung der einzelnen Anlagen verwendet werden.
- *Berücksichtigung dynamischer Effekte:* Energie- und Stoffflussmodelle erlauben die Darstellung unterschiedlicher möglicher Entwicklungspfade über verschiedene Perioden. Insbesondere können Veränderungen der zukünftigen Nachfrage nach Leistung oder zukünftige Ersatzinvestitionen in neue Techniken aufgrund des Erreichens der Lebensdauer berücksichtigt werden. Dynamische Investitionsrechenverfahren ermöglichen durch die Diskontierung der Ausgaben auf Basis der Kapitalwertmethode eine Vergleichbarkeit zukünftiger Ausgaben (Kruschwitz 1998).
- *Deterministischer Ansatz:* Gegenstand der Modelle ist die Bestimmung der kostenoptimalen Entwicklung von Produktionssystemen.¹⁰²

7.1.2 Anforderungen an VOC-Kostenfunktionen

VOC werden von einer großen Anzahl sehr heterogener Quellen emittiert, die sowohl Punktquellen als auch Linien- und Flächenquellen in einer Vielzahl von Sektoren wie Raffinerien, Verteilung von

¹⁰² Unsicherheiten in der Datenbasis können beispielsweise über die stochastische Programmierung berücksichtigt werden (Göbelt 2001; Scholl 2001). Weitere Ausführungen zur Berücksichtigung der Unsicherheit finden sich in Abschnitt 7.6.1.

Kraftstoffen, Verkehr oder Lösemittelanwendung (Druckereien, Lackierung, chemische Reinigung, Metallentfettung, usw.) umfassen. Im Gegensatz zu SO₂-Emissionen, die man überwiegend einer überschaubaren Menge von Feuerungsanlagen zuordnen kann, stammt ein Großteil der VOC-Emissionen aus einer Vielzahl kleiner Quellen. Auswertungen des Emissionskatasters CORINAIR 94 für 15 Mitgliedsstaaten der EU zeigen, dass rund 53 % der gesamten VOC-Emissionen aus stationären Quellen stammen (vgl. Abschnitt 3.4.1) (EMEP 1995; European Topic Centre on Air Emissions 1997).¹⁰³ Innerhalb der stationären Quellen haben VOC-Emissionen aus Produktionsprozessen, Mineralölindustrie und Lösemittelanwendung einen überragenden Anteil von 88 %. Diese Sektoren verursachen hingegen nur 5 % der SO₂-Emissionen bzw. 8 % der NO_x-Emissionen, so dass sie bei der Erstellung von SO₂- und NO_x-Kostenfunktionen nur von nachrangiger Bedeutung sind. Insgesamt zählen in Deutschland rund 40 industrielle Sektoren zu den wichtigsten stationären VOC-Quellenkategorien.

Neben der techno-ökonomischen Charakterisierung der Produktionsprozesse in diesen Sektoren sowie der eingesetzten und einsetzbaren Emissionsminderungsmaßnahmen ist eine Modellierung der erwarteten wirtschaftlichen Entwicklung notwendig. Dazu sind dynamische Effekte wie die Variation der Nachfrage oder der Strukturwandel in einem Sektor abzubilden. Da in den sektoralen Stoffflussmodellen mehrere Perioden betrachtet werden, wird eine intertemporale Allokation der positiven Variablen (Kapazitäten und Flüsse) vorgesehen.

7.2 Aufbau des Stofffluss- und Optimiermodells ARGUS

Für die Erstellung von VOC-Kostenfunktionen wurde das Stofffluss- und Optimiermodell ARGUS-VOC entwickelt. Einem Bottom-Up-Ansatz folgend werden zuerst die einzelnen VOC-emittierenden Sektoren modelliert. Anschließend wird aus den einzelnen sektoralen Stoffflussmodellen das nationale Stoffflussmodell zusammengesetzt und die VOC-Kostenfunktionen berechnet. Dabei müssen Effekte möglicher intersektoraler Interdependenzen (Doppelzählung von Emissionen und Kosten) geeignet abgebildet werden, damit für das nationale Optimiermodell eine globale, d.h. sektorübergreifende Restriktion zur Minderung der VOC-Emissionen eingeführt und ein Emissionsziel für die Gesamtheit aller Sektoren in einem Land vorgegeben werden kann. Die Optimierung umfasst damit die Allokation des gesamten Produktionstechnologieparks und der Gesamtmenge der daran zu koppelnden Abscheidetechnologien einer Region, um das jeweilige nationale Emissionsziel zu erreichen. Gleichzeitig werden die entsprechenden Minderungskosten ermittelt (Wietschel et al. 1997; Rentz et al. 1998a; Laforsch 1999; Zundel et al. 2000; Avci et al. 2001b). Im Rahmen der quasi-dynamischen Optimierung¹⁰⁴ im Modell ARGUS beschreibt die Ziel-

¹⁰³ Die Ausbreitung der Schadstoffe in Europa wird im Rahmen des europäischen Überwachungsprogramm EMEP (European Monitoring and Evaluation Program) berechnet. Eine Grundlage für gezielte Emissionsminderungsmaßnahmen und zugleich Instrument zum Nachweis der Effizienz durchgeföhrter Maßnahmen bildet der Messnetzbetrieb (Immissionskonzentrationen und Depositionen). Datenaufbereitung, -bewertung und -austausch gehören ebenso zum Programm wie Modellrechnungen zum grenzüberschreitenden Transport luftverunreinigender Stoffe, einschließlich deren Deposition, auf der Basis von Emissionsdaten und meteorologischen Daten.

¹⁰⁴ Um die zeitlichen Veränderungen des abgebildeten Produktionssystems, der Eingangsdaten und der Rahmenbedingungen abzubilden, wird der betrachtete Planungszeitraum des Modells in mehrere Zeitperioden unterteilt. Diese Art der Abbildung von zeitlich veränderlichen Systemen im Rahmen der linearen Optimierung wird in Abgrenzung zur dynamischen Optimierung auch als quasi-dynamisch bezeichnet.

funktion die Minimierung der Ausgaben (Betriebsausgaben und Investitionen für Produktionsprozesse / Abscheidetechnologien) in den betrachteten Teilperioden auf Basis der Kapitalwertmethode. Die Minimierung der Ausgaben erfolgt unter Beachtung der Nebenbedingungen „Emissionsreduktion“ und „Nachfrage nach Produkten“ bzw. „geplanter Produktionskapazität“.

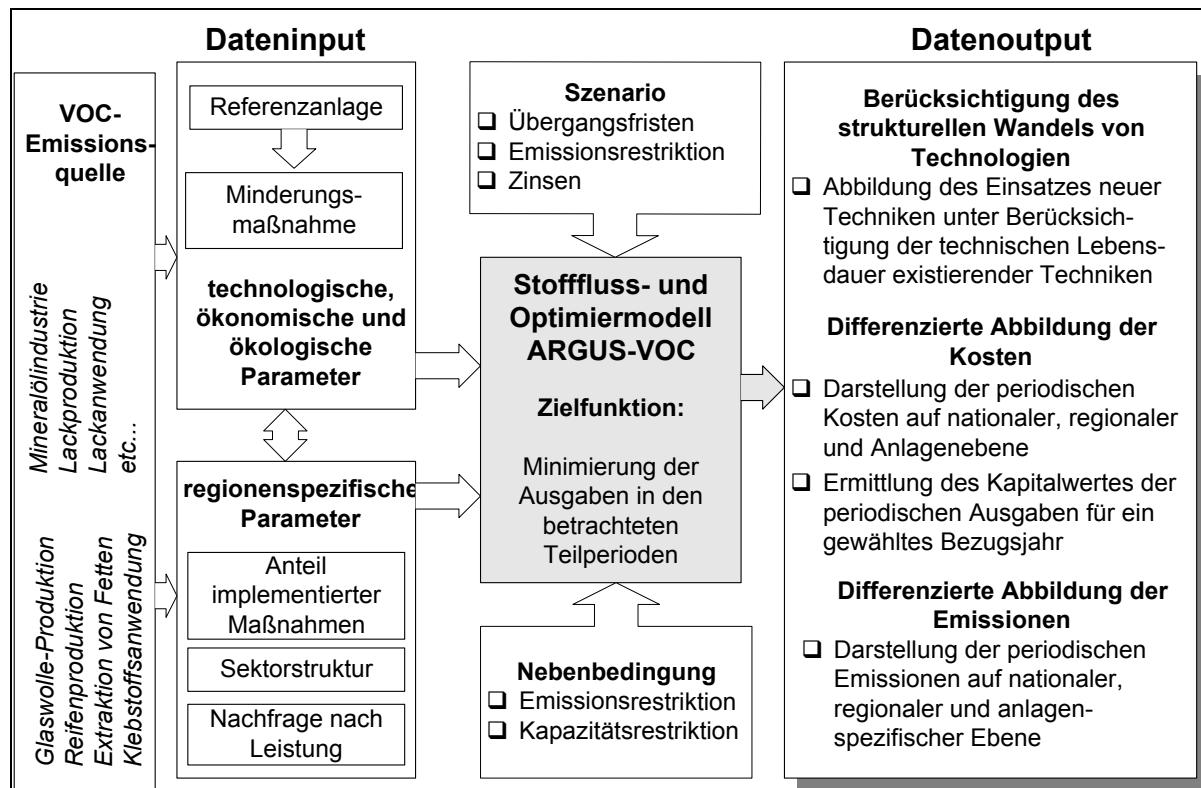


Bild 7-1: Darstellung von Dateninput und -output des Stofffluss- und Optimiermodells ARGUS

Quelle: (Laforsch 1999; Avci et al. 2001b)

Wichtige Parameter des Modells, die im Rahmen unterschiedlicher Szenarien variiert werden können, sind z.B. das Start- und Zieljahr der Planungsperiode, die Periodenauflösung, die Annahmen zu Strategien der Technologiesubstitution unter Berücksichtigung der Lebensdauer existierender Anlagen und die Zinsveränderungen. Eine hohe technologische und zeitliche Auflösung gewährleistet die Berücksichtigung von dynamischen Effekten, die während der Planungsperiode auftreten, beispielsweise technologische Neuerungen, Veralten von Technologien, aber auch die Variation der Produkt- und Kapazitätsnachfrage. Dazu dient ein an das Stoffstrommodell gekoppeltes Lebensdauermodell, das gewährleistet, dass in zukünftigen Perioden die Spielräume für den strukturellen Wandel von Technologien, die sich aus den Technologielebensdauer- und den Reinvestitionszyklen der berücksichtigten Anlagen ergeben, adäquat dargestellt werden können. Einen Überblick über die eingehenden und ausgehenden Daten im Stoff- und Energieflussmodell zeigt Bild 7-1.

Während in statischen Modellen das abzubildende System in einem Zeitpunkt betrachtet wird und damit jegliche intertemporalen Zusammenhänge vernachlässigt werden, wird in quasi-dynamischen Modellen das System für jeden Zeitschritt abgebildet, und der in einem Zeitschritt optimale Systemzustand bildet die Basis für die Optimierung des nächsten Zeitschritts. In einem dynamischen Modell hingegen existiert eine Zielfunktion, die sämtliche abgebildeten Zeitperioden umfasst. Ein wichtiger Unterschied zwischen quasi-dynamischen und dynamischen Modellen ist damit die vollkommene Voraussicht, die in dynamischen Modellen unterstellt wird (Schlenzig 1997; Henning 1999; Göbelt 2001; Fichtner 2005).

7.2.1 Graphische Darstellung des Stoffflussmodells

Zur softwaretechnischen Umsetzung wurde das Modell EFOM-ENV (Rentz et al. 1990a; Haasis 1994) in grundsätzlichen Punkten angepasst und zu einem Stoffflussmodell zur Abbildung VOC-emissionsrelevanter Sektoren weiterentwickelt. Konzeptuell ist es mit dem Stoffflussmodell ARGUS-VOC nun möglich, die unterschiedlichsten Flüsse (z.B. Energie, Stoffe, Produkte, Emissionen) mit verschiedensten Dimensionen (z.B. Massenstrom VOC-Emissionen, Rohöldurchsatz, Energieflüsse, Menge produzierter Fahrzeuge, usw.) gemeinsam zu betrachten.

Dazu ist das Modell in die hierarchischen Ebenen „Sektoren“, „Produzenten“, „Anlagen“ und „Prozesse“ gegliedert, wie Bild 7-2 exemplarisch für den Sektor „Autoreparaturlackierung“ (SNAP-Code 06 01 02) zeigt. Die Sektoren bilden die oberste Ebene des Modells, die durch verschiedene Produzenten, d.h. Referenzbetriebe, repräsentiert werden. Der Produzentenebene folgt die Anlagenebene, auf der die Lackieranlagentechnologie modelliert wird. Die Prozessebene, als unterste Ebene im Modell ARGUS, ermöglicht es, einer Anlage verschiedene Betriebsweisen zuzuordnen. Beispielsweise können in der gleichen Lackieranlage sowohl konventionelle Lacksysteme als auch lösemittelarme Produkte zum Einsatz kommen. Sämtliche Parameter, die sich auf die Aktivität einer Technologie und damit die Stoffflüsse im engeren Sinne beziehen, werden auf der Prozessebene festgelegt.

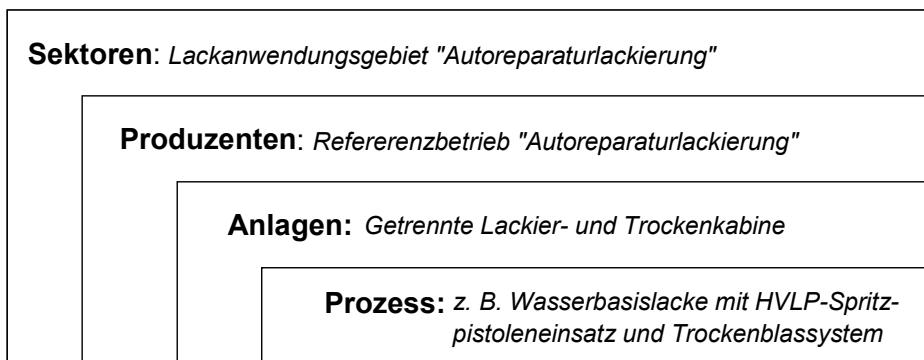


Bild 7-2: Aufbau des Modells ARGUS am Beispiel des Lackanwendungsgebiets „Autoreparaturlackierung“

Quelle: (Laforsch 1999; Avci et al. 2001b)

Wird das Stoffflussmodell als Netzwerk abgebildet, so stellen die eingesetzten Produkte die Quellen im Netzwerk dar, während die Senken die nachgefragte Lackierung und die Atmosphäre repräsentieren (Laforsch 1999). Die Produzenten mit den zugehörigen Anlagen bilden die Knoten im Netzwerk. In den Knoten (d.h. den Produktions- und Abscheidetechnologien) werden über diese Parameter lineare Transformationen über die Eingangsflüsse auf die Ausgangsflüsse jedes Knotens definiert. Dies bedeutet beispielsweise für die Produktionstechnologien, dass die Einsatzstoffflüsse über die Parameter Produktionsleistung pro Ausgangsprodukteinheit und VOC-Emissionsfaktor in Produkt- und Emissionsflüsse transformiert werden.

Durch verschiedene Nebenbedingungen wird definiert, ob für einen Knoten bzw. Fluss ein bestimmter Kapazitätswert bzw. ein bestimmtes Niveau nicht überschritten, nicht unterschritten oder genau erreicht werden darf. Auf diese Weise gelingt es, im Modell vorgegebene periodenbezogene Nachfragerneaus oder Emissionsziele oder den länderspezifischen Implementierungsstand von VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen abzubilden. Die Kapazitäten der Knoten und das Niveau der Flüsse sind die positiven Variablen des Stoffflussmodells. Während der Optimierung werden diese so allokiert, dass bei Vorgabe einer zu erreichenden Nachfrage für jede Refe-

renzanlage ein gegebenes Emissionsniveau auf Sektor- oder Anlagenebene zu minimalen Gesamtkosten erreicht wird. Weitere Nebenbedingungen können ebenfalls berücksichtigt werden (Bild 7-3).

Zur Beschreibung der einsetzbaren Emissionsminderungstechnologien für die sehr heterogenen VOC-Emissionsquellen sowie der vielfältigen Substitutionsmaßnahmen als Minderungsoptionen wurde der Referenzanlagenansatz herangezogen (Rentz et al. 1998a) (vgl. Kapitel 3).

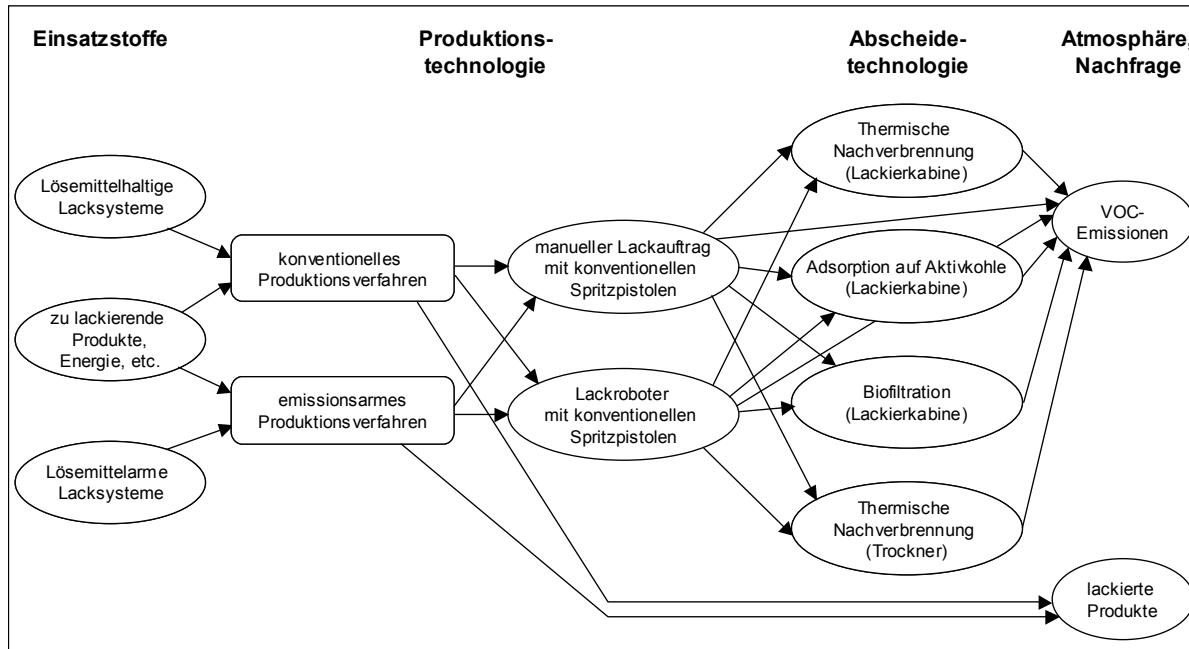


Bild 7-3: Ausschnitt aus der vereinfachten graphischen Darstellung des Stoffflussmodells für den CORINAIR SNAP Code 06 01 08 "sonstige industrielle Lackierung"

7.2.2 Verknüpfung länderspezifischer und techno-ökonomischer Daten

Die im Modell dargestellten Technologien lassen sich anhand ökonomischer, technischer und ökologischer Parameter beschreiben (Bild 7-4). Die unterschiedlichen eingesetzten Techniken in den einzelnen Regionen können über regionspezifische Parameter abgebildet werden. Zur mathematischen Modellierung der Zusammenhänge werden folgende Indizes eingeführt (Avci 2003; Geldermann/Rentz 2004d):

- Zu jedem Sektor s wird eine zugehörige Aktivität A_s bestimmt. Da aufgrund des Zeitintervalls (zwischen Basisjahr und Zieljahr des Zeitraums der Emissionsminderungsstrategie) bei einer dynamischen Betrachtung mehrere Perioden zu erfassen sind, muss eine Aktivität $A_{s,t}$ als Zeitreihe mit $t = T_0, \dots, T$ (T_0 = Basisjahr, T = Zieljahr) für jede Periode (oder Planungsperiode) bestimmt werden.
- Zu jeder Referenzanlage r wird der Anteil an der Aktivität im gegebenen Sektor $C_{s,r}$ (bzw. die Zeitreihe $C_{s,r,t}$) bestimmt. Es gilt:

$$\sum_r C_{s,r} = I \quad (\text{Gleichung 7.39})$$

Mit dieser Bedingung soll sichergestellt werden, dass alle Emissionen und alle Kosten der Emissionsminderung für verschiedene Referenzanlagen erfasst werden.

- Zu jeder Maßnahmenkombination m wird ihr Implementierungsstand $Imp_{s,r,m}$ (bzw. die Zeitreihe $Imp_{s,r,m,t}$) in der Referenzanlagenkategorie r des Sektors s bestimmt. Die Implementierungs-

stände aller möglichen Maßnahmenkombinationen einer gegebenen Referenzanlage in einem gegebenen Sektor werden auf Eins normiert:

$$\sum_m Imp_{s,r,m} = 1 \quad (\text{Gleichung 7.40})$$

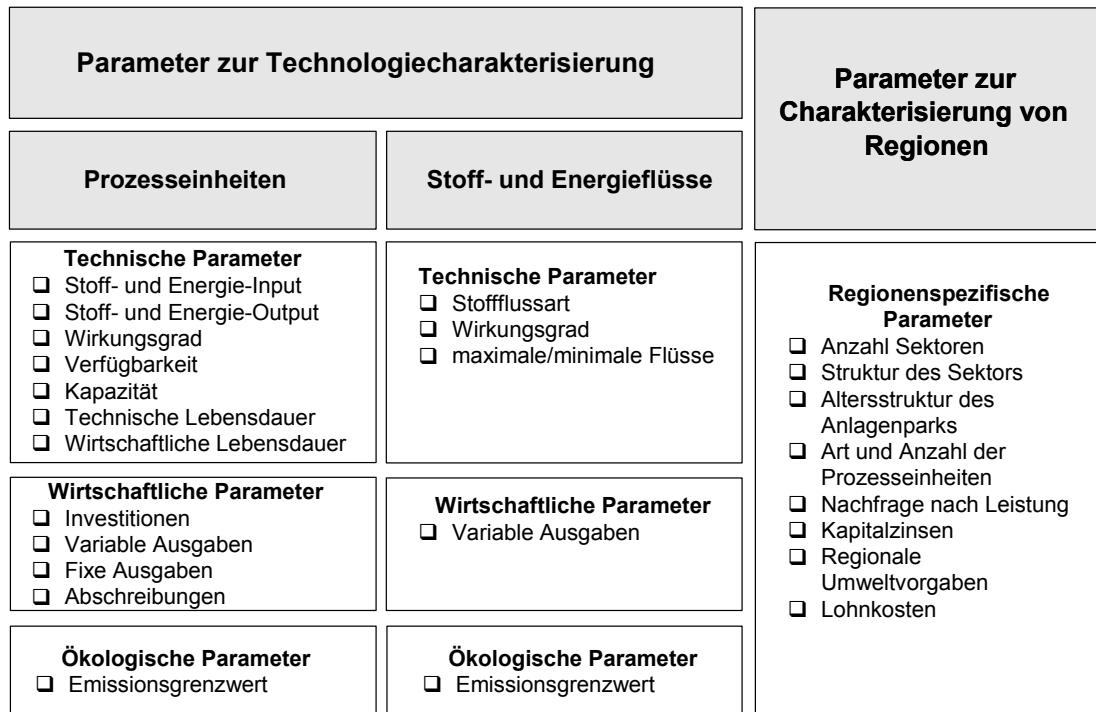


Bild 7-4: Parameter zur Modellierung von Stoffstromsystemen

Quelle: nach (Wietschel 2001)

Die Maßnahmenkombinationen sind unabhängig voneinander definiert. Dadurch wird sichergestellt, dass alle Emissionen und alle Kosten der verschiedenen implementierten Maßnahmenkombinationen für eine Referenzanlage eines Sektors erfasst werden. Zur Darstellung des gegenwärtigen Standes der Implementierung von VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen ist nur die Kenntnis von $Imp_{s,r,m,t}$ (für $t = \text{Basisjahr}$) relevant. In den Folgeperioden werden Technologieimplementierungsstände auf der Basis der Allokation nach Kriterien der Wirtschaftlichkeit und Emissionszielerreichung bei der Erstellung der VOC-Kostenfunktion bestimmt. Ferner können auch für zukünftige Perioden Implementierungsobergrenzen bzw. -untergrenzen als Restriktionen angegeben werden. Durch diese maximalen bzw. minimalen Grenzen der Implementierung,

$$\text{Max}(Imp_{s,r,m,t}) \in [0, 1] \text{ bzw. } \text{Min}(Imp_{s,r,m,t}) \in [0, 1]$$

können Beschränkungen des Technologieeinsatzes aufgrund technologischer oder logistischer Hemmnisse (z.B. Benutzbarkeit von Wasserlacken bei der Holzlackierung) oder das Beharrungsvermögen von implementierten Maßnahmen in den betrachteten Perioden (z.B. verbleibende Lebensdauer bereits implementierter Technologien) adäquat modelliert werden. Diese Restriktionen entsprechen oft nicht der Technologieaufteilung, die sich nach Kriterien der Kosteneffizienz für ein gegebenes Emissionsziel ergeben würde. Die Angabe solcher technisch oder sozio-ökonomisch bedingter Restriktionen hat einen erheblichen Einfluss auf die Erstellung der VOC-Kostenfunktionen, weil hierdurch das verfügbare Minderungspotenzial von Maßnahmen (d.h. der Optimierspielraum) determiniert wird. Diese technologischen und länderspezifischen Daten liefern bei Kenntnis des Basis- und Zieljahres eine hinreichende und notwendige Basis zur Erstellung von

VOC-Kostenfunktionen unabhängig von der Wahl der Allokationsmethodik. Durch den gegebenen Datensatz können dann sowohl die nationalen Gesamtemissionen als auch die nationalen Gesamtkosten bestimmt werden.

7.2.3 Mathematische Modellformulierung

Das Stofffluss- und Optimiermodell ARGUS wird mathematisch durch ein mehrperiodiges, lineares Gleichungssystem beschrieben. Die Bilanzierungsgleichungen stellen sicher, dass die Stoffbilanz an jedem Knoten des Netzwerks, welches das modellierte Produktionssystem repräsentiert, eingehalten wird. In der folgenden Übersicht werden die für die mathematische Darstellung des Modells ARGUS notwendigen Variablen, Parameter, Indizes und Indexmengen angegeben.

Indizes:

<i>abat</i>	Index der möglichen Abscheidetechnologien (parallel geschaltet)
<i>f</i>	Index für Flüsse im Netzwerk
<i>j</i>	Index für Emissionsminderungsmaßnahmen
<i>m</i>	Index der Maßnahmenkombination (hintereinander geschaltet)
<i>out</i>	Ausgang aus einem Prozess
<i>p</i>	Prozess- bzw. Technologieindex
<i>r</i>	Index der Referenzanlagen
<i>s</i>	Index für industrielle Sektoren
<i>t</i>	Zeitindex der Teilperioden

Modellparameter:

T_0	Basisjahr
T	Zieljahr
α_t	Abzinsungsfaktor ($\alpha_t = (1+i_{\text{eff}})^{-t}$) unter Berücksichtigung der Periodenlänge
i_{eff}	Diskontierungszinssatz
$\Delta Cap_{p,t}$	Zugebaute Kapazität (Aktivität) des Prozesses p innerhalb der Teilperiode t . Eine Maßnahmenkombination j_{komb} kann dabei aus mehreren hintereinander geschalteten Prozessen zusammengesetzt sein (z.B. Einsatz von Wasserbasislacken mit HVLP-Spritzpistolen und ein Deckenabbllassystem): $j_{\text{komb}} = p + p' + p'' + \dots + p^N$ mit $p, p', p'', \dots, p^N \in P_{\text{komb}}$.
$\phi_{out,p,f}$	Produktumsetzungszahl; sie definiert die Höhe der aus einem Produktionsprozess abfließenden Produktflüsse
$D_{s,r,f,t}$	Exogen definierte Nachfrage nach Produkten bzw. Gütern der Referenzanlage r im Sektor s in der Periode t
$PA_{p,t}$	Aktivität des Prozesses p in der Periode t
$P_{prod,s,r}$	Menge der Produktionsprozesse der Referenzanlage r im Sektor s
$EF_{s,r,m}$	Emissionsfaktor der Maßnahmenkombination m der Referenzanlage r im Sektor s .
η_p'	Minderungseffizienz der nachgelagerten Abscheidetechnologie p'
h_{year}	Jahresstundenanzahl

Variablen:

\tilde{l}_p	Spezifische Investitionen für den Zubau einer Kapazitätseinheit des Prozesses p innerhalb der Teilperiode t
$\tilde{OC}_{s,r,m,t}$	Spezifische Betriebskosten von Maßnahmenkombination m (bezogen auf die Kapazität der Maßnahme m).
$RCap_{p,t}$	Exogen definierte Restkapazitäten des Prozesses p , die bei Beginn der Teilperiode bereits existierten
$A_{p,t}$	Aktivität des Prozesses p in der Teilperiode t

7.2.3.1 Zielfunktion

Die Zielfunktion des Stofffluss- und Optimiermodells ARGUS ist die Minimierung der Summe der diskontierten Ausgaben innerhalb des Betrachtungszeitraums zur Befriedigung der exogen vorgegebenen Nachfrage. Alle in der Zielfunktion berücksichtigten Werte werden diskontiert. Bei der Berechnung der spezifischen Investitionen wird die gesamte Investition mittels der Annuitätenmethode auf die einzelnen Jahre der Periode t umgelegt. Dadurch werden in der Zielfunktion nur die innerhalb und nicht die über den Planungshorizont hinaus anfallenden Investitionen berücksichtigt.

Die in der Zielfunktion berücksichtigten Optimiervariablen sind die Kapazitäten und Aktivitäten¹⁰⁵ der modellierten Lackierprozesse sowie die Niveaus der Stoffflüsse des Systems. Um die Ausgabeterme zu generieren, werden diese Variablen mit spezifischen Investitionen und den Betriebskosten multipliziert. Die Betriebsausgaben in der Zielfunktion sind dabei so definiert, dass sie hinsichtlich des zweck- und periodenbezogenen Werteverzehrs den Betriebskosten entsprechen. Dabei werden sämtliche jahresbezogenen Ausgaben für Einsatzstoffe, Energie und Mehrverbräuche, die aus dem Betrieb der betrachteten Emissionsminderungsmaßnahmen resultieren, zusammengefasst.¹⁰⁶ Die Zielfunktion zur Minimierung der nationalen Gesamtkosten für den implementierten Maßnahmenmix in allen Sektoren und Referenzanlagen für eine Periode t lautet somit:

$$\text{Min } TC_t = \sum_s \sum_r \sum_m \alpha_t [(\tilde{I}nv_{s,r,m,t} \cdot \Delta Cap_{s,r,m,t}) + (\tilde{OC}_{s,r,m,t} \cdot Cap_{s,r,m,t})] \quad \forall t, T_0 \leq t \leq T \quad (\text{Gleichung 7.41})$$

mit:

- TC_t Nationale Gesamtkosten für den implementierten Maßnahmenmix.
- $\tilde{I}nv_{s,r,m,t}$ Spezifische Investition für Maßnahmenkombination m (bezogen auf die Kapazität der Maßnahme m und deren Lebensdauer).
- $\tilde{OC}_{s,r,m,t}$ Spezifische Betriebskosten von Maßnahmenkombination m (bezogen auf die Kapazität der Maßnahme m).
- $\Delta Cap_{s,r,m,t}$ Kapazitätszubau der Maßnahmenkombination m von Periode $t-1$ bis Periode t .

7.2.3.2 Nebenbedingungen

Grundsätzlich können sämtliche modellierten Stoffflüsse sowohl nach oben als auch nach unten beschränkt werden. Die wichtigsten Nebenbedingungen werden im Folgenden beschrieben (Laforsch 1999; Rentz et al. 1999f; Zundel et al. 2000; Rentz et al. 2000b; Avci 2003).

7.2.3.2.1 Nachfragerestriktionen

Die Summe der Produktflüsse einer Referenzanlage r im Sektor s ergibt sich durch Multiplikation der Prozessaktivität aller möglichen Produktionsprozesse der Referenzanlage des Sektors mit einer spezifischen Produktumsetzungszahl $\phi_{out,p,f}$. Die Nachfragerestriktion stellt sicher, dass der Output eines bestimmten Produktionsprozesses zu jedem Zeitpunkt größer oder gleich der exogen vorgegebenen Nachfrage nach diesem Produkt $D_{s,r,f,t}$ in einer gegebenen Periode t ist:

¹⁰⁵ Aktivitäten spiegeln jeweils die Input-Output-Beziehung in einem Betriebspunkt eines Produktionssystems wider. In Abschnitt 5.2.1 wurde die Aktivitätsanalyse als betriebswirtschaftlicher Modellierungsansatz zur Beschreibung von Input-Outputflüssen erläutert. Die aktivitätsanalytische Fundierung der Energie- und Stoffflussmodellierung wird ausführlich in (Wietschel 2001) diskutiert.

¹⁰⁶ Zu den Abgrenzungsproblemen bei der Zuordnung von Emissionsminderungskosten wird auf Abschnitt 3.3.2 verwiesen.

$$\sum_{p \in P_{prod,s,r}} PA_{p,t} \cdot \phi_{out,p,f} \geq D_{s,r,f,t} \quad \forall t, T_0 \leq t \leq T; \forall r \in R_s; \forall s \in S; f \in F \quad (\text{Gleichung 7.42})$$

mit:

- $\phi_{out,p,f}$ Produktumsetzungszahl; sie definiert die Höhe der aus einem Produktionsprozess abfließenden Produktflüsse
- $D_{s,r,f,t}$ Exogen definierte Nachfrage nach Produkten bzw. Gütern der Referenzanlage r im Sektor s in der Periode t
- $PA_{p,t}$ Aktivität des Prozesses p in der Periode t
- $P_{prod,s,r}$ Menge der Produktionsprozesse der Referenzanlage r im Sektor s

Die physikalische Dimension der Nachfrage kann dabei von Sektor zu Sektor unterschiedlich sein, wie z.B. die jährlich zu lackierende Oberfläche von Fahrzeugen oder die zu produzierende Menge an PVC. Die Nachfrage wird im Modell exogen vorgegeben (vgl. auch Abschnitt 7.3.1 zur Bestimmung der Aktivitäten auf Sektorebene). Eine Abbildung der Verschiebung der nachgefragten Mengen von Klein- auf Großbetriebe bei einer mehrperiodigen Betrachtung ermöglicht beispielsweise die Analyse des strukturellen Wandels, z.B. eine Abnahme kleinerer zugunsten größerer Betriebe.

7.2.3.2.2 Emissionsrestriktionen

Emissionsrestriktionen können auf verschiedenen Ebenen gesetzt werden, um sektorale bzw. nationale Minderungskostenfunktionen zu erstellen. Emissionsrestriktionen können auch auf Anlagenebene vorgegeben werden, um beispielsweise die ökonomischen Auswirkungen von anlagenspezifischen Grenzwerten zu erfassen, wie sie beispielsweise in der EG-Lösemittel-Richtlinie festgelegt werden.

Die Emissionsflüsse ergeben sich dabei als Produkt der Prozessaktivitäten aller betrachteten Produktionsprozesse, ihrer Emissionsfaktoren und der Minderungsraten aller nachgeschalteten Abscheidetechnologien. Auf Sektorebene wird die Emissionsrestriktion wie folgt formuliert:

$$\sum_{p \in P_{prod,a}} \left(K_{p,t} \cdot EF_{p,z} \prod_{p' \in P_{komb,a}} (1 - \eta_{p'}) \right) \leq E_{\max,a,t,z} \quad \forall t, T_0 \leq t \leq T; \forall a \in A \quad (\text{Gleichung 7.43})$$

Prinzipiell erlaubt es die Methodik, jeden Prozess mit mehreren Emissionsfaktoren für verschiedene Schadstoffe zu verknüpfen. Dies ermöglicht auch die Analyse weiterer umweltgesetzlicher Regelungen, die ggf. die Minderung von weiteren Schadstoffen vorsehen (vgl. auch Abschnitt 7.6.2).

7.2.3.2.3 Restriktionen zur Berücksichtigung existierender Kapazitäten und Abbildung des Implementierungsstands von Minderungsmaßnahmen

Die Kapazitäten, die im Modell zur Befriedigung der Nachfrage bei einem gegebenen Emissionsziel erforderlich sind, werden auf Anlagenebene bestimmt. Die Kapazität einer Anlage bzw. eines Prozesses in einer bestimmten Planungsperiode setzt sich aus Restkapazitäten und in der Planungsperiode neu hinzugebauten Kapazitäten zusammen. Für die jahresbezogene Darstellung der erforderlichen Kapazität zur Befriedigung einer bestimmten Nachfrage in Teilperiode t gilt folgende Gleichung:

$$(RCap_{p,t} + \Delta Cap_{p,t}) \cdot v_p \cdot h_{year} \geq Cap_{p,t} \quad \forall t, T_0 \leq t \leq T, p \in P \quad (\text{Gleichung 7.44})$$

Die in Gleichung 7.44 exogen vorgegebenen Restkapazitäten sind mit einem Lebensdauermodell gekoppelt. Damit wird für alle betrachteten Teilperioden der verbleibende Kapazitätsanteil in Abhängigkeit des Implementierungsstands im Basisjahr modelliert. Gleichzeitig wird implizit der Spielraum für den möglichen Zubau neuer Kapazitäten eines Prozesses in einer bestimmten Teilperiode bestimmt. Bild 7-5 illustriert den Einfluss der Restkapazitäten auf den Zubau von neuen Kapazitätseinheiten.

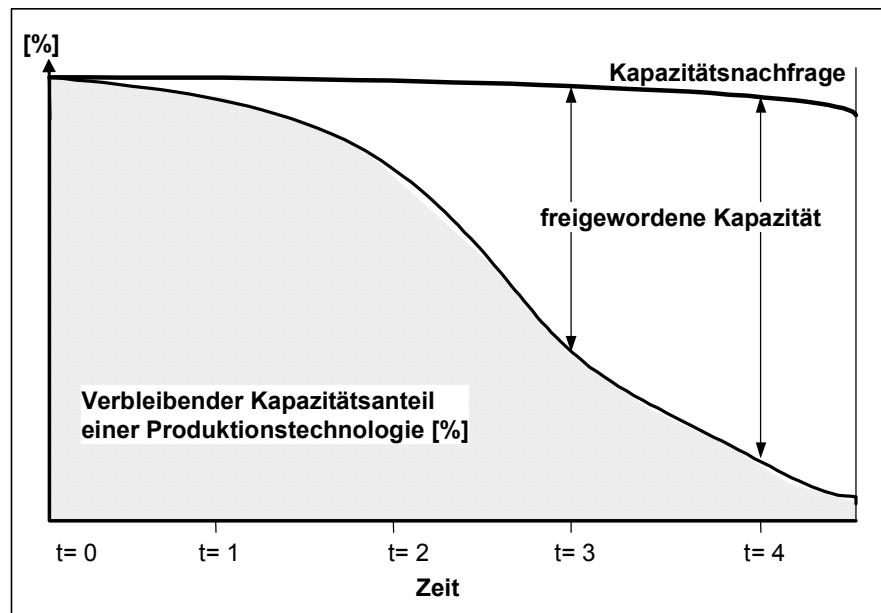


Bild 7-5: Einfluss der Restkapazitäten auf den Zubau neuer Kapazitätseinheiten

Quelle: (Holtmann 1997; Laforsch 1999; Avci 2003)

Um den technologischen Wandel abzubilden, können Restkapazitäten im Modell exogen vorgegeben werden. So können neue umweltgesetzliche Anforderungen vorzeitige Ersatzinvestitionen vor Ablauf der technischen Lebensdauer erzwingen. Zur Berücksichtigung dieser zusätzlichen Kosten sind die existierenden Restkapazitäten im Modell auf Null zu setzen. Dadurch erhöht sich der Anteil der neu hinzuzubauenden Kapazitätseinheiten.

Ein Konzept zur Lebensdauermodellierung dient der Abbildung der Potenziale des Technologiewandels bzw. technologischen Fortschritts, der dazu führt, dass neuere Anlagen im Allgemeinen günstigere Emissionsfaktoren aufweisen als die zu ersetzen. Bei Kenntnis einiger relevanter technischer und ökonomischer Parameter kann der zeitliche Verlauf der verbleibenden Kapazitäten der betrachteten Technologien funktional dargestellt werden (Rentz et al. 1998b). Bei den Ansätzen zur Beschreibung der Lebensdauer technischer Anlagen unterscheidet man diskrete und kontinuierliche Modelle (Barlow/Proschan 1978; Lawless 1982; Zachariadis et al. 1995). Im ARGUS-Modell wird davon ausgegangen, dass die Lebensdauer der Technologien kontinuierlich verteilt ist, d.h. dass ein hinreichend großes Kollektiv (Gesamtkapazität aller betrachteten Anlagen) vorhanden ist, so dass eine Lebensdauerverteilung in einem bestimmten Intervall jeden Wert annehmen kann. Ferner ist davon auszugehen, dass die untersuchten Technologien einem Alterungsprozess unterliegen, so dass die Ausfallraten mit der Zeit steigen. Bekannte Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen, die zur Lebensdauermodellbildung genutzt werden können, sind u. a. (Barlow/Proschan 1978; Lawless 1982):

- Exponential-Verteilung,
- Weibull-Verteilung,

- Gamma-Verteilung,
- Log-Normal-Verteilung,
- Verallgemeinerte Gamma-Verteilung.

Für die Lebensdauermodellierung in ARGUS wird die Weibull-Verteilung verwendet, die für technische Bauteile das gebräuchlichste Modell darstellt, deren Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion $f(t)$, Ausfallrate $h(t)$ und Überlebensfunktion $\varphi(t)$ eine geschlossene mathematische Form aufweisen und für die geeignete statistische Methoden verfügbar sind. Die Überlebensfunktion $\varphi(t)$ der Weibull-Verteilung (in der Drei-Parameter-Darstellung) beschreibt die Wahrscheinlichkeit, dass Anlagen einer bestimmten Technologie, die in einer bestimmten Periode eingeführt wurden, noch in Betrieb sind:

$$\varphi(t) = \exp\left[-\left(\frac{t-t_0}{T^*}\right)^\beta\right]; \quad \varphi(0) \equiv 1 \quad (\text{Gleichung 7.45})$$

mit:

- t Alter der Anlagen einer Technologie seit dem Zeitpunkt der Inbetriebnahme [a].
 t_0 Frist bis zur ersten Stilllegung von neu installierten Anlagen/Prozessen einer Technologie [a].
 T^* Charakteristische Lebensdauer der Anlagen/Prozesse einer Technologie [a].
 β Steigung der Ausfallkurve einer Technologie

Unterschiede zwischen verschiedenen Technologien drücken sich über unterschiedliche Werte für t_0 , T^* und β aus. Sofern für die zu betrachtenden Technologien keine spezifischen Daten zur Bestimmung der Weibull-Verteilung verfügbar sind, kann die reale Überlebensfunktion der Technologien mit Durchschnittswerten ($t_0 = 5$ Jahre, $T^* = 20$ Jahre und $\beta = 2$) angenähert werden (Holtmann 1997; Laforsch 1999). So lassen sich in einer Periode t die Restkapazitäten von Anlagen einer bestimmten Technologie (z.B. Lackierkabinentechnologie), die bei $t = 0$ in Betrieb genommen wurden, durch Multiplikation der anfangs installierten Kapazität mit der spezifischen Überlebensfunktion der Technologie bestimmen:

$$RK_p(t) = K_p(0) \cdot \varphi_p(t) \quad (\text{Gleichung 7.46})$$

mit:

- $RK_p(t)$ Verbleibende Kapazität in der Periode t von Anlagen/Prozessen p , die in der Periode $t = 0$ in Betrieb genommen wurden.

Zur Ermittlung der verbleibenden Kapazität einer Anlagenpopulation, deren Einzelanlagen zu verschiedenen Altersklassen gehören, wird für jede Altersklasse nach Gleichung 7.7 eine separate Überlebensfunktion berechnet. Dabei bilden Konjunkturfaktoren $kfac_{p,r}$ für jede Altersklasse r einer Anlage p die Zukaufsraten ab. Die Kenntnis des Konjunkturfaktors ermöglicht die Abschätzung der gegenwärtigen Altersstruktur von Technologien. Die Bestimmung der in der Periode t verbleibenden Kapazitäten von Anlage p lässt sich in allgemeiner Form wie folgt darstellen:

$$\bar{K}_p(t) = \bar{K}_p(0) \cdot \left(\frac{\sum_r kfac_{p,r} \cdot \varphi_p(t + q_r)}{\sum_r kfac_{p,r} \cdot \varphi_p(q_r)} \right) \quad (\text{Gleichung 7.47})$$

mit:

- $\bar{K}_p(t)$ Verbleibende Kapazität einer Anlagenpopulation mit der Technologie p in der Periode t .

- $kfac_{p,r}$ Konjunkturfaktor einer Technologie p , der einer Altersklasse r zugeordnet wird.
- q_r Spezifische Zeitspanne zwischen t=0 und dem Median der Altersklasse r .

7.2.4 Implementierung des Stofffluss- und Optimiermodells ARGUS

Zur Lösung eines linearen Gleichungssystems ohne Ganzzahligkeitsbedingungen¹⁰⁷ bietet sich im allgemeinen das Simplexverfahren an. Eine Darstellung des Simplexverfahrens und seiner Sonderformen sowie alternativer Verfahren zur linearen Optimierung (z.B. die Ellipsoid-Methode oder die Projektionsmethode von Karmarkar) findet sich beispielsweise in (Neumann 1975; Zimmermann 1987). ARGUS wurde in einer PC-Version in der Programmiersprache General Algebraic Modelling System (GAMS) implementiert. Die Software GAMS wurde im Auftrag der Weltbank speziell für die Modellierung großer und komplexer Systeme entwickelt (Brooke et al. 1998). Während der Optimierungsläufe, die zur Abschätzung der Auswirkungen der Einführung neuer umweltgesetzlicher Regelungen erforderlich sind, wandelt ein Matrixgenerator in GAMS (Precompiler) die Eingabe- und Programmdateien in ein lineares Optimierungsproblem um. Zur Lösung des Optimierungsproblems wird der Standardsolver OSL verwendet (andere Solver wie CONOPT, CPLEX, DICOPT, LAMPS, MILES, MINOS, MPSWRITE, PATH oder XA können ebenfalls unter GAMS verwendet werden (Brooke et al. 1988; Brooke et al. 1998). Die Lösung wird dem Benutzer als Report zur Verfügung gestellt.

Bei der derzeitigen Version von ARGUS-VOC werden insgesamt rund 2.000 verschiedene Prozesse in 1.100 unterschiedlichen Kombinationen (Maßnahmenkombinationen) und 1.500 verschiedene Flüsse betrachtet. Die Planungsperiode bei der Optimierung mit den Zieljahren 2010 bzw. 2015 wird dabei in vier bzw. fünf Teilperioden von fünf Jahren zerlegt. Die aus dem derart spezifizierten Stoffflussmodell generierte Matrix umfasst rund 24.000 Zeilen und 28.000 Spalten mit ungefähr 82.000 Nicht-Null-Elementen (Rentz et al. 1999f; Avci 2003).

7.3 Bestimmung der länderspezifischen Daten für die Anwendung von ARGUS

Die Untersuchung der ökonomischen und ökologischen Auswirkungen zukünftiger umweltrechtlicher Anforderungen in einer Region oder einem Land stützt sich zum einen auf die techno-ökonomische und ökologische Charakterisierung von Emissionsminderungsmaßnahmen auf Anlagen- bzw. Prozessebene. Dazu kann auf den Referenzanlagenansatz zurückgegriffen werden, der repräsentative Kategorien von Anlagen bietet (vgl. Kapitel 3 sowie (Rentz et al. 1998c; Nunge 2001; Geldermann et al. 2002a; Geldermann et al. 2003c)). Zum anderen müssen aber vor allem auch länderspezifische Daten bei der Analyse umweltrechtlicher Rahmenbedingungen berücksichtigt werden, denn nur durch Angaben über die tatsächliche Implementierung von Produktionsprozessen ist eine Abschätzung weiterer einsetzbarer Emissionsminderungsmaßnahmen und damit die Bestimmung von nationalen Kostenfunktionen möglich. Dazu sind die wirtschaftlichen Aktivitäten auf Sektorebene sowie der gegenwärtige Implementierungsstand von Technologien und Maßnahmen zur Vermeidung von VOC-Emissionen zu bestimmen, wie im Folgenden beschrieben wird. Abschließend werden die bisherigen Anwendungsgebiete des Stofffluss- und Optimiermodells ARGUS kurz vorgestellt.

¹⁰⁷ Ganzzahligkeitsbedingungen sind insbesondere dann erforderlich, wenn der Einfluss von Einzelanlagen auf das Gesamtsystem sehr hoch ist. Da in ARGUS zumeist eine große Anzahl verschiedener Anlagen modelliert werden, die im Einzelnen nur einen geringen Einfluss auf das Gesamtsystem haben, wird auf die Einführung von Ganzzahligkeitsbedingungen verzichtet.

7.3.1 Bestimmung der Aktivitäten auf Sektorebene

Auf Sektorebene sind die emissionserklärenden Parameter bzw. Aktivitäten für die Perioden zwischen Basis- und Zieljahr des Betrachtungszeitraumes zu bestimmen (je nach Sektor z.B. lackierte Fläche in der Lackierung, Rohöldurchsatz in Raffinerien, Verbrauch von Druckfarbe in Druckereien, hergestellte Mengen von Klebstoff, Farben, Glaswolle, usw.). In der Literatur finden sich jedoch nur selten verwendbare Projektionen für zukünftige Aktivitäten in den VOC-emittierenden Industriesektoren. Deshalb werden geeignete Verfahren für die Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der Aktivitäten in den betrachteten Sektoren benötigt. Ausgangspunkt für solche Aktivitätsprojektionen sind Vergangenheitsdaten der Aktivitäten in Form von Zeitreihen oder Einzelparametern und Hypothesen über kausale Zusammenhänge zwischen Vergangenheits- und Zukunftsdaten.¹⁰⁸ Zur Projektion der Nachfrageentwicklung sind folgende Schritte notwendig:

- Bestimmung der emissionserklärenden Parameter;
- Bestimmung des Planungshorizontes (Bezugsjahr und Periodenaufteilung);
- Bestimmung der Nachfrageentwicklung der Vergangenheit;
- Aufstellung und Überprüfung von Hypothesen über den kausalen Zusammenhang zwischen Vergangenheits- und Zukunftsdaten;
- Auswahl und Anwendung eines geeigneten Projektionsverfahrens.

Zur Bestimmung von Aktivitätszeitreihen bzw. Aktivitätsdaten für die Vergangenheit kann man insbesondere auf Verbrauchs- und Produktionsstatistiken zurückgreifen. Für andere Quellengruppen, wie die Lösemittelanwendung in Haushalten, bieten sich sozio-ökonomische Daten wie Bevölkerungszahlen oder Anzahl der Haushalte als Basisgrößen an.¹⁰⁹ Solche Statistiken sind in Veröffentlichungen verschiedener Organisationen gegeben, wie z.B. nationale statistische Ämter, EUROSTAT (Statistisches Amt der Europäischen Union), Europäische Kommission, OECD, UNECE, Weltbank, Industrieverbände, usw., können aber nur selten für ohne weitere Anpassung übernommen werden. So unterschieden sich beispielsweise die Systeme, auf deren Grundlage ökonomische Statistiken erstellt werden (z.B. die ISIC¹¹⁰-, NACE-Systematik¹¹¹ oder Gütergruppen und -klassen des GP95¹¹²), meist von der gewählten Emissionsquellenstruktur (nach CORINAIR). Ein *Emissionskataster* (oder *Emissionsinventar*) dient der Beschreibung einer bestimmten Emissionssituation in der Gegenwart oder in der Vergangenheit. *Emissionsprojektionen* hingegen bewerten die mögliche Entwicklung von emissionsgenerierenden Aktivitäten in der Zukunft und damit verbundene zukünftige Emissionen, basierend auf beobachteten Änderungen in der Vergan-

¹⁰⁸ Zu den Möglichkeiten und Grenzen der Prognose der technischen Entwicklung siehe z.B. (Jochem 1986)

¹⁰⁹ Ein Beispiel für die Verwendung sozio-ökonomischer Daten ist auch die Studie zur Identifizierung möglicher VOC-Emissionsminderungen durch die Begrenzung des VOC-Gehalts in bestimmten Produkten (Rentz et al. 2002c). Dabei wurde der Einsatz von VOC-reduzierten Klebstoffen, Reinigungsmitteln und Kosmetika in privaten Haushalten abgeschätzt.

¹¹⁰ ISIC (International Standard Industrial Classification of All Economic Activities) wird von der Statistical Commission of the United Nations herausgegeben.

¹¹¹ NACE steht für „Nomenclature générale des activités économiques dans les Communautés européennes“ (Wirtschaftszweigklassifikation der Europäischen Union).

¹¹² Mit Beginn des Jahres 2002 wurde das "Güterverzeichnis für Produktionsstatistiken, Ausgabe 2002" (GP 2002) zur Grundlage der vierteljährlichen Produktionserhebung des Statistischen Bundesamtes und ersetzt die Ausgabe 1995 (GP95). Die Aktualisierung wurde erforderlich, um das nationale Güterverzeichnis an die aktuelle Fassung der für eine europäische Produktionsstatistik entwickelten PRODCOM-Liste anzupassen.

genheit. Sie dienen der Erfüllung von Berichterstattungspflichten im Rahmen von internationalen Programmen, dem Schließen von Datenlücken bei der Erstellung von kurzfristigen Emissionsinventaren und der Analyse der Auswirkung von Umweltregelwerken auf zukünftige Emissionen (Oertel 1997; Holtmann 1997; Rentz et al. 1999e).

Tabelle 7-1: Unterschiede verschiedener Projektionsklassen

Verfahren	Ansätze	Zeit*)	Variablen**)	Funktion***)	Datenbedarf	Quellen z.B.
Qualitative Verfahren (Heuristische Prognosen)						
<ul style="list-style-type: none"> • Delphi-Methode • Allgemeine Expertenbefragung • Analogieschlüsse 	<ul style="list-style-type: none"> • Strukturierte Befragungen • Unstrukturierte Befragungen 		●		0	(Hansmann 1995)
Quantitative Verfahren						
• Zeitreihenprojektion	• Trendextrapolation über Polynom p-ter Ordnung	●			0/+	(Deistler/Neusser 1994; Hansmann 1995)
• Exponentielle Glättung	• Exponentielle Glättung p-ter Ordnung	●			0/+	(Hansen 1994; Hansmann 1995)
• Autoregressive Verfahren	<ul style="list-style-type: none"> • Autoregressive Verfahren p-ter Ordnung • Box-Jenkins- bzw. ARIMA****)-Verfahren • Adaptives Filtern 	●			+	(Hansen 1994; Hansmann 1995)
• Wachstums- und Sättigungsmodelle	<ul style="list-style-type: none"> • Logistische Funktion (z.B. Pearl-Funktion) • Gompertz-Funktion 	●			+	(Mertens 1994; Niederhübner 1994)
• Regressionsanalyse	<ul style="list-style-type: none"> • Indikatormethode • Multiple Regressionsanalyse 		●		+	(Niederhübner 1994; Schneeberger 1994)
• Ökonometrische Verfahren	<ul style="list-style-type: none"> • Zeitreihenanalysen, die im kausalem Zusammenhang stehen. • Integration von Funktionen, die die logischen Zusammenhänge darstellen. 		●	●	++	(Levenbach 1987; Niederhübner 1994)
<p>●: wird berücksichtigt *) Explizite Einbeziehung der Zeit **) Einbeziehung erklärender Variablen ***) Einbeziehung erklärender Variablen mit explizitem funktionalem Zusammenhang ****) engl. Autoregressive Integrated Moving Average</p>						
0: gering	+: mittel	++: sehr hoch				

Quelle: (Holtmann 1997; Laforsch 1999)

Tabelle 7-2: Ausgewählte Einflussgrößen für die Projektion der Aktivitäten im Sektor Lackierung

Lackieraufgabe	Einflussgrößen zur Analyse der kausalen Zusammenhänge in den Vergangenheitsdaten
Gewerbliche Lackierung außerhalb von Anlagen	
Große Lackierobjekte z. B. Schiffslackierung	<p><i>Konjunkturelle Lage</i></p> <p><i>Liegezeiten (Auftragsbearbeitungszeit)</i></p> <p><i>Internationale Konkurrenz (z. B. Geringere Umweltauflagen für Produkte in Russland)</i></p>
Gewerbliche Lackierung innerhalb von Anlagen	
Autoreparatur-lackierung	<p><i>Unfallaufkommen: Verkehrsregelungen,</i></p> <p><i>Autobestand: wirtschaftliche und demografische Entwicklungen</i></p> <p><i>Lebensdauer der Automobile</i></p> <p><i>Stundenverrechnungssatz: Versicherungen</i></p> <p><i>Einzugsgebiet (Nähe zu Mitbewerbern, Ballungsgebiete oder ländliches Gebiet)</i></p> <p><i>Standort (z.B. Grenzgebiet)</i></p> <p><i>innerbetriebliche Faktoren: z. B. Kooperation mit Autohäusern, mit Automobilherstellern</i></p>
Holzlackierung z. B. Schreinereien	<p><i>Einzugsgebiet</i></p> <p><i>Trends in der Möbelindustrie: Lebensdauer der Möbel</i></p> <p><i>Entwicklungen im Heimwerkerbereich</i></p>
Industrielackierung	<p><i>Outsourcing-Aktivitäten der Unternehmen</i></p> <p><i>Internationale Konkurrenz</i></p>
Industrielle Serienlackierung	
Serienlackierung von Fahrzeugen	<p><i>Trends Automobilindustrie</i></p> <p><i>Möbelbestand: wirtschaftliche und demografische Entwicklungen</i></p> <p><i>Konjunkturelle Lage</i></p>
Serienlackierung von Holz (z. B. Möbelindustrie)	<p><i>Trends Möbelindustrie</i></p> <p><i>Möbelbestand: wirtschaftliche und demografische Entwicklungen</i></p> <p><i>Konjunkturelle Lage</i></p>
Serienlackierung von Kunststoffen	<p><i>Trends z.B. Automobilindustrie, Möbelindustrie</i></p>
Bandbeschichtung	<p><i>Konjunkturelle Lage</i></p> <p><i>Produktionstrends in der Herstellung von lackierten Gütern bzw. Outsourcing durch die Unternehmen, die beschichtete Bleche einsetzen: z. B. Weiße Ware, Automobilindustrie</i></p>

Quelle: (Avci 2003)

(Holtmann 1997) beschreibt ausführlich geeignete Verfahren zur Datenanpassung, wie die Aggregation und Disaggregation von Aktivitätszeitreihen oder die Bearbeitung unvollständiger Zeitreihen. Die zur Projektion der Nachfrage einsetzbaren Verfahren lassen sich in qualitative und in quantitative Methoden unterteilen (Tabelle 7-1). Als qualitative Methoden sind beispielsweise Expertenbefragungen zu nennen. Zu den quantitativen Methoden werden die regressionsanalytischen und ökonometrischen Verfahren, die Zeitreihenprojektionen oder exponentielle Glättungen gezählt. Zeitreihenprojektionen (oder: Trendprojektionen, Zeitreihenanalysen) basieren im Gegensatz zu kausalen Projektionen maßgeblich auf den Vergangenheitsdaten der vorauszusagenden Variablen. Die Struktur der Vergangenheit wird untersucht, um aus dieser den zukünfti-

gen Verlauf einer Zeitreihe zu extrapoliieren. Zeitreihenprojektionen haben im Allgemeinen den Vorteil, dass sie einfach und schnell durchzuführen sind und dass die erforderliche Datenbasis nicht allzu umfangreich sein muss (Harvey 1994). Tabelle 7-2 zeigt exemplarisch wichtige marktbeeinflussende Größen sowie Prognoseverfahren für die Abschätzung der Aktivitäten im Lackiersektor.

Für die Berechnung der extrapolierten Zeitreihen und die Anwendung der Regressionsanalyse kann auf das im Emissionsprojektionsprogramm CASPER (Calculation Scheme for Predicting Emissions into Air) integrierte Projektionsmodul zurückgegriffen werden (Zachariadis et al. 1995; Holtmann 1997; Samaras et al. 1999). Je nach Verfahren können sich allerdings für einzelne Sektoren deutliche Unterschiede hinsichtlich der projizierten Werte für den Verlauf der Aktivitätszeitreihe insbesondere für Perioden, die weiter in der Zukunft liegen, ergeben.¹¹³ In der praktischen Umsetzung werden unter Berücksichtigung von Experteninformationen (z.B. für bestimmte Perioden in der Zukunft) und Plausibilitätsprüfungen (z.B. Ablehnung von Projektionen mit stark exponentiellem Wachstum) zunächst moderate Szenarien für die Zeitreihenprojektion ausgewählt und dann gegebenenfalls durch weitere Szenariorechnungen ergänzt.

7.3.2 Darstellung des gegenwärtigen Implementierungsstandes von VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen

Eine Darstellung des gegenwärtigen Implementierungsstandes von Technologien und Maßnahmen zur Vermeidung von VOC-Emissionen ist aufgrund des Fehlens unmittelbar zugänglicher Daten schwierig. Durch geeignete Vorgehensweisen können dennoch alle benötigten Daten hergeleitet werden, wie z.B. über:

- Herleitung der Implementierungsstände aus den Anforderungen der gegenwärtigen Umweltgesetzgebung,
- Befragen von Branchenexperten sowie Anwendern und Anbietern von Emissionsminderungs-technologien,
- Übertragung von Kenntnissen aus ähnlichen Sektoren durch Analogieschluss.

In einigen Sektoren werden bei der Definition von Emissionsstandards Vorgaben zu einzusetzenden Technologien bzw. Maßnahmen (teilweise in Kombination mit zu erreichenden Grenzwerten) gemacht. So fordert die Lösemittelrichtlinie für den Sektor der Autoreparaturlackierung für

¹¹³ (Laforsch 1999) zeigt beispielhaft für den Sektor Klebstoffproduktion in der Bundesrepublik Deutschland und ausgehend von Vergangenheitsdaten von 1975 – 1995 die Unterschiede bei der Anwendung von Methoden der Zeitreihenextrapolation (Extrapolation über Polynom 2. Grades bzw. lineare Extrapolation) für die extrapolierten Zeitreihen bis zum Jahre 2015.

bestehende und neue Anlagen den Einsatz von HVLP-Spritzpistolen und setzt damit neue Emissionsstandards mit Ablauf der Implementierungsfrist.¹¹⁴

7.3.3 Anwendungen des Stofffluss- und Optimiermodells ARGUS

Das Stofffluss- und Optimiermodell ARGUS-VOC wurde im Rahmen der Entscheidungsunterstützung für nationale Entscheidungsträger bereits für die folgenden Zwecke angewendet (Tabelle 7-3):

- Entwicklung einer Kostenfunktion für die Minderung von VOC-Emissionen in Deutschland (Rentz et al. 1998c)
- Entwicklung einer Kostenfunktion für die Minderung von VOC-Emissionen in Frankreich (Rentz et al. 1999a)
- Abschätzung der wirtschaftlichen Auswirkungen der Einführung der EG-Lösemittelrichtlinie in Frankreich (Rentz et al. 2000b)
- Identifikation von Minderungsmaßnahmen für die Region Paris, die über die Regelungen der EG-Lösemittelrichtlinie hinausgehen (Rentz et al. 2000b)
- Entwicklung eines Vorschlags für einen Maßnahmenplan zur Reduktion der Ozon-Vorläufersubstanzen NOx und VOC in Österreich bis 2010 gemäß NEC-Richtlinie (Joas et al. 2002)

Die Kostenfunktion bildet die minimalen Kosten ab, die in den einzelnen Sektoren dadurch verursacht werden, dass die vorgegebenen Emissionsminderungsziele für einen bestimmten Schadstoff in einem bestimmten Land zu einem bestimmten Zeitpunkt eingehalten werden (Avci et al. 2001a). Bild 7-6 zeigt exemplarisch zwei berechnete Kostenfunktionen für VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen in Frankreich (Rentz et al. 1999a). Die x-Achse bezeichnet die verbleibenden Emissionen (bzw. die vermiedenen Emissionen, die sich als Differenz zwischen den Emissionen im Basisjahr und der ermittelten Emissionsminderung ergeben), während auf der y-Achse die diskontierten Kosten als Differenz zu den Emissionsminderungskosten im Basisjahr aufgetragen sind. Die Kosten umfassen die Investitionen und die Betriebskosten, die durch zusätzlichen Stoff- und Energieeinsatz im Produktionssystem verursacht werden, indem die Emissionsminderungsziele eingehalten werden.

¹¹⁴ In anderen Bereichen kann der Implementierungsstand von Emissionsminderungsmaßnahmen bereits nahe 100 % liegen. So ergab eine Studie zum VOC-Minderungspotenzial beim Transport und Umschlag von Mineralölprodukten mittels Kesselwagen (Joas/Geldermann, 2003), dass die während des Transportes auftretenden Emissionen aus Kesselwagen nach dem Stand der Technik vernachlässigt werden können, da der Druckanstieg im Kessel von federbelasteten Überdruckventilen aufgefangen wird und die Atmungsverluste beim Transport von Ottokraftstoffen deshalb weniger als 0,001 % des Flüssigkeitsvolumens betragen. VOC-Emissionen bei der Beladung können durch Einsatz von Gaspendelungs- und Abgasreinigungssystemen oder eine Unterspiegelbefüllung reduziert werden. Diese Emissionsminderungsmaßnahmen sind bereits Stand der Technik in Folge der Umsetzung der 20. BImSchV (*Verordnung zur Begrenzung der Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen beim Lagern und Umfüllen von Ottokraftstoffen*, 1998). Allerdings verfügen in Deutschland eingesetzte, ausländische Kesselwagen nicht immer über diese technische Ausstattung. Hinzu kommt, dass universell einsetzbare Befüllrohre mit integrierter Abgaserfassung nur bei einigen Raffinerien installiert sind. Die Unterschiede der Fahrzeugausrüstung bestehen, weil europaweit noch keine einheitliche Normung der technischen Ausstattung existiert. Ausländische Fahrzeuge haben in Deutschland einen Anteil von ca. 20 % am Gesamttransport von Ottokraftstoffen. Als eine Alternative zur Nachrüstung der bestehenden Kesselwagen bzw. Umfülleinrichtungen könnte eine Verringerung der Emissionen durch eine sinnvolle Kombination der technischen Ausstattungen der Kesselwagen und der Anfahrt dazu kompatibler Umfüllstationen erreicht werden.

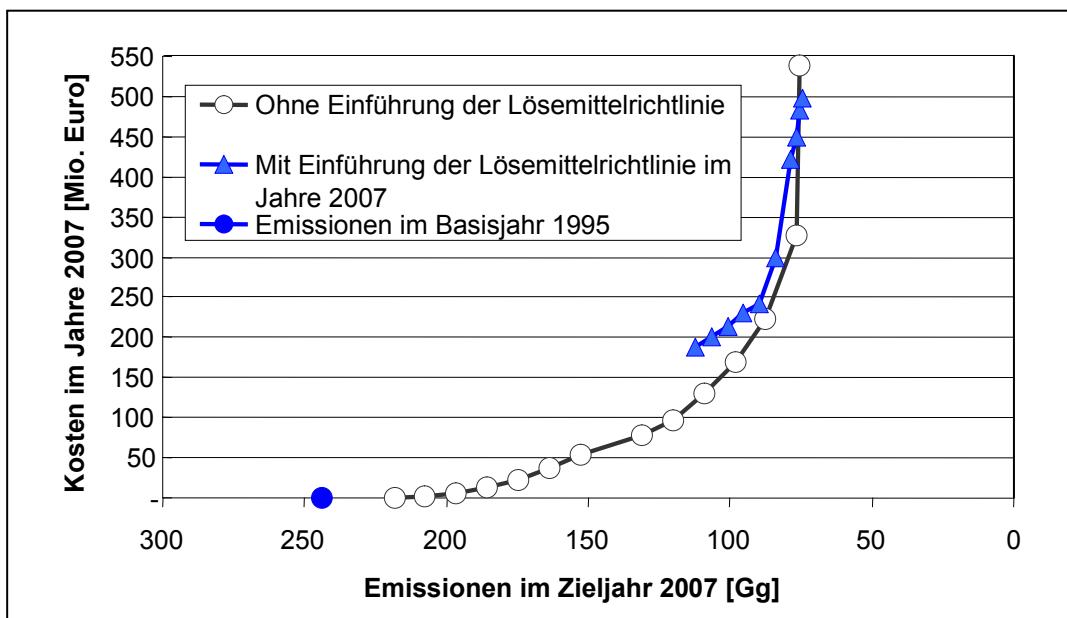


Bild 7-6: Kosten der Einführung der EG-Lösemittel-Richtlinie für Frankreich

Anmerkung: 1 Gigagramm = 1000 Tonnen; Quelle: (Rentz et al. 1999a)

Kostenfunktionen zeigen üblicherweise einen flachen Verlauf im unteren Bereich der Emissionsminderung, was dem Einsatz der kosteneffizientesten Emissionsminderungsoptionen entspricht. In einigen Fällen können signifikante Emissionsminderungen ohne zusätzliche Kosten erreicht werden. Sogar negative Kosten können sich ergeben, wenn durch den Einsatz von Emissionsminderungsmaßnahmen Einsparungen erzielt werden können, so dass solche Emissionsminderungsmaßnahmen auch als "no-regret-option" bezeichnet werden.¹¹⁵ Im weiteren Verlauf der Kostenfunktion steigen die Grenzkosten stark an, bis die maximal mögliche Emissionsminderung erreicht ist.

Bei allen durchgeführten Studien ist zu beobachten, dass eine Verlängerung der Übergangsfristen zu geringeren Kosten, ausgedrückt als Annuitäten, und zu höheren erreichbaren Emissionsminderungen führt. Dieser Unterschied erklärt sich aus dem Einfluss des strukturellen Wandels. Darüber hinaus zeigt sich in den Studien, dass der gewählte Zinssatz und der Implementierungsstand der Emissionsminderungsmaßnahmen (state of implementation of emission reduction options) einen erheblichen Einfluss auf den Verlauf der Kostenfunktionen haben (Zundel et al. 2000).

¹¹⁵ Vergleiche dazu auch Abschnitt 5.5, Fallbeispiel 4 zur Autoreparaturlackierung (Einsatz von Wasserbasislacken und HVLP-Spritzpistolen).

Tabelle 7-3: Anwendungsgebiete des Stofffluss- und Optimiermodells ARGUS-VOC

Merkmal \ Versionen	ARGUS-Deutschland	ARGUS-Frankreich	ARGUS-LR*)	ARGUS-PR_Paris**)
Einsatzziel	Erstellung von Strategien für kosteneffiziente NMVOC-Emissionsminderungsmaßnahmen		Abbildung der Auswirkungen der Umsetzung der EG-Lösemittelrichtlinie in Frankreich	Entscheidungsunterstützung bei der Aufstellung von Luftreinhalteplänen für die Region Paris
Zielgruppe	Nationale Entscheidungsträger			
Räumliche Auflösung	National			Regional
Emissionsquellen	Sämtliche lösemittelrelevante stationäre Quellen		In der EG-Lösemittelrichtlinie definierte Quellen	Für die Region Paris relevante stationäre Quellen
Anzahl Sektoren	40	35	21	15
Anzahl Prozesse	2.000	1.700	400	200
Planungshorizont	1995 bis 2020		1998-2010	
Zeitliche Auflösung	5 Perioden		6 Perioden und Berücksichtigung der Übergangsfristen (2005, 2007)	
Technologischer Detaillierungsgrad	Referenzanlagenansatz (Kapazitäts- und Technologieklassen)		Definition von Referenzanlagen unter Berücksichtigung der in der EG-Richtlinie definierten Schwellenwerte	
Gesetzliche Regelungen	/		EG-Lösemittelrichtlinie	
Szenarien	Variation der Übergangsfristen für Emissionsrestriktion Variation der Kapitalzinsen		Darstellung der Umsetzung der EG-Lösemittelrichtlinie in der betrachteten Region durch Ausschließen bzw. Forcieren von bestimmten Techniken Variation der Übergangsfristen Umsetzung des Minderungsziels der EG-Lösemittelrichtlinie durch freie Maßnahmenwahl	
Ergebnisse	Kosten für unterschiedliche Minderungsziele Absolutes Minderungspotenzial Minderung durch autonomen strukturellen Wandel		Minderungspotenzial der EG-Lösemittelrichtlinie Kosten der Umsetzung für einzelne Branchen Ermittlung des Gesamtminderungspotenzials	

*) ARGUS-LR : ARGUS-Lösemittelrichtlinie

**) ARGUS-PR-Paris : ARGUS für die Erstellung eines „Plan Régional“ (Luftreinhalteplan) für die Region Paris

Quelle: (Avci et al. 2001b)

7.4 Fallbeispiel 6: Erarbeitung eines Maßnahmenplans zur Umsetzung der NEC-Richtlinie in Österreich

Die Richtlinie 2001/81/EG über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschaadstoffe (NEC-Richtlinie) sieht in Österreich Obergrenzen für NO_x von 103.000 t/a und für anthropogene VOC von 159.000 t/a ab dem Jahr 2010 vor. Darüber hinaus erfordert das österreichische Ozon-

gesetz bis 31.12.2006 eine Reduktion der beiden Luftschaadstoffe um insgesamt 70 % gegenüber den Bezugsjahren 1985 bzw. 1988. Zur Erarbeitung eines Maßnahmenplans sind folgende konkrete Einzelziele zu erreichen (Joas et al. 2002; Rentz et al. 2002b; Geldermann/Rentz 2004d):

- Identifizierung von bestehenden bzw. beschlossenen, für VOC und NO_x emissionsrelevanten gesetzlichen und freiwilligen Maßnahmen der Wirtschaft sowie Quantifizierung der Potenziale,
- Abschätzung der Emissionsentwicklung bis 2010 auf der Grundlage vorhandener Emissionsabschätzungen,
- Abschätzung eines Basisemissionsverlauf ("Business as usual" Entwicklung), und
- Vorschläge für zusätzliche Maßnahmen, gewichtet nach Prioritäten und eingebunden in einen Maßnahmenplan.

Eine Voraussetzung für die Bestimmung des Handlungsbedarfs ist eine Beurteilung, welche Potenziale zur Verringerung der Emissionen der Ozon-Vorläufersubstanzen NO_x und VOC in bereits bestehenden bzw. geplanten gesetzlichen Maßnahmen liegen und welche zusätzlichen Maßnahmen eventuell erforderlich sind, um die für 2010 bestehenden Emissionshöchstgrenzen einzuhalten. Einerseits sind dabei zahlreiche gesetzliche Regelungen auf unterschiedlichen Ebenen (Land, Bund, EU) zu berücksichtigen, die verschiedene Regelungsmechanismen nutzen (emissionsbezogene Grenzwerte, Vorschriften zu technischen und organisatorischen Maßnahmen, Verpflichtung auf die Besten Verfügbaren Techniken etc.) und meist mehrere Zielsubstanzen ansprechen (Lösungsmittel, VOC, CKW, NO_x, Schadstoffemissionen allgemein). Andererseits besteht die Notwendigkeit, einen Bezug der Regelungen und Maßnahmen auf die konkrete Unternehmenswirklichkeit - in der bis zum Jahre 2010 kontinuierliche Veränderungen durch Marktmechanismen und Technologieentwicklungen stattfinden - in einer Vielzahl von Branchen herzustellen.

Ausgehend von den Technischen Anhängen zum Göteborg-Protokoll und den BREF-Dokumenten, die zahlreiche Emissionsminderungsmaßnahmen für die betroffenen Sektoren technisch-ökonomisch charakterisieren (Rentz et al. 1998b; Nunge 2001; Rentz et al. 2003a), können zukünftig einsetzbare Emissionsminderungsmaßnahmen für Österreich in ARGUS modelliert werden. Dazu sind folgende Fragestellungen zu klären:

- Ermittlung der lösemittelrelevanten Sektoren (z.B. Relevanz der Buslackierung in Österreich).
- Ermittlung der relevanten Referenzanlagen in Österreich, deren durchschnittliche Lebensdauerverteilung sowie deren Größenverteilung.
- Derzeitige sowie zukünftige Aktivität pro Sektor (z.B. jährliche Produktion von Lacken, gereinigte Textilien, Möbeln, usw.) in Österreich.
- Anteil der bereits eingesetzten Minderungsmaßnahmen in Österreich und Ermittlung der relevanten Minderungsmaßnahmen.
- Überprüfung der Kostenstruktur für Österreich (Preise für Produkte, Arbeitszeiten, Gehälter, Betriebstufen).
- Integration der aktuellen rechtlichen Regelungen auf Anlagenebene für Österreich.

Nachdem diese Fragen beantwortet sind, können mit ARGUS verschiedene Funktionen berechnet werden, z.B.:

- Kosten der Einführung bestimmter Emissionsgrenzwerte für einen Sektor und für einen definierten Planungshorizont.
- Kosten für eine weitergehende Minderung als durch die NEC-Richtlinie gefordert.
- Technologieverteilung (Allokation optimaler Maßnahmen) für ein gegebenes Minderungsziel.

7.4.1 Modellierung der Szenarien und Übergangsfristen

Die Emissionsentwicklung wird durch bereits bestehende Regelungen und gesetzliche Maßnahmen beeinflusst, die zum Teil mit Übergangsfristen wirken. Im Modell können deshalb verschiedene Szenarien mit verschiedenen Start- und Zieljahren der Planungsperiode und mit unterschiedlichen Übergangsfristen zum Erreichen der Umweltvorgaben abgebildet werden. Da die Emissionsobergrenzen gemäß NEC-Richtlinie bis zum Jahre 2010 erreicht werden müssen, sind zwei Extremfälle denkbar: In einem Fall wird das Emissionsziel gleich zu Beginn der Übergangsfrist, im anderen erst am Ende der Übergangsfrist erreicht. Ein linearer Minderungsverlauf über der gesamten Planungsperiode kann ebenso im Modell abgebildet werden (vgl. Bild 7-7).

Durch Änderungen der wirtschaftlichen Aktivitäten verändern sich bereits die Ist-Emissionen bis 2010. Dieser Einfluss des Wirtschaftswachstums ist getrennt von den Wirkungen technologischer Anlagenänderungen oder den Wirkungen gesetzlicher Maßnahmen zu sehen. Weil eine exakte Prognose nicht möglich ist, wird das Wirtschaftswachstum plausibel abgeschätzt und die angesetzten Werte werden im Rahmen von Szenarien variiert. Betrachtet man gleichzeitig mit dem wirtschaftlichen Wachstum die Effekte von bestehenden gesetzlichen Regelungen und die Umsetzung von Planungen der Wirtschaft, so ergibt sich ein Basisemissionsverlauf („Business as usual“ Szenario). Falls diese Emissionen über den Zielvorgaben der NEC-Richtlinie liegen, sind geeignete zusätzliche Emissionsminderungsmaßnahmen vorzuschlagen.

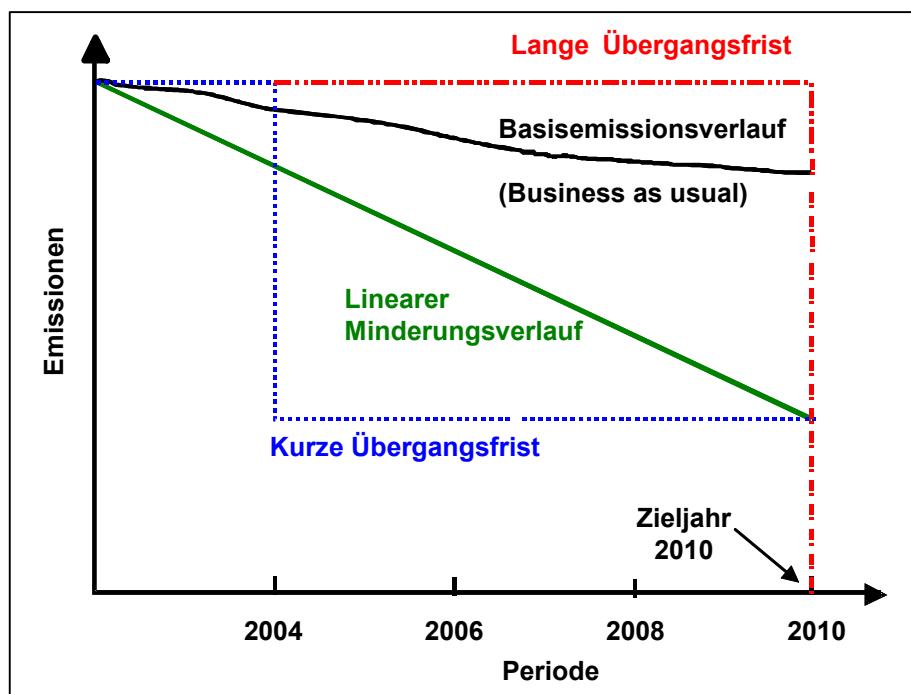


Bild 7-7: Variation der Übergangsfristen als Bestandteil der Umsetzungsstrategie

7.4.2 Exemplarische Ermittlung der Emissionsentwicklung

Die Anwendung von ARGUS für die Erarbeitung eines Maßnahmenplans zur Umsetzung der NEC-Richtlinie wird im Folgenden exemplarisch am Sektor „Metallentfettung“ in Österreich beschrieben (Rentz et al. 2002b). Dieser Sektor umfasst nach dem CORINAIR 94 SNAP Code die Quellenkategorie 06 02 01 (siehe Tabelle 7-4) das Reinigen und Entfetten metallischer Teile oder Produkte in industriellen Anlagen. Dabei werden wasserunlösliche Substanzen wie Fette, Öle,

Wachse etc. von der Oberfläche entfernt.¹¹⁶ Die Entfettung wird vor einer Lackierung oder anderer Oberflächenbehandlung durchgeführt.

Tabelle 7-4: Auszug aus dem CORINAIR SNAP Code

SNAP	Beschreibung
06 00 00	Lösemittelanwendung
06 01 00	Lackanwendung
06 02 00	Reinigung
06 02 01	Metallentfettung
06 02 02	Trockenreinigung
06 02 03	Elektronikindustrie
06 02 04	Sonstige industrielle Reinigungsprozesse
06 03 00	Herstellung oder Verarbeitung chemischer Produkte
06 04 00	Andere Einsatzarten von Lösemitteln und verwandte Aktivitäten
06 05 00	Einsatz von HFKW (Fluorierten Kohlenwasserstoffen), N ₂ O (Distickstoffoxid / Lachgas), NH ₃ (Ammoniak), PFKW (Perfluorkohlenwasserstoffe) und SF ₆ (Schwefelhexafluorid)

In der Regel werden halogenierte organische Verbindungen, nicht-halogenierte organische Verbindungen (jeweils mit ca. 70 – 90 % Lösemittelgehalt) oder wasserbasierte Agenzien (ca. 1 % Lösemittelgehalt) eingesetzt. Die Wahl des Lösemittels richtet sich vor allem nach der Lösbarkeit der zu entfernenden Substanz und der Toxizität, der Entzündbarkeit, dem Flammpunkt, der Verdampfungsrate, dem Siedepunkt und den Kosten (Rentz et al. 1995a; Berdowski et al. 1996; Rentz et al. 1999h). Entfettungsverfahren wie Sandstrahlen werden nur in speziellen Fällen verwendet. Überwiegend kommen nasse Verfahren zum Einsatz:

- Als *kalte Entfettung* (mit halogenierten Kohlenwasserstoffen und mit nicht-halogenierten Kohlenwasserstoffen) gelten Wischen, Sprühen, Bürsten, und Tauchen in offenen oder geschlossenen Systemen. Eingeschlossen ist das Eintauchen von Produkten in warme Bäder, solange der Siedepunkt des Lösemittels nicht erreicht wird.
- Die *Dampfentfettung* (mit halogenierten Kohlenwasserstoffen und mit nicht-halogenierten Kohlenwasserstoffen) basiert auf der Dampfkondensation auf kalten Werkstücken, bis die Teile dieselbe Temperatur wie der Dampf aufweisen. Der Prozess kann in offenen oder geschlossenen Dampfentfettungsanlagen ablaufen.
- Bei der *wasserbasierten Entfettung* ist das Entfettungsmittel in der Regel alkalisch. Mechanische Verfahren und Wärme unterstützen den Reinigungsprozess.

Die Oberflächenentfettung kann eher als industrielle Aktivität als eine Branche charakterisiert werden. Reinigung und Entfettung stellen einen Teil eines Gesamtprozesses dar und finden dementsprechend in sehr vielen Anlagen statt, wie z.B. bei der Herstellung von Automobilen, Flugzeugen, elektronischen Bauteilen, Büromaschinen oder beim Einsatz von Kältetechnik. Diese Aufzählung verdeutlicht, dass ganz unterschiedliche Materialien zu reinigen sind, so dass wiederum verschiedene Arten an Reinigungsmitteln erforderlich sind. Um den Stand der Technik in Österreich ange-

¹¹⁶ Die Quellenkategorie 06 02 01 "Surface Cleaning Activities" nach CORINAIR 94 SNAP Code umfasst außerdem das Reinigen von Plastik, Glaswolle, Leiterplatten und anderen Oberflächen (Berdowski et al. 1996).

messen zu repräsentieren, wird in ARGUS eine Mischung von halogenierten organischen, nicht-halogenierten organischen und wasserbasierten Reinigungsmitteln zugrunde gelegt.

7.4.2.1 Referenzanlagen im Sektor Metallentfettung in Österreich

Für die repräsentative Abbildung des Sektors Metallentfettung in Österreich werden sechs Referenzanlagen sowie zehn Primärmaßnahmen zur Emissionsreduktion identifiziert. Sekundärmaßnahmen werden nicht berücksichtigt, da sie nur in Großanlagen zum Einsatz kommen. Dort stellt die Kondensation der verdunsteten Lösungsmittel eine Option dar, falls die Anlage gekapselt ist. Auch die Adsorption ist prinzipiell anwendbar, doch nicht für die derzeit in Österreich implementierten Anlagen geeignet.

Tabelle 7-5: Referenzanlagen im Sektor Metallentfettung in Österreich

Reference Installation Code (RIC)	Beschreibung
01	kleine Anlage mit CKW, Abgasreinigung mit Aktivkohlefilter, Betriebszeit 500 h/a, Schmutzfracht 0,3 Mg/a
02	mittlere Anlage mit CKW, Abgasreinigung mit Aktivkohlefilter, Betriebszeit 2.000 h/a, Schmutzfracht 2 Mg/a
03	große Anlage mit CKW, Abgasreinigung mit Aktivkohlefilter, Betriebszeit 4.000 h/a, Schmutzfracht 12 Mg/a
04	kleine Anlage mit organischen Lösemitteln, Abgasreinigung mit Aktivkohlefilter, Betriebszeit 500 h/a, Schmutzfracht 0,3 Mg/a
05	mittlere Anlage mit organischen Lösemitteln, Abgasreinigung mit Aktivkohlefilter, Betriebszeit 2.000 h/a, Schmutzfracht 2 Mg/a
06	große Anlage mit organischen Lösemitteln, Abgasreinigung mit Aktivkohlefilter, Betriebszeit 4.000 h/a, Schmutzfracht 12 Mg/a
Primary Measure Code (PMC)	Beschreibung
00	Kein Einsatz von Primärmaßnahmen
01	mechanische Vorreinigung
02	Optimierte Befüll- und Entleertechnik (z.B. Gaspendedlung)
03	Physikalische Reinigungsunterstützung
04	<i>Good housekeeping</i> (organisatorische Maßnahmen und sorgsamer Umgang mit Stoffen und Energien)
05	<i>Improved equipment</i> (Verbesserte Ausstattung wie geeignete Schleusentechnik, verbesserte Mess- und Regeltechnik)
06	Kreislaufschließung (Luftverschiebetechnik, Tiefkühlkondensation, Vakuum-anlagen)
07	Kombinierte Anlagenoptimierung unter Beibehaltung des Reinigungsmediums
08	Substitution von CKW durch wässrige Lösemittel
09	Substitution von organischen durch wässrige Lösemittel
10	Plasmaverfahren

Die ökonomische Bewertung (Tabelle 7-6) basiert auf der Schätzung der zusätzlichen Investitionen und Betriebskosten für die Implementierung der VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen (Rentz et al. 2002b; Geldermann et al. 2003c). Dabei ist zu beachten, dass diese spezifischen ökonomischen Werte stark abhängig sind von Faktoren wie der Anlagenkapazität, der Abscheideeffizienz, der VOC-Konzentration im Rohgas, der Art der Technologie und der gewählten neuen Installationen im Vergleich zum Umrüsten der alten Anlage (engl. Retrofitting). Entsprechend können die durch sie verursachten bzw. beeinflussten Kosten sowie das resultierende Ranking der Maßnahmen nach Kosten sehr stark variieren, so dass diese Werte nicht verallgemeinert werden können.

(Rentz et al. 1999h). Negative zusätzliche Betriebskosten bedeuten, dass durch die Einführung der Emissionsminderungsmaßnahme Einsparungen erzielt werden können (“no-regret”-Maßnahmen).

Tabelle 7-6: Emissionsfaktor, zusätzliche Investitionen und Betriebskosten, und Minderungseffizienz relevanter Minderungstechnologien

Kombinationscode (RIC SMC)	PMC	Emissionsfaktor für VOC [Mg VOC/Mg Schmutzfracht]	Zusätzliche Investition (I) [€]	Zusätzliche Betriebskosten (OC) [€ / a]	Minderungseffizienz [%]	Lebensdauer [a]	Anteil der Referenzanlagen an der Aktivität im Sektor [%]
01 00 00	1	0	0	0	20	30	
01 03 00	0,9	5.000	3.000	10	20	5	
01 04 00	0,85	1.000	-2.000	15	20	5	
01 05 00	0,65	10.000	-5.000	35	20	5	
01 06 00	0,6	20.000	8.000	40	20	0	
01 07 00	0,4	30.000	-1.000	60	20	55	
01 08 00	0	100.000	-5.000	100	20	0	
01 10 00	0	1.000.000	50.000	100	20	0	
02 00 00	0,5	0	0	0	20	20	
02 01 00	0,4	3.000	-1.000	20	20	5	
02 02 00	0,45	3.000	0	10	20	5	
02 03 00	0,45	3.000	2.000	10	20	5	
02 04 00	0,425	2.500	-3.500	15	20	5	
...

Anmerkung: Alle Daten sind auf das Basisjahr 2000 bezogen.

Tabelle 7-7: Altersstruktur existierender Anlagen

PMC	Alterskategorie [Anteil der Anlagen in % des Gesamtbestands]			
	<3 Jahre	<6 Jahre	<10 Jahre	>10 Jahre
00	10	10	10	70
01	10	10	10	70
02	50	40	10	0
03	10	10	10	70
04	20	20	20	40
05	50	40	10	0
06	nicht implementiert			
07	50	40	10	0
08	nicht implementiert			
09	nicht implementiert			
10	nicht implementiert			

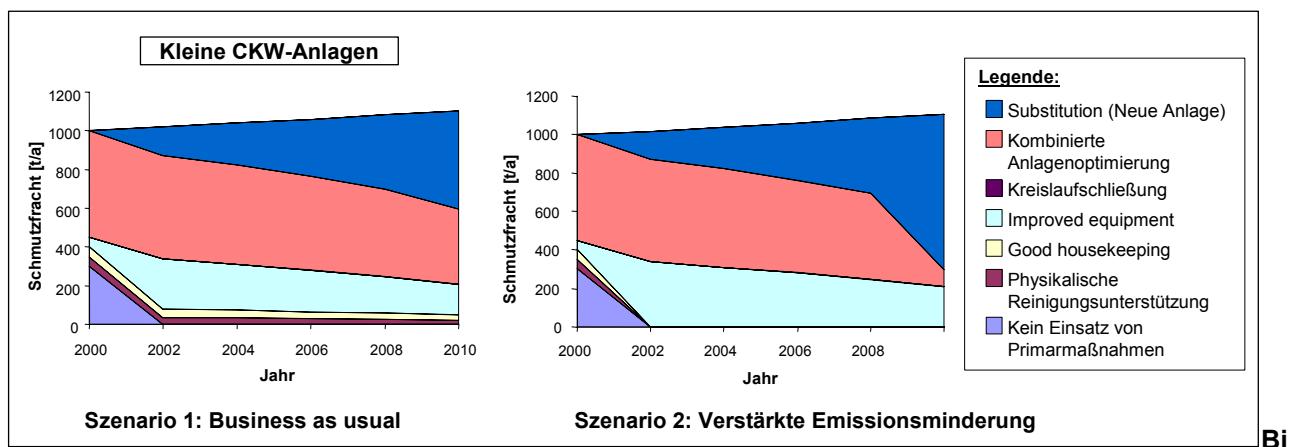
Die Schätzung der VOC-Emissionsminderung (Tabelle 7-6) ist auf die Schmutzfracht bezogen, da sowohl konventionelle als auch wasserbasierte Reinigungssysteme eine vergleichbare Menge an Abfällen und Reststoffen produzieren. Der Lösemittelverbrauch würde hier keine geeignete Bezugsgröße darstellen (vgl. dazu auch Abschnitt 4.2. zur Verwendung der Verbrauchskapazität in Anhang I 6.7. der IVU-Richtlinie als Vergleichsmaßstab). Falls die Implementierung der VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen mit dem üblichen Reinvestitionszyklus zusammenfällt, gibt es

Potenzielle zur Kosteneinsparung. Daher wird die Altersstruktur der existierenden Anlagen ermittelt und die verbleibende Lebenszeit anhand des Lebensdauermodells in ARGUS abgeschätzt (Tabelle 7-7).

7.4.2.2 Modellergebnisse

Ausgehend von den Referenzanlagen für die Metallentfettung in Österreich (vgl. Tabelle 7-6 und Tabelle 7-7) wird in ARGUS die lineare Optimierung durchgeführt. Als Szenarien werden verschiedene mögliche zukünftige Entwicklungen bis zum Jahre 2010 betrachtet. Bild 7-8 und Bild 7-9 zeigen ausgewählte Modellergebnisse. Bild 7-8 (links) zeigt die berechnete Verteilung der Referenzanlagen für das „business-as-usual“-Szenario, bei dem ein autonomer technologischer Wandel zu umweltfreundlicheren Techniken und Verfahren unterstellt wird, sowie nur von einem Ersatz bestehender Anlagen am Ende ihrer Lebenszeit durch effizientere Techniken ausgegangen wird. Dabei wird zugleich eine Zunahme der jährlichen Aktivitäten von 1 % (berechnet als Schmutzfracht) angenommen. Ab dem Jahr 2002 verwenden alle kleinen CKW-Anlagen, die bislang keine Emissionsminderungsmaßnahmen einsetzen, „improved equipment“ (Primary Measure Code (PMC): 05), weil dann die CKW-Anlagen-Verordnung eine Begrenzung der Emission von chlorierten organischen Lösemitteln aus CKW-Anlagen in gewerblichen Betriebsanlagen fordert. Eine kombinierte Optimierung wird nicht weiter verfolgt, wenn alle neuen Installationen auf wasserbasierte Reinigungsmittel umstellen werden. Der Anteil der substituierten Reinigungsmittel und der „improved equipment“ steigt am stärksten. Dadurch werden die VOC-Emissionen im gesamten Sektor um etwa 40 % sinken, wie Bild 7-9 zeigt. Der Rückgang verlangsamt sich im Jahr 2002, wenn keine Anlagen mehr ohne Emissionsminderungsmaßnahmen betrieben werden.

Bild 7-9 zeigt auch die zusätzlichen Kosten durch die eingeführten Emissionsminderungsmaßnahmen. Weil die verbesserte Ausstattung zu größeren Materialeinsparungen bei geringen Investitionen führt, nehmen die gesamten diskontierten Kosten bis zum Jahre 2002 ab. Von diesem Zeitpunkt an werden höhere Investitionen in neue Anlagen zu steigenden Kosten führen.



Id 7-8: Berechnete Verteilung der Referenzanlagen für zwei Szenarien

In anderen Szenarien werden die Konsequenzen der Umsetzung der EU-Lösemittelverordnung (1999/13/EC) in österreichisches Recht oder andere Entwicklungen der Aktivitäten des Sektors als Nebenbedingungen der linearen Optimierung modelliert. Beispielsweise unterstellt Szenario 2 (rechts in Bild 7-8) eine verschärfte VOC-Emissionsminderung auf 674 t/a bereits im Jahr 2006 (die im Szenario 1 (business-as-usual) erst für 2010 erreicht wird) und auf 400 t/a im Jahr 2010. Dies entspricht einer kürzeren Übergangsfrist. Betrachtet man den Stand der Technik, kommen nur die Primärmaßnahmen 07, 08, 09 und 10 zum Einsatz. Darüber hinaus wird angenommen, dass eine Umstellung auf andere Emissionsminderungsmaßnahmen für alle ursprünglich instal-

lierten Anlagen möglich ist. So rüsten alle bestehenden Anlagen ad hoc auf eine verbesserte Ausstattung um, da dies die kosteneffizienteste Emissionsminderungsmaßnahme in diesem Sektor ist. Umrüstungen, die Investitionen erfordern, werden so lange wie möglich aufgeschoben, etwa bis zum Ende des Jahres 2007, wenn die durch die EU-Lösemittel-Richtlinie geforderten VOC-Emissionsminderungen umgesetzt werden müssen.

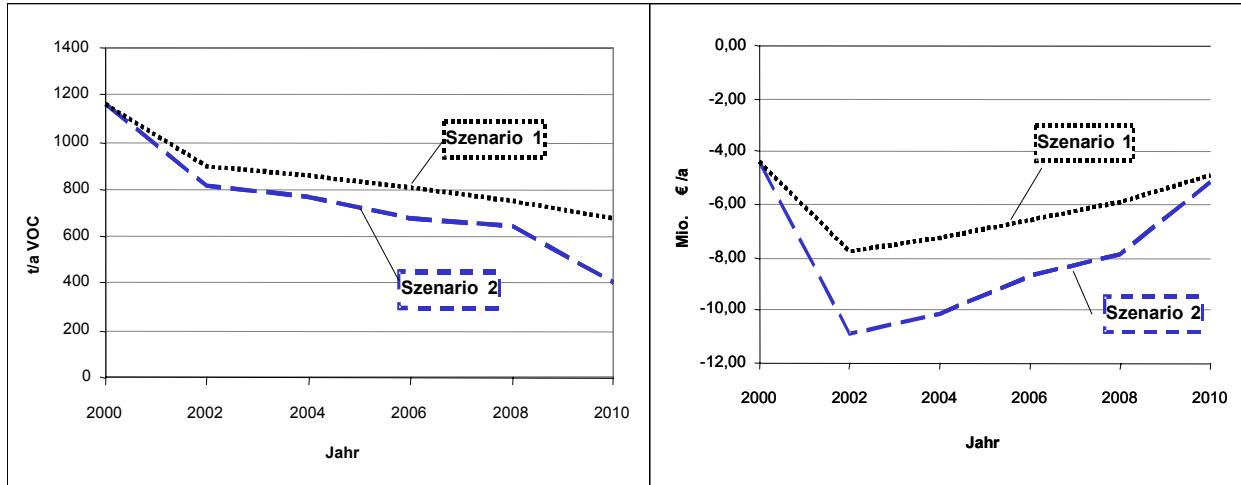


Bild 7-9: Emissionsentwicklung (links) und zusätzliche Kosten (rechts) für zwei Szenarien

7.4.3 Unsicherheitsbetrachtungen

Modellergebnisse weisen naturgemäß Unsicherheiten auf, da ein Modell nie mehr als einen begrenzten Ausschnitt aus der Realität bieten kann (Schneeweiss 2002). Quantitative Aussagen hierzu besitzen nur eine eingeschränkte Aussagekraft, da die Unsicherheit wesentlicher Grunddaten entweder nur mit geringer statistischer Absicherung bekannt oder im Einzelfall nicht unmittelbar bekannt ist und aus anderen Untersuchungen abgeschätzt werden muss. Eine grundsätzliche Behandlung des Problems der Unsicherheiten in Emissionsinventaren und –prognosen findet sich in (Winiwarter/Orthofer 2000; Rypdal/Winiwarter 2001; Winiwarter/Rypdal 2001). Danach lässt sich die Ergebnisunsicherheit im Wesentlichen durch die Unsicherheiten in den Aktivitätsdaten und in den Emissionsfaktoren darstellen. Folglich sind die Modellergebnisse mit den gleichen Unsicherheiten wie die Emissionsbilanz des Bezugsjahres behaftet. Durch die getroffenen Modellannahmen kommen weitere Abweichungen hinzu. Solche Fehler lassen sich erst nachträglich durch Vergleich mit der tatsächlich eintretenden Entwicklung bestimmen.

In der strategischen Planung komplexer Systeme wird die Szenariotechnik eingesetzt, um Unsicherheiten zu berücksichtigen und verschiedene mögliche zukünftige Entwicklungen durchzuspielen. Durch den Vergleich mehrerer exploratorischer Szenarien lassen sich Auswirkungen von Entscheidungen analysieren (Hansmann 1995; Schlenzig 1997; Wietschel 2001). Für die Szenariodefinition im Modell ARGUS können z.B. Start- und Zieljahr der Planungsperiode variiert werden, unterschiedliche Übergangsfristen zum Erreichen der Emissionsobergrenzen definiert werden, verschiedene Annahmen zu Strategien der Technologiesubstitution unter Berücksichtigung der Lebensdauer existierender Anlagen oder die Auswirkungen von Zinsänderungen oder geänderten Subventionierungspraktiken untersucht werden. Eine hohe technologische und zeitliche Auflösung im Modell erlaubt zudem die Berücksichtigung von dynamischen Effekten, die während der Planungsperiode auftreten, wie beispielsweise neue Technologieentwicklungen, Veralten von Technologien, aber auch Variation der Nachfrage nach Produkten bzw. Produktionskapazitäten.

Bei der Erarbeitung von Emissionsminderungsstrategien ist eine Tendenz zu konservativen Annahmen zu beobachten, die zu einer systematischen Überschätzung führt. Dies bedeutet, dass sich der Unsicherheitsbereich nicht symmetrisch um den Schätzwert verteilt, sondern dass die tatsächlichen Emissionen im Bezugsjahr etwas höher oder aber deutlich geringer als die ausgewiesenen Ergebnisse sein werden. (Winiwarter/Rypdal 2001) gehen beispielsweise in ihrer Studie zu Emissionsinventaren für Treibhausgase davon aus, dass der wahre Wert zwischen + 10 % und - 30 % um den Schätzwert für die Gesamtemission NO_x liegt.

7.4.4 Schlussfolgerungen aus dem Fallbeispiel

Für die Entwicklung eines Maßnahmenplans zur Umsetzung der NEC-Richtlinie sind schließlich Umsetzbarkeit und technische Durchführbarkeit der Emissionsminderungsstrategien, die mit dem Modell ARGUS berechnet wurden, zu hinterfragen. Dazu sind zunächst die Auswirkungen zusätzlicher rechtlicher und freiwilliger Regulierungen zu untersuchen, die nicht durch die Nebenbedingungen der linearen Optimierung abgedeckt wurden. So sind einerseits Synergieeffekte zwischen der NEC-Richtlinie und der EG-Lösemittel-Richtlinie zu erwarten, die beide auf die Reduzierung der VOC-Emissionen zielen. Andererseits wird auch die IVU-Richtlinie (96/61/EG), die einem integrierten Ansatz ohne explizite Reduktionsziele folgt, zu Emissionsminderungen führen. Darüber hinaus sind mögliche ökologische Konsequenzen zu beachten, wenn etwa Reaktionsprodukte oder Abwasser zu transmedialen Problemverlagerungen führen können.

Weder aus den Eingangsdaten noch aus den Ergebnissen des Modells ARGUS sind sozioökonomische Auswirkungen wie größerer oder geringerer Personalbedarf oder geänderte Personalqualifikation abzulesen. Gerade diese Aspekte können zu erheblichem Widerstand seitens der industriellen Interessenverbände führen. Ebenso sind latente Ausweichmöglichkeiten und Ausweichstrategien von Anlagenbetreibern zu beachten, um die Wirksamkeit der vorgeschlagenen Maßnahmen abzuschätzen (Joas et al. 2002).

Schließlich spielen die Durchsetzbarkeit in Vollzug und Kontrolle sowie etwaiger Motivations-, Schulungs- und Weiterbildungsbedarf, der sich aus technischen, organisatorischen und auch wirtschaftlichen Maßnahmen ergeben kann, eine wesentliche Rolle bei der Beurteilung der praktischen Umsetzbarkeit der im Modell ermittelten Emissionsminderungsstrategien. Derartige Kosten/Nutzen-Abwägungen können allerdings schwerlich in formalen Modellen abgebildet werden. Vielmehr sind solche Überlegungen fallspezifisch für die industriellen Sektoren ergänzend von Sachverständigen anzustellen.

7.5 Fallbeispiel 7: Einsatz von ARGUS für das betriebliche Informationsmanagement in der Lackindustrie

Nachdem im Fallbeispiel 6 die Anwendung des Stofffluss- und Optimiermodells ARGUS für die Erarbeitung von nationalen Emissionsminderungsstrategien gezeigt wurde, wird in diesem Fallbeispiel eine betriebliche Anwendung vorgestellt. Neben den Lackanwendern sind auch die Lackproduzenten von den neuen umweltrechtlichen Regelungen betroffen. Für Lackproduzenten sind nicht nur die umweltrechtlichen Rahmenbedingungen von Bedeutung, die das eigene Unternehmen unmittelbar betreffen (z.B. die Chemikalienpolitik der EU, vgl. Abschnitt 2.1.6), sondern auch solche Regelungen, die die Entwicklung des Abnehmermarkts beeinflussen, wie die EG-Lösemittel-Richtlinie (1999/13/EC) und die Richtlinie zur VOC-Begrenzung in Farben und Lacken (2004/42/EC), die auf eine Substitution konventioneller Lacksysteme durch wasserbasierte Produkte zielen. Dies hat Auswirkungen auf den Absatz von Lackprodukten, der durch zahlreiche

komplementäre bzw. konkurrierende Beziehungen zu den technischen Entwicklungen der Lackier- bzw. Anlagentechnik gekennzeichnet ist.

Da lösemittelreduzierte Produkte sowohl in der industriellen als auch der gewerblichen Anwendung bislang als Innovationen gelten, sind quantitative Prognosen auf der Basis vergangenheitsbezogener Werte nicht möglich. Für die strategisch-taktische Produktprogrammplanung sind jedoch verlässliche Absatzprognosen erforderlich, die in der Literatur als gegeben angenommen werden. Daher wird im Folgenden ein Vorgehensmodell zur systematischen Informationsbeschaffung und Analyse der zukünftigen Entwicklungen auf dem Lackanwendermarkt entwickelt und am Beispiel der Autoreparaturlacke konkretisiert (Avci 2003; Geldermann et al. 2005a).

7.5.1 Vorgehensmodell zur Produktprogrammplanung

Das Vorgehensmodell besteht aus den Stufen Informationsbeschaffung, -verdichtung und -analyse (Bild 7-10). Zunächst werden Informationen über die Lackierprozesse sowie über die Rahmenbedingungen der Lackierbetriebe durch eine Ausweitung der produktbegleitenden Dienstleistungen der Lackproduzenten gesammelt. Dabei werden Instrumente des Stoffstrommanagements eingesetzt. Die aufbereiteten betrieblichen Daten der Kunden (Lackierbetriebe) werden schließlich im Stofffluss- und Optimiermodell ARGUS-Lack analysiert, wie im Folgenden näher beschrieben wird.

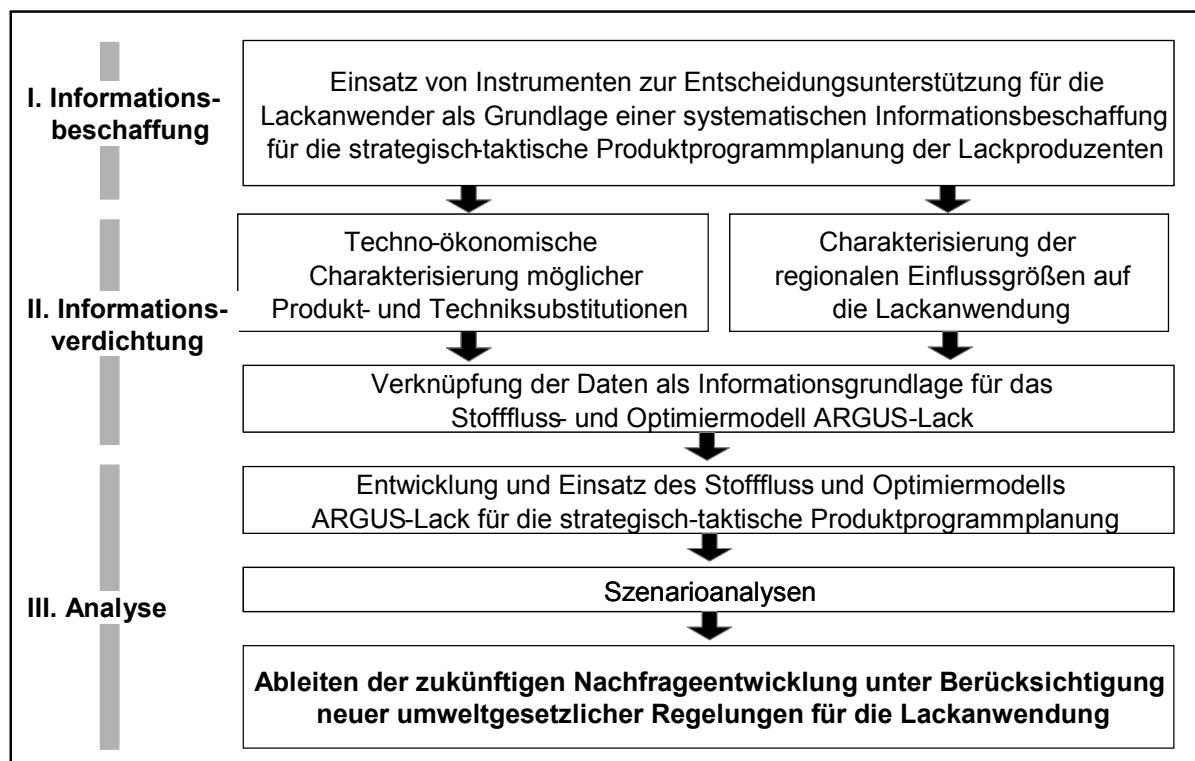


Bild 7-10: Stufen des betrieblichen Informationsmanagements in der Lackindustrie

7.5.2 Informationsbeschaffung

Die erste Stufe des Vorgehensmodells umfasst die Informationsbeschaffung durch eine Ausweitung der produktbegleitenden Dienstleistungen durch die Lackproduzenten im Rahmen des

Kundendienstes und des „Service Engineerings“¹¹⁷ (Bild 7-11). Aufgrund der besonderen Produkt- und Marktmerkmale von Lacken bestehen in der Regel bereits enge Beziehungen zwischen den Kundenberatern der Lackproduzenten und den Lackanwendern.

Die neuen umweltrechtlichen Regelungen erfordern die Umstellung von konventionellen Lackierverfahren. Allerdings fehlen häufig den Lackanwendern die notwendigen Kenntnisse, um diese Änderungen selbstständig durchzuführen, so dass sie derzeit auf die Kundenberatung der Lackproduzenten angewiesen sind. Durch den Einsatz von Instrumenten des Stoffstrommanagements (vgl. Kapitel 5) können die ökonomischen und ökologischen Konsequenzen von Produkt- und Techniksubstitutionen ermittelt werden. Zugleich können die Lackproduzenten auf diese Weise Informationen über die gewählten Minderungsstrategien der Lackanwender und über den zukünftigen Einsatz von neuen Produkten und Techniken gewinnen und damit verlässlichere Prognosen über die zukünftige Bedarfsstruktur ihrer Kunden erstellen.

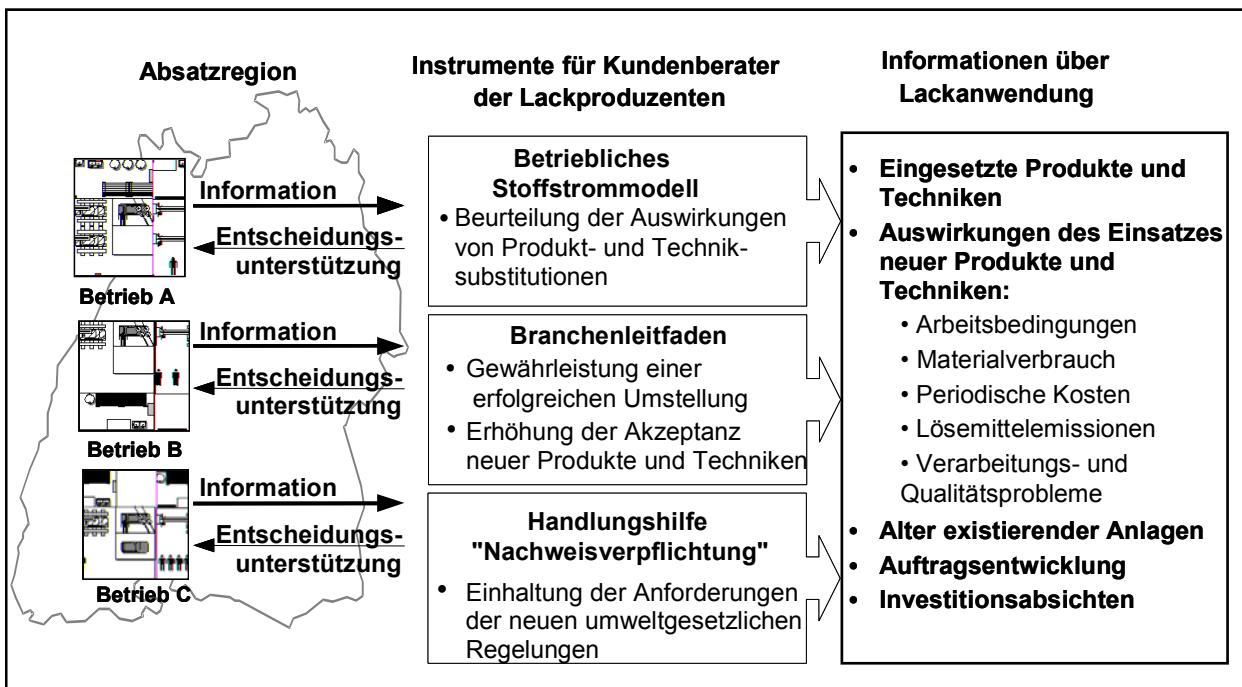


Bild 7-11: Ausweitung der produktbegleitenden Dienstleistungen

7.5.3 Einsatz von ARGUS zur Analyse der zukünftigen Entwicklungen auf dem Lackanwendermarkt

Die in den Betriebsanalysen gesammelten Informationen sind für die strategisch-taktische Produktprogrammplanung der Lackproduzenten aufzubereiten und zu verdichten, um sie mit Hilfe des Stofffluss- und Optimiermodells ARGUS-Lack auswerten zu können. Dazu sind zunächst die verschiedenen Lackanwender einer Region mit ihren Merkmalen zu erfassen. Zur Definition von repräsentativen Referenzbetrieben müssen neben der Kapazität der Anlagen weitere Einflussfaktoren, die die Wahl der Minderungsstrategie beeinflussen, berücksichtigt werden. So unterscheiden sich die Referenzbetriebe der Autoreparaturlackierung hinsichtlich ihrer Lackierkapazität (z.B. Anzahl Mitarbeiter, Anzahl Aufträge und Anzahl Lackerkabinen), ihres Umsatzes, ihrer technischen Ausstattung und ihrer Tätigkeitsausrichtung (Bild 7-12). Nach der Festlegung der

¹¹⁷ Das Service Engineering zielt auf eine Verbesserung der Strukturen und Abläufe im Hinblick auf größtmögliche Servicequalität bei möglichst geringen Kosten (Bullinger/Scheer 2003).

Referenzbetriebe werden die Minderungsmaßnahmenkombinationen pro Referenzbetrieb definiert. Schließlich wird eine Zuordnung potenziell einsetzbarer Lackiertechnologien zu diesen Betrieben vorgenommen, auf deren Basis dann die erforderlichen Eingangsparameter für das Modell ARGUS-Lack abgeleitet werden.

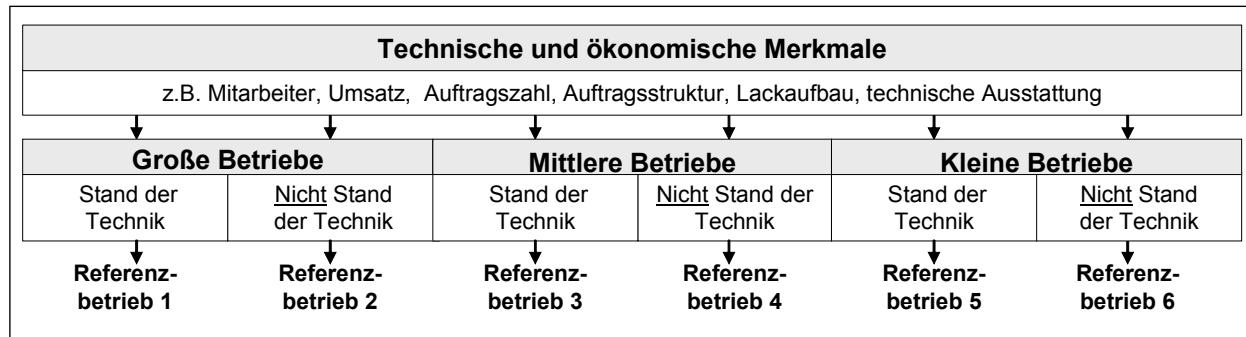


Bild 7-12: Informationsverdichtung durch die Bildung von Referenzbetrieben am Beispiel der rund 2.000 Autoreparaturlackierbetriebe in Baden-Württemberg

Die regionale Datenbasis beinhaltet Informationen über die zukünftige Nachfrageentwicklung nach Lackierkapazität sowie über die aktuelle Aufteilung der Lackierkapazitäten auf Referenzbetriebe und Minderungsmaßnahmen. Die Nachfrage (nach lackierter Fläche) wird durch die Kunden der Lackanwender bestimmt und hängt in der Autoreparaturlackierung unter anderem vom Fahrzeugbestand und Unfallhäufigkeiten ab.

Für die Abschätzung der zukünftigen Entwicklung auf dem Lackanwendermarkt umfasst die Zielfunktion für die lineare Optimierung die Minimierung der Summe der diskontierten Ausgaben der Lackanwender innerhalb des Betrachtungszeitraums zur Befriedigung der exogen vorgegebenen Nachfrage. Alle in der Zielfunktion berücksichtigten Werte werden diskontiert. Die Kapazitäten bzw. die Aktivitäten der modellierten Lackierprozesse sind die Optimiervariablen im Modell. Zur Lösung des Optimierproblems wird das Simplexverfahren (1.765 Zeilen, 2.094 Spalten und 6.704 Nicht-Nullelemente) verwendet. Durch die Festlegung von oberen und unteren Beschränkungen der Kapazitäten und durch das Lebensdauermodell wird der technische Wandel im Modell abgebildet. Mit einer geeigneten Periodenauflösung können insbesondere Übergangsfristen für die Erfüllung von umweltgesetzlichen Anforderungen abgebildet werden.

7.5.4 Ausgewählte Ergebnisse für die Produktprogrammplanung von Autoreparaturlacken

Das Modell ARGUS-Lack wurde für den Sektor Autoreparaturlackierung in Baden-Württemberg angewendet. Die Auswirkungen der neuen umweltgesetzlichen Regelungen auf diese Region werden in verschiedenen Szenarioanalysen untersucht, um die Nachfrage nach den verschiedenen Produkten zu quantifizieren (Rentz et al. 2001a). In Bild 7-13 ist exemplarisch die Entwicklung der Nachfrage nach Wasserbasislacken und Klarlacken dargestellt. Dabei wird ein Szenario angenommen, bei dem die Nachfrage nach Autoreparaturlackierungen zurückgeht sowie die EG-Lösungsmittelrichtlinie und die EG-Produktrichtlinie fristgerecht und ohne Grenzwertverschärfungen in nationales Recht umgesetzt werden. Dabei zeigt sich, dass konventionelle Basis- und Klarlacke bis zum Jahre 2005 fast komplett durch lösemittelreduzierte Lacke substituiert werden. Da sich Wasserklarlacke noch in der Entwicklung befinden, ist zu erwarten, dass in den Jahren 2005 bis 2007 ausschließlich High-Solid (HS)-Klarlacke eingesetzt werden. Anhand derartiger Auswertungen können die Lackproduzenten die zukünftige Nachfrage abschätzen und ihre Kapazitätsplanung danach ausrichten.

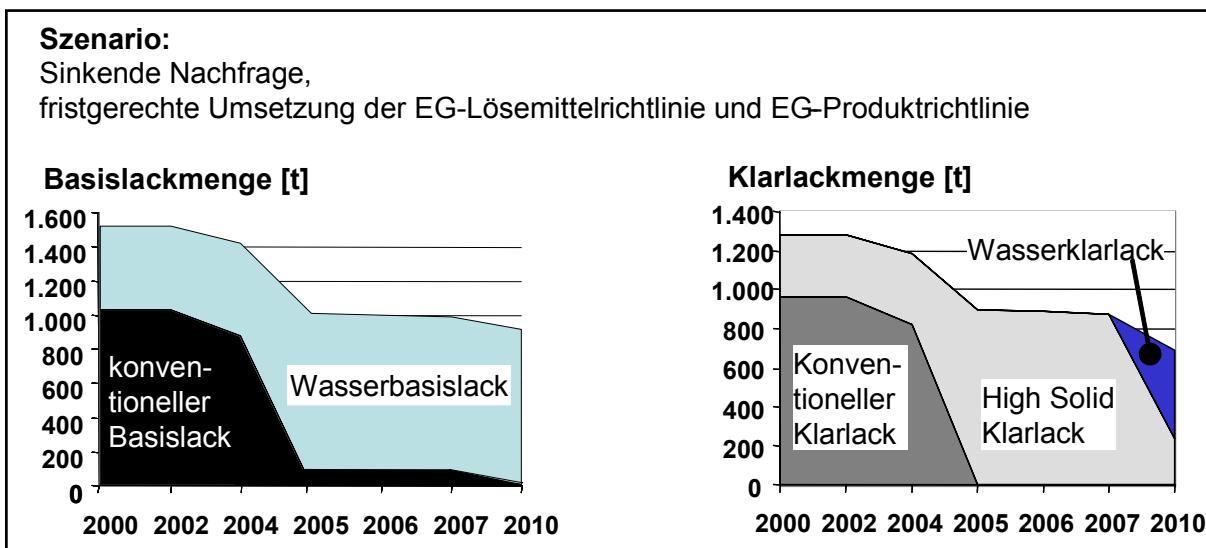


Bild 7-13: Entwicklung der Nachfrage nach Autoreparaturlacken in Baden-Württemberg

7.5.5 Schlussfolgerungen aus dem Fallbeispiel

Unsicherheiten in der Produktprogrammplanung der Lackproduzenten hinsichtlich der zukünftigen Entwicklung der Lackproduktnachfrage werden insbesondere durch die Umsetzung neuer umweltgesetzlicher Anforderungen für Lackanwender und die vielfältigen Möglichkeiten von Produkt- und Techniksubstitutionen der Lackanwendung hervorgerufen. Im Rahmen der Informationsaufbereitung und -analyse wird die Fülle verfügbarer oder ermittelbarer Informationen mit Hilfe des Referenzanlagenansatzes verdichtet und einer Szenarioanalyse in Modell ARGUS-Lack zugeführt. Damit können die zukünftig notwendigen Produktionskapazitäten zuverlässiger abgeschätzt werden als durch Prognoseverfahren, die sich auf die Absatzzahlen aus der Vergangenheit stützen. So können methodische Lücken der Beschaffung und Analyse unternehmensexterner Informationen im Rahmen der strategisch-taktischen Produkt- und Programmplanung der Lackproduzenten geschlossen und der oftmals kurzfristige Fokus der Produktprogrammplanung überwunden werden. Aufgrund der Flexibilität des Stofffluss- und Optimiermodells ARGUS-Lack hinsichtlich einer zeitlichen und räumlichen Bilanzierungsabgrenzung sowie hinsichtlich der Wahl des Aggregationsniveaus kann die Anwendung dieses Ansatzes unmittelbar auf andere Regionen und Marktsegmente (z.B. Industrie- oder Holzlacke, die auch von der 31. BImSchV betroffen sind) übertragen werden. Darüber hinaus ist eine Anwendung des Modells in ähnlich strukturierten Märkten der Chemischen Industrie grundsätzlich möglich.

Damit wird den Lackherstellern ein Instrument zur Analyse der Transaktionen auf dem Lackmarkt angeboten, das trotz der großen Anzahl an Kunden - oft handwerkliche Betriebe - die Nutzung der Konzepte des Business to Business ermöglicht (Kleinentalenkamp/Plinke 2000). Die gesammelten Informationen können auch für das betriebliche **Wissensmanagement** genutzt werden (Geldermann et al. 2005a). Das Forschungsgebiet des Wissensmanagements hat in den letzten Jahren in der betriebswirtschaftlichen Diskussion an Bedeutung stark zugenommen. Trotz der zahlreichen Publikationen fehlt bislang jedoch eine einheitliche konzeptionelle und begriffliche Basis (vgl. etwa (Al-Laham 2003)). Nach (Pawlowsky 1994) kann Wissensmanagement allgemein „*als Gestaltung und Abstimmung von Lernprozessen (Wissenstransformation) in und von Organisationen verstanden werden.*“ Spezifischer definiert beispielsweise (Wildemann 2001) als Ziel eines kundenorientierten Wissensmanagements „*die Schaffung eines neuen Verständnisses der Bedürfnisse des Kunden und der Beschaffenheit des Marktes*“. Somit kann Wissensmanagement

die Einführung innovativer Produkte und Prozesse sowie das Erschließen neuer Märkte unterstützen. Dies ist insbesondere dann wichtig, wenn sich die Rahmenbedingungen für die Produktion ändern, wie am Beispiel der neuen umweltgesetzlichen Regelungen in der Lackindustrie deutlich wird.

Im ersten Schritt zum Aufbau eines Wissensmanagements in Produktion und Umweltschutz können betriebliche Qualitäts- und Umweltmanagementsysteme angepasst werden, bei denen auch Beziehungen eines Unternehmens zum Unternehmensumfeld (d.h. Kunden, Lieferanten, Entsorgern, Kommune, Anlagenbauern) berücksichtigt werden (Kriwald/Haasis 2001). Oft ist es notwendig, auf interdisziplinäres und auf verschiedene Fachvertreter und Ansprechpartner verteiltes Wissen zurückzugreifen (Haasis et al. 2000). Im nächsten Schritt kann das betriebliche Wissen von den Kundenberatern für das „Service-Engineering“ genutzt werden (Bullinger/Scheer 2003). Dank der inzwischen auch in KMU verfügbaren Informationstechnologien bieten sich dazu heutzutage neue Möglichkeiten (Applehans et al. 1999). Tabelle 7-8 zeigt die verschiedenen Ziele des Wissensmanagements in der Lackindustrie auf. Dabei sind Unterschiede zu verzeichnen zwischen den Lackieranlagenbetreibern, deren Tätigkeiten vor allem handwerklich geprägt sind und bei denen eine Schulung der Mitarbeiter hinsichtlich der neuesten umweltgesetzlichen Anforderungen aktuell zu bewältigen ist, und den Lackproduzenten, die in jüngster Zeit ihr Service Engineering im Kundendienst ausweiten.

Tabelle 7-8: Ziele des Wissensmanagements in der Lackindustrie

Ausgewählte Ziele des Wissensmanagements	Lackieranlagenbetreiber	Lackproduzenten
Bewahren des Wissens von Mitarbeitern und Einarbeiten neuer Mitarbeiter	Schulung zum Einsatz neuer Lackmaterialien und Applikationstechniken Betriebliche Ausbildung	Wissen über den Einsatz neuer Lackmaterialien und Applikationstechniken Beim Ausscheiden von Kundenberatern sowie beim Wechsel von Vertriebsgebieten
Nutzen externer Kapazitäten	Informationen über umweltrechtliche Regelungen Informationen der Lackproduzenten	Informationen über umweltrechtliche Regelungen
Kundenorientierung		Service Engineering

7.6 Kritische Diskussion des Modells ARGUS

Im Folgenden werden zunächst wichtige methodische Aspekte bei der Anwendung des Stofffluss- und Optimiermodells ARGUS kritisch hinterfragt, bevor auf denkbare Weiterentwicklungen von Stofffluss- und Optimiermodellen näher eingegangen wird. In der Literatur werden vor allem nationale Energieflussmodelle in ähnlicher Weise kontrovers diskutiert (IPCC 1996; Jochem 1997; Wietschel 2001).

- Zunächst ist **der normative Ansatz des Modells** zu nennen. Dieser ist wertorientiert und basiert auf der Annahme eines rationalen Verhaltens der Wirtschaftssubjekte, was sich empirisch nicht immer belegen lässt (Rentz et al. 1999a; Avci 2003). So kritisierte bereits (Gäfgen 1974), dass wirtschaftswissenschaftliche Entscheidungsmodelle lediglich eine formale Rationalität beinhalten, die das Zustandekommen einer Lösung als bewussten Prozess mit einem widerspruchsfreien Zielsystem beschreibt. Dabei steht das ökonomische Prinzip im Vordergrund, repräsentiert durch den Homo Oeconomicus, der entweder mit geringst möglichem Mitteleinsatz ein vorgegebenes Ziel oder aber mit gegebenem Mitteleinsatz möglichst viel zu

erreichen trachtet. Diese idealisierte Grundannahme ist unabhängig von psychologischen Handlungstypen anwendbar. Gerade in der Diskussion umweltorientierter Unternehmensziele wird jedoch die Unterstellung des ökonomischen Prinzips als einziger Antrieb für betriebliche Entscheidungen als eine zu weitgehende Vereinfachung angesehen (Mettler 1999; Hofstetter et al. 2003), vgl. auch Kapitel 3.

- Ein weiterer Kritikpunkt ist die Betrachtung einer gesamten Region in ARGUS als eine wirtschaftliche Einheit, woraus sich eine **aggregierte ökonomische Sicht** auf die Aktivitäten der Unternehmen (Akteure) ergibt. Diese Sichtweise muss nicht mit dem Blickwinkel der betroffenen Unternehmen übereinstimmen. Aufgrund des normativen Ansatzes werden zusätzliche einzelwirtschaftliche Ausgaben jedoch nicht berücksichtigt. Daher sollten aus den Modellergebnissen keine Handlungsempfehlungen für einzelne Betriebe, sondern nur allgemeine Entwicklungen eines oder mehrerer industrieller Sektoren abgeleitet werden.
- In der Zielfunktion werden ausschließlich **technologiebezogene Ausgaben** berücksichtigt, aber keine Informations-, Transaktions- und Implementierungskosten (Feess 1995). Allerdings ist die Berücksichtigung dieser Einflussgrößen kein modelltechnisches Problem, sondern vielmehr eines der Datenverfügbarkeit.
- **Lernkurveneffekte** können langfristig in den jeweiligen Sektoren zu Kosteneinsparungen führen, wenn zunächst innovative Emissionsminderungstechnologien im Laufe der Zeit als Folge individuellen und kollektiven Lernens durch Wiederholung und gesammelter Erfahrung kostengünstiger betrieben werden können. Im Modell hingegen werden die zugrunde gelegten technischen und ökologischen Parameter für einzelne Techniken in der Regel in der vorgenommenen Bilanzierungsabgrenzung als statisch betrachtet. Dies kann zu einer Überschätzung der technologiebezogenen Ausgaben bzw. einer Unterschätzung des Minderungspotenzials in den Sektoren führen (Wietschel 2001).
- Energie- und Stoffflussmodelle verfolgen einen **deterministischen Ansatz**, bei dem die zukünftige Entwicklung anhand von Daten aus der Vergangenheit abgeschätzt wird. Die im Abschnitt 7.3 aufgeführten Grenzen von Prognoseverfahren sind analog bei der Auswertung der Modellergebnisse von ARGUS zu beachten. Darüber hinaus werden die makroökonomischen Auswirkungen und die Beziehungen zwischen den im Modell betrachteten Sektoren und anderen volkswirtschaftlichen Sektoren nicht explizit modelliert, sondern höchstens indirekt durch die Vorgabe der Aktivitäten abgebildet. Die Berücksichtigung des ökonomischen Verhaltens von Volkswirtschaften mehrerer Nationen, von nationalen Volkswirtschaften sowie von ausgewählten Sektoren einer Volkswirtschaft ist insbesondere bei der Weiterentwicklung von Energieflussmodellen von großem Interesse (Wietschel 2001; Enzensberger 2003).
- Die Projektion der zukünftigen **Aktivitäten** ist kritisch zu hinterfragen. Zwar zeigen die Aktivitätszeitreihen mancher Sektoren für die Vergangenheit eine enge Korrelation zu bestimmten Basisindikatoren, wie z.B. Bevölkerungsanzahl oder Bruttonsozialprodukt, für die Prognosen der nationalen statistischen Ämter vorliegen, oder zu Aktivitätszeitreihen übergeordneter oder ähnlicher Sektoren, doch für die meisten Sektoren ist ein komplexes Ursachensystem zu vermuten. Aber auch bei einfachen Systemen sind die ursächlichen Parameter meist unbekannt.
- **Landwirtschaftliche und natürliche VOC-Quellen** werden bislang nicht berücksichtigt, weil keine aktuellen Daten über ihre Emissionsrelevanz vorliegen und die Emissionsminderungsmaßnahmen nicht konsistent zu den industriellen Sektoren abgebildet werden können. Jedoch

tragen natürliche VOC-Quellen in einigen Ländern besonders im Sommer beträchtlich zum Anstieg des bodennahen Ozons bei. Deshalb sollten sie ebenfalls bei der Erarbeitung von VOC-Emissionsminderungsstrategien berücksichtigt werden.

- Im Stoffflussmodell sind den Produktionsprozessen ausschließlich Emissionsfaktoren für den Schadstoff VOC zugeordnet worden. Prinzipiell erlaubt es die Methodik jedoch, jeden Prozess mit mehreren Emissionsfaktoren für **verschiedene Schadstoffe** zu verknüpfen (z.B. wenn in einem Produktionsprozess gleichzeitig NO_x- und VOC-Emissionen entstehen). Mögliche Modellerweiterungen zur simultanen Betrachtung von mehreren Schadstoffen in Abschnitt 7.6.2 vorgestellt.
- Aufgrund der Modellgröße stellen Sensitivitätsanalysen und Ansätze zur Berücksichtigung von Unsicherheiten besondere Herausforderungen für die methodische Weiterentwicklung dar.

7.6.1 Unsicherheiten bei der Stoffflussmodellierung

Schätzungen und langfristige Vorhersagen sind per se mit Unsicherheiten behaftet: Eine Strategie, die unter heutigen Annahmen optimal erscheint, wird höchstwahrscheinlich unter den Rahmenbedingungen im Jahre 2010 nicht mehr als beste Strategie angesehen werden (Landrieu/Mudgal 2000). Die in den beiden Fallbeispielen bereits angesprochenen Unsicherheiten können auf unterschiedliche Weise gruppiert und analysiert werden (vgl. etwa (French 1995; Salo 2001; French 2003)). (Huijbregts 2001) diskutiert verschiedene Arten von Unsicherheit und Variabilität im Zusammenhang mit der Ökobilanzierung (LCA, Life Cycle Assessment), die auch im Kontext der Energie- und Stoffstromoptimierung von besonderer Bedeutung sind (Geldermann et al. 2003b):

- **Parameterunsicherheiten**, wie mangelnde Kenntnisse über die tatsächlichen zukünftigen Aktivitäten, da keine aussagekräftigen Statistiken für deren Abschätzung vorliegen. Doch bereits die Emissionsfaktoren für die Beschreibung der aktuell eingesetzten Techniken sind mit Unsicherheiten behaftet, weil durch unterschiedliche Betriebsweisen stark unterschiedliche Emissionsfaktoren für die gleiche Anlagentechnik erreicht werden können.
- **Modellunsicherheiten**, wie die Annahme linearer Zusammenhänge zwischen den Massen- und Energieströmen, oder die Unterstellung, dass Stoffe physikalisch und chemisch homogen sind. Dies ist gerade bei VOC-Emissionen nicht der Fall, denn die Bildung des bodennahen Ozons variiert nicht nur in Abhängigkeit der jeweiligen VOC-Zusammensetzung, sondern auch in Abhängigkeit der gleichzeitig emittierten NO_x sowie der aktuellen Sonneneinstrahlung.
- **Unsicherheit aufgrund von Wahlmöglichkeiten**, wie die Wahl zwischen verschiedenen Allokationsmethoden beim Auftreten von Abgrenzungsproblemen hinsichtlich der Kosten für eine Emissionsminderung und anderweitig verursachten Kosten (z.B. durch verbesserten Arbeitsschutz, vgl. auch Abschnitt 3.3). Ein anderes Wahlproblem liegt in der Gewichtungsproblematik begründet, wenn mehrere schädliche Substanzen simultan betrachtet werden müssen. Auch die Wahl der Referenzanlagen zur Abbildung der industriellen Sektoren in einer Region kann zu dieser Art Unsicherheit beitragen.
- **Räumliche Unterschiede** schlagen sich insbesondere bei der Beurteilung der Umweltauswirkungen (wie in den Integrated Assessment Modellen – IAM - abgebildet) nieder. So können die geographischen und klimatischen Bedingungen selbst in benachbarten Regionen erheblich variieren, wie etwa die Bildung des bodennahen Ozons in den verschiedenen Regionen Österreichs, je nach Höhenlage oder Geländeform, so dass ein 50 x 50 km-Grid ein zu grobes Raster sein kann.

- **Zeitliche Variabilität**, z.B. bei der Abschätzung der wirtschaftlichen Aktivitäten aufgrund von Schwankungen der jährlichen Emissionen, als Folge konjunktureller Zyklen und damit schwankender industrieller Aktivitäten. Der Wechsel der Jahreszeiten hat zudem einen Einfluss auf die Umweltauswirkungen, wie die verstärkte Bildung des bodennahen Ozons im Oberrheingraben in den Sommermonaten.
- **Veränderlichkeiten zwischen verschiedenen Emissionsquellen**, beispielsweise unterschiedliche techno-ökonomische Charakteristika der relevanten Produktionsanlagen, die von den eingesetzten Input-Materialien, der Anlagenfahrweise und der Wartung und Instandhaltung abhängen.

Bislang haben sich die meisten Anstrengungen zur Analyse der Unsicherheiten bei der Stoffflussmodellierung auf die Betrachtung der Parameterunsicherheit konzentriert. So wurden zunächst grundsätzliche Anforderungen an Datenformate formuliert, um die Datenqualität zu dokumentieren (Nunge et al. 2000; Karl 2003). Unscharfe Daten können mit Intervall-Arithmetik (Lindstedt et al. 2001) oder Fuzzy Logik (Geyer-Schulz 1986; Rommelfanger 1994; Oder 1994a; Tuma et al. 1996; Geldermann et al. 2000) modelliert werden. Andere Verfahren umfassen die Behandlung von subjektiven Unsicherheitsschätzungen, etwa durch den Einsatz der Bayes Statistik (French/Rios Insua 2000), während in der stochastischen Modellierung die Parameter mit Hilfe von Unsicherheitsverteilungen (z.B. mit Monte Carlo oder Latin Hypercube Simulation) abgebildet und analysiert werden (Insua et al. 1997; Göbelt 2001; Schollenberger 2006). Allerdings ist jeweils zu prüfen, inwieweit diese Ansätze für die Untersuchung der Unsicherheiten der dynamischen Massen- und Energiestrommodelle aufgrund der Modellgrößen geeignet sind, die Modellsensitivitäten abzubilden. Dazu müsste zunächst die Modellgröße reduziert werden, ohne wesentliche Informationen zu verlieren. Dank der fortschreitenden Möglichkeiten der rechnergestützten Simulation und Optimierung sind hier in Zukunft weitergehende Forschungsarbeiten zu erwarten.

7.6.2 Modellerweiterungen zur simultanen Betrachtung von mehreren Schadstoffen

Das Stofffluss- und Optimiermodell ARGUS wurde für die Analyse von Emissionsminderungsstrategien von stationären VOC- und NO_x-Quellen entwickelt. Andere Modelle sind auf die Untersuchung von Energiesystemen zugeschnitten, bei der die Emissionen von SO₂, NO_x und CO₂ im Vordergrund steht (Fichtner et al. 2003; Fichtner 2005). Weitere Modellversionen werden derzeit für die Analyse von Minderungsstrategien für stationäre Emissionsquellen für Schwermetalle (Heavy Metals), persistente organische Stoffe (POP: persistant organic pollutants) und Feinstäube (PM: particulate matter) erarbeitet (Karl 2003). Zwar wird das Göteborg-Protokoll der UNECE zur Bekämpfung von Versauerung, Eutrophierung und troposphärischem Ozon als "multi-pollutant and multi-effect Protocol" bezeichnet, doch bisher waren die erarbeiteten Kostenfunktionen auf eine spezifische Emission ausgerichtet (z.B. VOC oder NO_x).

Weitere Forschungsarbeiten sind nun notwendig, um diese Partialmodelle so zu erweitern, dass kombinierte Emissionsminderungsmaßnahmen analysiert werden können. Dass dies notwendig ist, verdeutlicht die Übersicht in Tabelle 7-9, die weitere Schadstoffemissionen der VOC-emittierenden Sektoren gemäß CORINAIR aufführt. Sowohl VOC als auch NO_x werden in den industriellen Bereichen Kraftwerke, Lackierung, Lösemittelanwendung, Mineralölindustrie und Verkehr emittiert. Mit Ausnahme des Verkehrssektors können die Emissionsminderungsmaßnahmen hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit auf die Schadstoffe VOC und NO_x als weitgehend unabhängig voneinander betrachtet werden. Daher wird nachfolgend zunächst auf die simultane Berücksichtigung von VOC- und NO_x-Emissionen im Verkehrssektor eingegangen, bevor die Möglichkeiten einer Monetarisie-

rung der möglichen externen Kosten sowie des Einsatzes von Mehrzielentscheidungsmodellen diskutiert werden (Geldermann et al. 2002a; Geldermann et al. 2003b).

Tabelle 7-9: Relevanz weiterer Umweltschadstoffe in den VOC-emittierenden Sektoren

	Sector according to CORINAIR	SO _x	NO _x	VOC	CH ₄	CO	CO ₂	N ₂ O	NH ₃	HM
01	Combustion in energy and transformation industries	●	●	○	○	○	●	●	○	●
02	Non-industrial combustion plants	●	●	●	●	●	●	●	○	●
03	Combustion in manufacturing industry	●	●	○	○	●	●	●	○	●
04	Production processes	●	●	●	○	○	○	●	○	-
05	Extraction and distribution of fossil fuels and geothermal energy	○	-	●	○	○	○	-	-	-
06	Solvent and other product use	-	-	●	-	-	-	-	-	-
07	Road transport	●	●	●	○	●	●	●	○	-
08	Other mobile sources and machinery	○	●	●	○	●	●	○	-	-
09	Waste treatment and disposal	○	○	○	○	○	○	○	-	●

Legende: ●: hohe Relevanz, ●: Relevanz, ○: niedrige Relevanz, - keine Relevanz

7.6.2.1 Kombinierte Kostenfunktionen für VOC und NO_x für den Verkehrssektor

Durch Katalysatoren, die in Kraftfahrzeugen installiert werden, werden gleichzeitig VOC- und NO_x-Emissionen gemindert. Damit ergibt sich bei der Erstellung von kombinierten Kostenfunktionen für mobile Quellen das Problem einer adäquaten schadstoffspezifischen Erfassung der Kosten- und Emissionsminderungsbeiträge. Würde man die beiden schadstoffspezifischen Kostenfunktionen addieren, so käme es zum Problem der Doppeleraffassung von Kosten.

Eine Möglichkeit zur Lösung dieses Problems wäre eine Erstellung gemischter Kostenkurven mit konstantem VOC/NO_x-Verhältnis. Allerdings ist ein konstantes VOC/NO_x-Verhältnis auf Sektor- bzw. Länderebene nur schwierig zu bestimmen, weil je nach Maßnahme die VOC- und NO_x-Emissionen in unterschiedlichem Ausmaß gemindert werden (Laforsch 1999). Eine andere Möglichkeit bestünde in der Erweiterung des Stoffflussmodells um weitere ökologische Parameter, während die Kosten der entsprechenden Maßnahmen über einheitliche ökonomische Parameter in Abhängigkeit von schadstoffspezifischen Aktivitäten (z.B. jährliche Fahrleistung oder jährlicher Kraftstoffverbrauch) zugeordnet werden. Dabei stellt sich wiederum das Problem einer sachgerechten Allokation.

Bislang wurden die Emissionen des Verkehrssektors jedoch unabhängig von statischen VOC- und NO_x-Quellen modelliert, da neben den technischen Minderungsoptionen vor allem das Fahrverhalten in den betrachteten Regionen von besonderer Bedeutung ist (Rentz et al. 1999d; Rentz et al. 1999e).¹¹⁸

¹¹⁸ TREMOD (Transport Emission Estimation Model) ist das bisher vom Umweltbundesamt, den Bundesministerien, dem Verband der Deutschen Automobilindustrie, dem Mineralölwirtschaftsverband sowie der Deutschen Bahn AG genutzte Experten-Modell zur Berechnung der Luftschaadstoffemissionen aus dem motorisierten Verkehr in Deutschland. Die Basisdaten reichen von Fahr-, Verkehrsleistungen und Auslastungsgraden bis zu den spezifischen Energieverbräuchen und den Emissionsfaktoren. Die direkten Emissionen einschließlich der Verdunstungsemissionen und diejenigen Emissionen, die in der Endenergie-

7.6.2.2 Modellerweiterung für die gemeinsame Betrachtung von Versauerung und Eutrophierung

Ein Ansatz zur simultanen Berücksichtigung der Wirkungskategorien Versauerung und Eutrophierung besteht darin, Grenzwerte für kritische Depositionen für die Bodenversauerung in Abhängigkeit der Schwefel- und Stickstoffdeposition und für die Eutrophierung abhängig von der Stickstoff- und Ammoniakdeposition zu verwenden (Laforsch 1999). Dazu werden sogenannte Überschreitungsfunktionen ("Exceedance Functions") vorgeschlagen, in denen "gap-closure" Szenarien über Überschreitungs-Isolinien in kritischen Depositionsfunktionen ("critical load functions") für die Versauerung und die Eutrophierung dargestellt werden (Posch et al. 1997).

In einem erweiterten Modell sollten auch die NO_x - und die NH_3 -Emissionen mitberücksichtigt werden, da auch belastbare Kostenfunktionen für diese Emissionsminderungsstrategien benötigt werden. Ergebnisse für nationale Kostenkurven für die Minderung von NO_x -Emissionen liegen bereits für einige Länder als Ergebnis von optimierenden mehrperiodigen Energie-Emissions-Modellen vor (Rentz et al. 1995b; Zundel et al. 2000), während diese für andere Länder jedoch nur auf vereinfachten statischen Ansätzen basieren. Grundsätzlich ist bei diesen Ansätzen wiederum das Problem der Doppelerfassung von Kosten im Falle von Maßnahmen zu beachten, die mehrere dieser Schadstoffe gleichzeitig mindern.

7.6.2.3 Monetarisierung der potentiellen Umweltauswirkungen

Im Idealfall könnte eine Monetarisierung der potentiellen Umweltauswirkungen der verschiedenen Schadstoffe, die von einer Produktionsaktivität emittiert werden, vorgenommen werden, um in einem allumfassenden Modell mehrere Schadstoffe und mehrere Umweltauswirkungen in einer Zielfunktion zur Minimierung der externen Kosten zu berücksichtigen. Allerdings ist die Internalisierung der externen Kosten derzeit noch in einem frühen Entwicklungsstadium und wird zum Teil sehr kontrovers diskutiert (Schleisner 2000; Fleury 2005), vgl. auch Abschnitt 3.2.2)

7.6.2.4 Einsatz von Mehrzielentscheidungsmodellen

Mehrzielentscheidungsmodelle können in solche des Multi Attribute Decision Making (MADM) und solche des Multi Objective Decision Making (MODM) unterschieden werden. Im Gegensatz zu MADM-Problemen (vgl. Kapitel 6) ist bei den MODM-Verfahren die Alternativenmenge nicht explizit vorbestimmt, sondern alle Alternativen gelten als zulässig, die die Nebenbedingungen erfüllen, so dass der Lösungsraum als zusammenhängende Teilmenge des \mathbb{R}^n meist stetig ist. Ferner sind die Ziele (engl. *objectives*) ausdrücklich durch quantifizierbare Zielfunktionen gegeben. Die Lösung wird in einem Prozess meist mit der Möglichkeit von Tradeoffs ermittelt. Die „beste“ Alternative wird also aus dem Lösungsraum heraus berechnet. Angesichts der vorgegebenen Zielfunktionen in Form von Vektoren, die gleichzeitig zu optimieren sind, bezeichnet man MODM-Modelle auch als *Vektoroptimierungsmodelle* (Jahn 2004). Diese allgemeine Beschreibung kann folgendermaßen mathematisch präzisiert werden (Zimmermann/Gutsche 1991):

Es seien $K > 1$ reellwertige Zielfunktionen z_1, z_2, \dots, z_K gegeben, die über der Menge X der zulässigen Lösungen im $X \subset \mathbb{R}^n$ gleichzeitig zu maximieren sind. Dann bezeichnet $z(x)$ den Zielfunktionsvektor mit den Komponenten z_k für alle $1 \leq k \leq K$:

$$\max \{z(x) = \begin{pmatrix} z_1(x) \\ z_2(x) \\ \vdots \\ z_K(x) \end{pmatrix} \mid x \in X \} \quad (\text{Gleichung 7.48})$$

Eine Lösung des Optimierungsproblems besteht in den zwei Schritten (Zäpfel 1981):

- Elimination ineffizienter (nicht undominierter) Lösungen und
- Auswahl der effizienten Lösungen.

Dabei ist x^* dann eine (funktional) effiziente Lösung¹¹⁹, wenn es keinen Vektor x gibt, der folgende Bedingungen erfüllt:

$$z_k(x) \geq z_k(x^*) \quad k = 1, \dots, K \quad (\text{Gleichung 7.49})$$

$$z_k(x) > z_k(x^*) \quad \text{für mindestens ein } k \quad (\text{Gleichung 7.50})$$

Bei der Auswahl einer speziellen funktional effizienten Lösung müssen nach [Zimmermann/Gutsche 1991], S.107] „zwangsläufig die Grenzen der reinen Mathematik überschritten werden, damit die subjektiven Präferenzen des Entscheidungsfällers Raum finden können.“ Tabelle 7-10 zeigt eine Übersicht über einige der bekannteren MODM-Verfahren, die sich nach der Art der Informationen klassifizieren lassen: Wird die Präferenzinformation nach der Anwendung des MODM-Verfahrens ausgewertet, spricht man von *a posteriori* Informationen. Ist die Präferenzinformation dagegen zuvor bekannt, liegt eine *a priori* Information vor und kann für die Ermittlung des Zielerreichungsgrads genutzt werden. Wird die Information in einem iterativen Prozess während des Verfahrens erlangt, so zeichnet sich das Verfahren durch eine so genannte „progressive Information“ aus. Wenn der Entscheidungsträger dabei Substitutionsraten zwischen den Zielfunktionen angeben muss, spricht man von MODM-Verfahren mit impliziten Tradeoffs.

Tabelle 7-10: Klassifikation von MODM-Verfahren

Art der Information	Qualität der Information	Gruppen von Verfahren
a posteriori Information	implizite Tradeoffs	Bestimmung der vollständigen Lösung
a priori Information	Kardinale Information	Nutzen-Modelle Anspruchsniveaus
	Ordinale und kardinale Information	Zielprogrammieren (Goal-Programming) Maximierung des minimalen Zielerreichungsgrades
progressive Information	explizite Tradeoffs	Verfahren von Geoffrion, Dyer und Feinberg Verfahren von Zonts-Wallenius
	implizite Tradeoffs	STEM-Verfahren (STEp Method) Methode der verschobenen Ideallösung VIP (Visual Interactive Programming, Ansatz von Korhonnen) Methode von Steuer

Quelle: (Hwang/Masud 1979; Zimmermann/Gutsche 1991)

Angesichts der bereits zu verzeichnenden Modellumfänge von Stofffluss- und Optimiermodellen mit nur einer Zielfunktion stellt sich allerdings die Frage, ob der Rechenaufwand überhaupt eine

¹¹⁹ Eine funktional effiziente Lösung heißt auch **pareto-optimale** Lösung in Anlehnung an die Erkenntnisse der Wohlfahrtstheorie (Zäpfel 1989; Jahn 2004).

praktische Realisierung erlauben würde. Zudem würde die Durchführung von Sensitivitätsanalysen aufgrund der Modellgröße unmöglich.

Ein alternativer Ansatz könnte sich auf die simultane Auswertung von verschiedenen ein-dimensionalen Zielfunktionen stützen. Verschiedene Modellläufe werden dann als diskrete Alternativen behandelt und einer MADM-Analyse unterzogen. Diese Vorgehensweise würde eine größere Anzahl an Szenarienauswertungen, Modellläufen und Iterationen erfordern.

Dabei könnten auch schwer quantifizierbare Informationen in die multikriterielle Bewertung einbezogen werden, wie etwa Schätzungen von potentiellen Umweltauswirkungen einiger emittierter Stoffe, für die noch keine Wirkungsabschätzungsfaktoren oder Dosis-Wirkungs-Beziehungen bestimmt wurden. Für solche Kriterien könnten Bewertungsskalen (z.B. Punktwerte von 0 bis 100) oder linguistische Variablen (z.B. „großer / mittlerer / geringer Einfluss“) verwendet werden, um Expertenmeinungen einzuholen (Geldermann et al. 2000).

In letzter Zeit wird der Einsatz von Entscheidungskonferenzen (*decision conferences*) verstärkt diskutiert, um beim Fehlen objektiver Bewertungskriterien Expertenmeinungen einzuholen (Belton/Stewart 2002). Der damit verbundene hohe organisatorische Aufwand könnte mit geeignete Web-basierte Instrumente reduziert werden (Mustajoki/Hämäläinen 2000; Mustajoki et al. 2004). Eine offene Frage ist bislang, wie sich Gruppendynamik und Interaktion (Janis 1972) durch die Nutzung des Internets verändern (Geldermann/Rentz 2004b).

Nur wenige Experten können jedoch sämtliche relevanten Aspekte eines Entscheidungsproblems konsistent beurteilen, so dass eine interdisziplinäre Zusammenarbeit notwendig ist. Zu den Schwierigkeiten, die durch unterschiedliche Fachsprachen auftreten können, können unterschiedliche Bewertungsmaßstäbe hinzutreten: Während einige Experten z.B. die gesamte Bewertungsskala bei der Vergabe von Gewichtungsfaktoren von 0 – 100 verwenden, neigen andere dazu, ihre Bewertungen nur auf dem oberen oder unteren Teil der Skala zu geben. Für eine weitergehende Diskussion dieser Aspekte in der Entscheidungstheorie sei verwiesen auf (Tversky/Kahneman 1981; Kahneman et al. 1982; French 1986; Von Winterfeldt/Edwards 1986; Gilovich/Griffin 2002) (vgl. auch Abschnitt 6.5.1).

7.7 Fallbeispiel 8: Anwendung der Szenario-Technik für den Sektor der Metallocberflächenlackierung

Langfristige Zukunftsprognosen können nur in Ausnahmefällen sicher abgegeben werden, und angesichts eines immer schnelleren technologischen Wandels stoßen traditionelle Planungsinstrumente wie die Extrapolation von Vergangenheitstrends an ihre Grenzen. Daher wird in der strategischen Planung die Szenario-Technik eingesetzt, mit deren Hilfe isolierte Vorstellungen über positive und negative Veränderungen einzelner Entwicklungsfaktoren in der Zukunft zu umfassenden möglichen und wahrscheinlichen Beschreibungen zusammengefasst werden (Reibnitz 1991; Gausemeier et al. 1996). Dabei handelt es sich weder um Prognosen, bei denen auf quantitative Informationen aus Gegenwart und Vergangenheit zurückgegriffen wird und unter Fortschreibung der geltenden Strukturen und Verhaltensannahmen Extrapolationen in die Zukunft erfolgen, noch um realitätsferne Utopien. Vielmehr werden quantitative Daten und Informationen mit qualitativen Informationen, Einschätzungen und Meinungen verknüpft, so dass als Ergebnis ganzheitliche Beschreibungen einer oder mehrerer möglicher Zukunftssituationen entstehen. In der Literatur wird die Szenario-Technik ausführlich diskutiert (Götze 1991; Mißler-Behr 1993), unter anderem im Kontext der Ökobilanzierung (Pesonen et al. 2000; Fukushima/Hirao 2002; Geldermann et al. 2002d), der nachhaltigen Entwicklung (Partidario/Vergragt 2002; Spangenberg et al. 2002), des

Supply Chain Managements (García-Flores et al. 2000) und der Entscheidungstheorie (Wright/Goodwin 1999; Goodwin 2001).

In diesem Fallbeispiel wird die Szenario-Technik angewendet, um die langfristigen Auswirkungen der neuen umweltrechtlichen Regelungen auf den Sektor der Metalloberflächenbehandlung zu analysieren (Geldermann et al. 2002c; Geldermann et al. 2003c; Schollenberger et al. 2004; Geldermann et al. 2004b).¹²⁰ Mit der Umstellung der Metalllackierung auf lösemittelreduzierte Lacksysteme ist ein tief greifender technologischer Wandel verbunden, der sich auf die Organisation und Struktur der gesamten Supply Chain auswirkt. Weitere Veränderungen sind durch die verschiedenen Strategien der Marktteilnehmer zu erwarten.

Dazu wurde ein Erfahrungsaustausch zwischen Forschungseinrichtungen, Lackherstellern und lackverarbeitender Industrie organisiert. Anhand von Beispielen aus den Bereichen OEM¹²¹ Lackierung, Autoreparaturlackierung, Lackierung von Land- und anderen Maschinen, Kleinteilen (Lohnlackierung) und Konstruktion/Bau werden in einer integrierten Szenarioanalyse vier denkbare Entwicklungsmöglichkeiten für die Branche untersucht. Da die verschiedenen Akteure der Branche einbezogen werden, beschränken sich die Aussagen dabei nicht auf einzelne Unternehmen, sondern berücksichtigen die Wertschöpfungskette und den gesamten Lebenszyklus der Produkte. Für jeden der genannten Bereiche wurden mögliche Entwicklungsperspektiven identifiziert.

- Welche zukünftigen Entwicklungstrends sind denkbar? Werden beispielsweise Metalle im Baubereich oder in der Automobilherstellung durch andere Materialien ersetzt?
- Wie können sich die unterschiedlichen Umsetzungsmöglichkeiten der umweltrechtlichen Anforderungen in den einzelnen Anwendungsbereichen unterscheiden? So können beispielsweise durch die EG-Lösemittel-Richtlinie bestimmte Emissionsminderungsmaßnahmen für einzelne Branchen vorgegeben sein.
- Welche technologischen Alternativen stehen aufgrund der Anforderungen an Qualität und optische Erscheinung sowie aufgrund der Dimension und Geometrie zur Auswahl?
- Wie können verschiedene Treiber technischer, sozialer oder ökologischer Art berücksichtigt werden?
- Wie können länderspezifische Anforderungen berücksichtigt werden? Beispielsweise hängt der Energieverbrauch für den Betrieb einer Lackierkabine von der Umgebungstemperatur ab.

Diese Leitfragen dienen dazu, Änderungen der Wertschöpfungskette der Metalloberflächenlackierung aufgrund von Änderungen des Produktspektrums oder unterschiedlicher Markstrategien (z.B. Konzentration auf das Kerngeschäft oder vertikale Integration (Porter 1983)) zu untersuchen. Die Berücksichtigung mehrerer alternativer Szenarien durch die Formulierung unterschiedlicher Rahmenbedingungen und Annahmen hinsichtlich der technologischen und wirtschaftlichen Entwicklung soll die Unsicherheit divergierender zukünftiger Entwicklungen in den Planungsprozess einbeziehen (vgl. Bild 7-14). Für den Sektor Metalllackierung wurden dazu vier Grundszenarien

¹²⁰ ISACOAT (Integrated Scenario Analysis of Metal Coating) wurde als Thematisches Netzwerk mit insgesamt 14 Partnern aus der EU sowie Mitteleuropa im 5. Europäischen Forschungsrahmenprogramm (GROWTH programme, Key Action “Innovative Products, Processes and Organisation”) gefördert und vom Deutsch-Französischen Institut für Umweltforschung (DFIU/IFARE) an der Universität Karlsruhe koordiniert.

¹²¹ OEM (Original Equipment Manufacturing) bezeichnet Produktvarianten für die Auftragsfertigung von Teilen, die oft nicht für den Endkundenmarkt bestimmt sind.

angenommen, die verschiedene Annahmen als Rahmenbedingungen widerspiegeln (Geldermann et al. 2002c). Zur Verdeutlichung wird hier zunächst das Szenario '**Vertikale Integration**' skizziert (vgl. Bild 7-15).

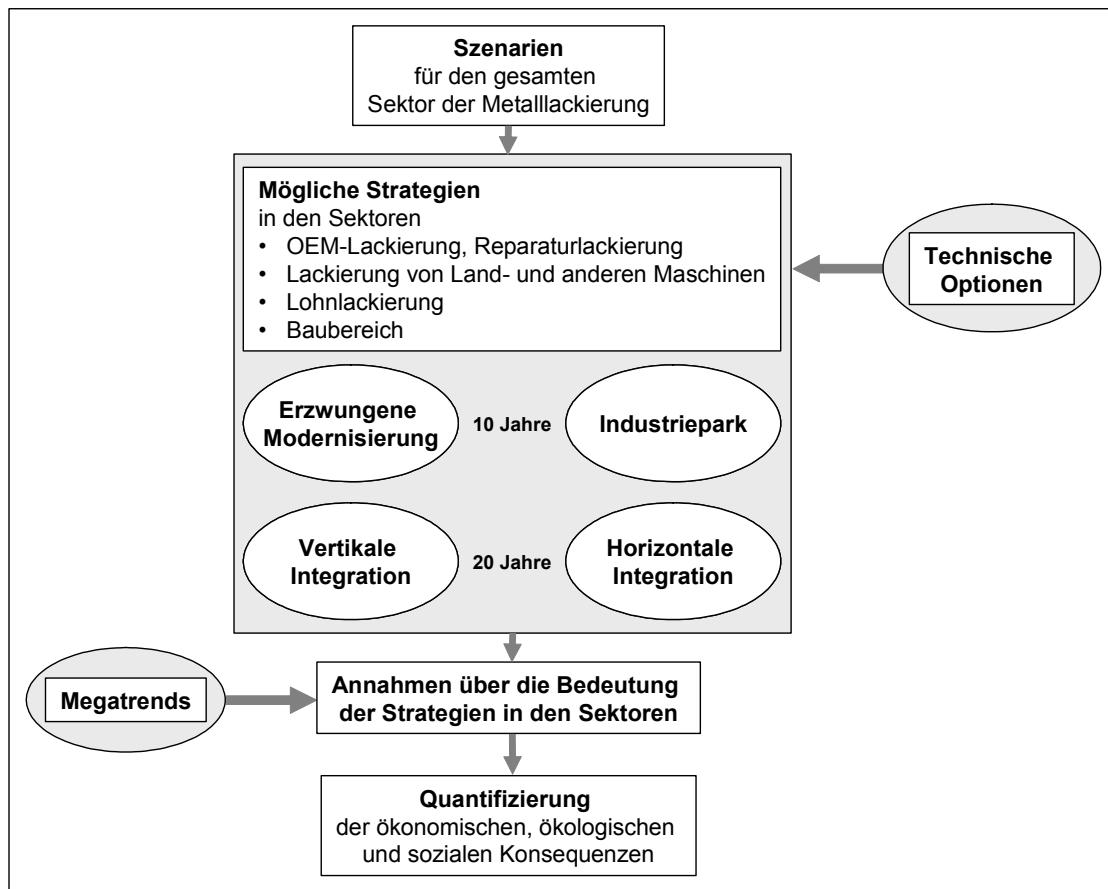


Bild 7-14: Ablauf der Szenario-Analyse

In diesem Szenario wird davon ausgegangen, dass sich der bereits zu verzeichnende Trend einer weiter integrierten Wertschöpfungskette und der damit verbundenen Verschiebung vom Produkt zum Serviceangebot über die nächsten 20 Jahre anhält. Das Szenario stellt eine Fortsetzung aktueller Tendenzen auf dem Lackmarkt dar: In einigen Fällen betreiben Lackhersteller bereits die Lackieranlagen ihrer Kunden und verkaufen somit zunehmend Serviceleistungen, die weit über das reine Lackangebot hinausgehen. Als Folge wird die Lackierung nicht mehr durch den industriellen Hersteller, sondern durch integrierte Service-Provider durchgeführt. Betrieben werden diese Dienstleistungszentren von Farbherstellern, Anlagenherstellern oder auch als Gemeinschaftsunternehmen mehrerer Industriepartner. Vertragsgegenstand ist in diesem Fall nicht mehr die Farbe als Produktionsmittel (bzw. die Lackiertechnologie), sondern die fertig lackierte Oberfläche. Damit nimmt die Bedeutung der Farb- und Anlagenhersteller an der Wertschöpfungskette zu, da ein breites Spektrum an Prozessschritten von der Lackherstellung über die Applikation von einem Anbieter abgedeckt wird. Außerdem können sich weitere Möglichkeiten für die Implementierung prozessübergreifenden Recyclingkaskaden ergeben (vgl. auch Kapitel 8).

Im komplementären Szenario '**Horizontale Integration**' wird hingegen von einer weit reichenden strategischen Kooperation der KMU bei gleichzeitig verstärkter Zusammenarbeit mit industriellen Herstellern und Lackherstellern ausgegangen, wodurch die Marktbedeutung der KMU deutlich zunimmt. Die zwei weiteren Szenarien sind mit einem Betrachtungszeitraum von zehn Jahren mittelfristig orientiert: Bei der '**Erzwungenen Modernisierung**' verhalten sich die Lackhersteller

unter einer restriktiven Umweltgesetzgebung passiv, wodurch viele lackverarbeitende Betriebe zum Outsourcing gezwungen werden, wohingegen das vierte Szenario durch '**Industrieparks**' als vorherrschende Marktstruktur bei einer hohen Einbindung von KMU geprägt ist, die hierdurch Möglichkeiten der Spezialisierung sowie Größendegressionseffekte nutzen können.

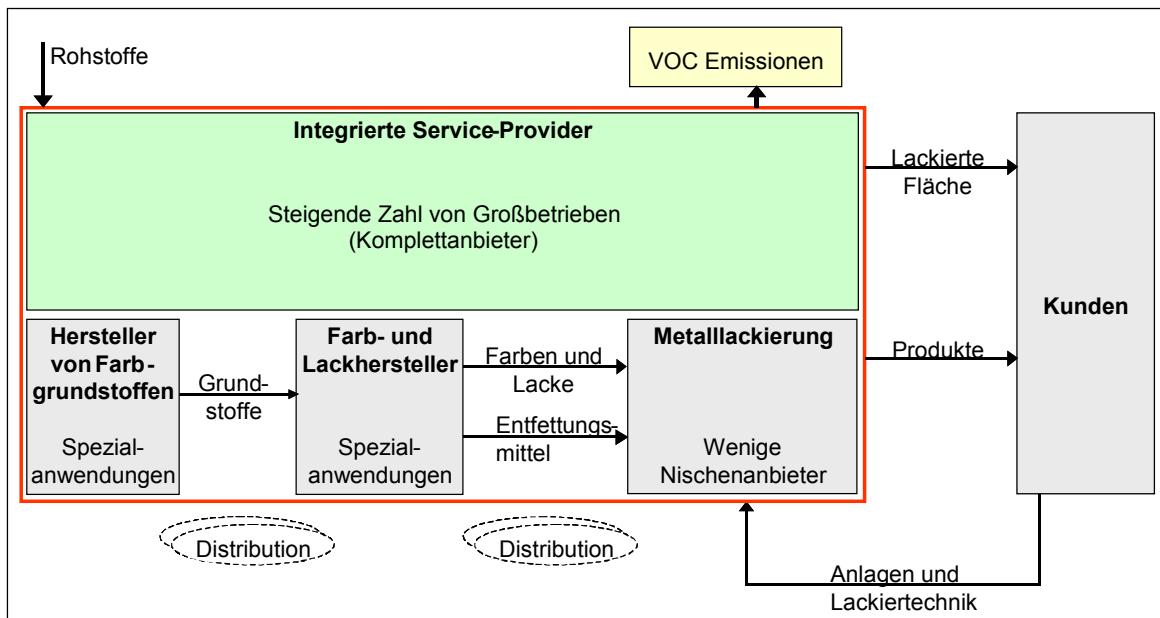


Bild 7-15: Wertschöpfungskette der Metalllackierung im Szenario 'Vertikale Integration'

Die Betrachtung der gesamten Wertschöpfungskette mit Hilfe der Szenario-Technik berücksichtigt neben ökonomischen und ökologischen Kriterien auch sozio-ökonomische Aspekte bei der Beurteilung der technologischen Optionen und kam zu folgenden Einschätzungen:

- Als wichtigste Motivation für die kurzfristige Entwicklung wurden die aktuellen umweltrechtlichen Regelungen identifiziert, während ökonomische Beweggründe die langfristige Entwicklung dominieren.
- Eine betriebsübergreifende Zusammenarbeit mit gemeinsamem Aufbau an Wissen und gemeinsamen Investitionen kann ein Schlüsselfaktor für die Sicherung des Unternehmenserfolgs sein.
- In manchen Bereichen erscheinen produktintegrierte Maßnahmen, wie sie auch durch die EG-Lack-Richtlinie vorgegeben werden, ein geeigneter Weg für eine einheitliche Umsetzung von Umweltstandards zu sein. Allerdings muss zur Umsetzung der umweltrechtlichen Anforderungen eine ausreichende Zeitspanne vorgegeben werden.
- Ferner können weitere Anreize notwendig sein, weil die Finanzierung oft ein Haupthindernis für die Diffusion von Emissionsminderungsmaßnahmen ist.

Die Ergebnisse werden Politik und Wirtschaft für Entscheidungen über (umwelt-)politische Maßnahmen, Investitionen oder die Initiierung von Forschungs- und Entwicklungsaktivitäten zur Verfügung gestellt. Darüber hinaus können sie als Hintergrundinformationen für die Interpretation der Ergebnisse von Stofffluss- und Optimiermodellen genutzt werden.

7.8 Zusammenfassung

Das Stofffluss- und Optimiermodell ARGUS wurde zur Bestimmung von Kostenfunktionen für VOC-Emissionsminderungsstrategien als Unterstützung von politischen Verhandlungsprozessen entwickelt, die im Rahmen der Erarbeitung des Göteborg-Protokolls der UNECE stattfanden. Auf

Basis des Referenzanlagenansatzes wird der bestehende Anlagenpark für die zu untersuchenden Sektoren über die installierten Kapazitäten der Produktionstechnologien, die sektoralen Aktivitäten und die verfügbaren Emissionsminderungstechniken anhand der Minderungseffizienzen und Kosten charakterisiert und im Modell abgebildet. Zielfunktion der linearen Optimierung in ARGUS ist die Minimierung der Investitionen und Betriebskosten über den gesamten Betrachtungszeitraum auf Basis der Kapitalwertmethode. Als Nebenbedingungen gehen Emissionshöchstgrenzen und die Nachfrage nach Produkten bzw. Produktionskapazitäten (wirtschaftliche Aktivität) in die Berechnung ein. Ein an das Stoffflussmodell gekoppeltes Lebensdauermodell gewährleistet, dass in zukünftigen Perioden Spielräume für den strukturellen Wandel von Technologien adäquat dargestellt werden, die sich aus den Reinvestitionszyklen der berücksichtigten Anlagen ergeben. Grundlagen des Modells sind somit die technooökonomischen und die länderspezifischen Parameter eines industriellen Sektors.

Bei der Minderung von VOC-Emissionen aus industriellen Quellen spielen Maßnahmen der Substitution von Produktionstechnologien (strukturelle Maßnahmen) und Einsatzstoffen eine besondere Rolle. Eine Schwierigkeit bei der technischen und ökonomischen Charakterisierung betrifft die eindeutige Zuordnung der Kosten zu Produktionszwecken sowie die zeitliche Abgrenzung aufgrund der Technologieerneuerungs- und Reinvestitionszyklen.

ARGUS wurde für die Analyse von Emissionsminderungsstrategien von stationären VOC- und NO_x-Quellen entwickelt. Andere Modelle sind auf die Untersuchung von Energiesystemen zugeschnitten, bei der die Emissionen von SO₂, NO_x und CO₂ im Vordergrund stehen. Weitere Forschungsarbeiten sind nun notwendig, um diese Partialmodelle so zu erweitern, dass kombinierte Emissionsminderungsmaßnahmen analysiert werden können. Die Methoden der Mehrzielentscheidungsunterstützung bieten dazu eine theoretische Grundlage. Weiterhin sind geeignete Methoden zur angemessenen Berücksichtigung der Unsicherheiten in dynamischen Stofffluss- und Optimiermodellen zu entwickeln und auf die Modellgröße anzupassen.

Die Genauigkeit der Modellergebnisse wird jedoch durch die Verfügbarkeit und Qualität von Eingangsdaten begrenzt, insbesondere hinsichtlich der Struktur der Emissionsquellen (Statistiken über Aktivitäten, Informationen über Anlagen und angewandte Prozesse, z.B. Größen- und Altersverteilung der Installationen und der bereits installierten Emissionsminderungsoptionen). Kostenfunktionen müssen zudem konsistent sein, d.h. die verschiedenen methodischen Ansätze müssen widerspruchsfrei sein und auf kompatible Technologiedatenbanken zugreifen (Calaminus et al. 2003; Ball et al. 2004). Außerdem sollte der methodische Rahmen genügend flexibel sein, um die großen Unterschiede zwischen Ländern hinsichtlich z.B. der Struktur der Emissionsquellen, der anwendbaren Emissionsminderungsoptionen und der Art der vorhandenen Daten zu berücksichtigen. Für die Modellierung von kleineren Regionen mit wenigen ähnlichen Installationen (wie zum Beispiel in manchen Industriesektoren in Österreich (Joas et al. 2002) ist eine Anpassung der Methode notwendig, weil keine kontinuierliche Technikverteilung mehr unterstellt werden kann. Theoretisch könnte die gemischt-ganzzahlige Optimierung eingesetzt werden, doch stellt sich grundsätzlich die Frage, ob in diesen Fällen nicht auf eine lineare Optimierung verzichtet wird und nur einzelne Szenarien und Entwicklungstrends simuliert werden.

Ob die Ansätze der Ökobilanzierung oder die Diskussion der Nachhaltigkeitsindikatoren die Weiterentwicklung von dynamischen Stoffflussmodellen für die Berücksichtigung mehrerer Schadstoffe voranbringen wird, ist derzeit eine offene Frage. Umgekehrt könnten aber die detaillierten Anlagen- und Technikbeschreibungen der modellierten Referenzanlagen als Hintergrunddaten für Ökobilanzstudien verwendet werden (Geldermann et al. 2002a).

8 Integrierte Anlagenplanung auf der Grundlage der Pinch-Analyse

In den bisherigen Kapiteln wurden einzelbetriebliche Lösungen zur Emissionsminderung betrachtet. Zusätzliche Prozessoptimierungspotenziale hinsichtlich Emissionsminderung und Ressourceneffizienz bieten sich durch eine betriebsübergreifende Anlagenplanung und Prozessintegration. Entsprechende Planungsansätze zielen auf ein ganzheitliches Prozessdesign beim Betrieb, Umrüsten und Instandhalten von Anlagen ab und erweitern Methoden der Produkt- und Prozessoptimierung, die eine lange Tradition in der Verfahrenstechnik haben (Dunn/Bush 2001). So können durch die Wärmeintegrationsanalyse (Pinch-Analyse) signifikante Energieeinsparungen erreicht werden, indem anstelle der optimalen Auslegung einzelner energieumwandelnder Prozesse (z.B. Wärmeübertrager) eine übergreifende Netzwerkoptimierung angestrebt wird (Linnhoff/Turner 1981; Cerdá et al. 1983). Während sich die Pinch-Analyse bereits für die Auslegung von Wärmeübertragernetzwerken in der Praxis als Stand des Wissens durchgesetzt hat, kommt ihre Übertragung auf Massenströme zur Minderung der VOC-Emissionen (durch Rückgewinnung und Wiederverwendung der VOC in der Lack- oder Klebstoffproduktion) oder des Wasserverbrauchs (am Beispiel von Brauereien oder von Abwässern einer Textilfabrik) erst in jüngster Zeit vereinzelt zum Einsatz (Dunn/Bush 2001; Linnhoff 2002; Hamad et al. 2003).

Zunächst wird in diesem Kapitel der Ansatz der Pinch-Analyse erläutert und seine Anwendung als klassisches Transportproblem des Operations Research dargestellt. Im Fallbeispiel 9 wird die Pinch-Analyse auf die Trocknung in der Serienlackierung von PKW-Rohkarossern angewendet (Geldermann et al. 2005d). Anschließend wird als Methodik für eine effiziente Ressourcennutzung für anlagen- und betriebübergreifende Produktionsnetze das Konzept MOPA (Multi Objective Pinch Analysis) vorgestellt (Geldermann et al. 2006b). Hierbei werden zum einen simultan unterschiedliche Stoff- und Energieströme und zum anderen die Präferenzen der Entscheider in Bezug auf die eingesetzten Ressourcen in einer Mehrzielentscheidungsanalyse berücksichtigt. Die Anwendung wird anhand von Fallbeispielen aus Chile und China illustriert. Vor allem in industriellen Schwellenländern, die abweichende Rahmenbedingungen der Finanzierung, Umweltpolitik und Industriestrukturen im Vergleich zu Europa, Japan oder Nord-Amerika haben, werden Ansätze benötigt, die diese Besonderheiten berücksichtigen und die Ressourceneffizienz als Schlüsselement einer nachhaltigen Entwicklung verbessern (Geldermann et al. 2004d; Schollenberger et al. 2005a; Geldermann et al. 2006; Treitz 2006).

8.1 Integrierte Optimierung von Energie- und Stoffstromnetzen

Die Pinch-Analyse ist im weiteren Sinn ein Ansatz des integrierten Prozessdesigns (Linnhoff/Turner 1981). Die Grundidee besteht in der Ermittlung der minimal notwendigen Einsatzstoffe (z.B. Energie, Wasser oder Lösemittel) der Prozessschritte eines betrachteten Stoffstromnetzes (z.B. Lackanwendung) auf graphischem oder analytischem Wege. Um die ermittelten Zielgrößen zu realisieren, ist die Integration geeigneter Unit Operations (Zwischenschritte) notwendig, wie zum Beispiel Wärmeübertrager, Pufferbehälter oder Maßnahmen zur Veränderung der Zusammensetzung von Stoffströmen, die auch in den BVT-Merkblättern beschrieben sind (vgl. Kapitel 5).

Ausgehend von der Optimierung von Wärmeübertragernetzwerken (Kobayashi et al. 1971; Linnhoff/Flower 1978) wurde die Pinch-Analyse in den letzten Jahren auf die Wassereinsatzoptimierung (Wang/Smith 1994; Alva-Argáez et al. 1998) und Lösemittelwiedergewinnung (Dunn/El-Halwagi 1994a; Zhelev/Semkov 2004) erweitert. Durch Berücksichtigung von Kosten-

aspekten können mit Hilfe der Pinch-Analyse ebenfalls ökonomische Fragestellungen bearbeitet werden (Linnhoff 2004). Als Lösungsalgorithmen können modifizierte Methoden des Operations Research eingesetzt werden (Cerda et al. 1983; Geldermann et al. 2006).

8.1.1 Pinch-Analyse für Wärmeströme

Die grundsätzliche Zielsetzung der Pinch-Analyse, die auch als Wärmeintegrationsanalyse bezeichnet wird (Radgen 1996), ist die Minimierung von Wärmeenergieverlusten durch Schließen von Wärmekreisläufen mit Hilfe einer systematischen Untersuchung im Vergleich zu einem reversiblen System (Linnhoff/Turner 1981). Ausgangspunkt ist die Exergo-Ökonomie.¹²² Dabei wird zunächst der ökonomisch optimale Umfang der Wärmerückgewinnung für das bestehende System berechnet, wobei eine weitere Verbesserung nur durch Prozessmodifikationen oder die Veränderung von Prozessbedingungen (z.B. Flussraten, Temperaturen etc.) erzielt werden kann (Umeda et al. 1979). Mittels Wärmeübertragern wird Wärme von abzukühlenden an aufzuheizende Stoffströme übertragen, so dass Wärme möglichst mehrfach im Prozess genutzt werden kann und möglichst wenig Energie von außen zugeführt werden muss.

Ansatzpunkt ist die Erstellung von heißen und kalten Summenkurven durch die Kombination der heißen und kalten Prozessströme des Systems entsprechend ihrer Temperaturintervalle und Enthalpiedifferenzen unter Annahme eines minimalen Temperaturgradienten ΔT_{\min} zwischen den heißen und den kalten Prozessströmen (Linnhoff/Flower 1978). Durch die Wärme Pinch-Analyse kann das thermodynamische Minimum benötigter Heiz- und Kühlkapazität bestimmt werden. Dazu werden die Stoffströme zuerst in aufzuheizende und abzukühlende Ströme aufgeteilt. Für diese kalten und heißen Ströme lassen sich die Änderungen in einem Enthalpie-Temperatur-Diagramm (H,T-Diagramm) in Form von Geraden darstellen. Da für die Ströme nur Enthalpieänderungen maßgeblich sind und die Enthalpie keinen absoluten Nullpunkt besitzt, können die Ströme in horizontaler Lage verschoben werden. Die Kombination aller aufzuheizenden bzw. abzukühlenden Ströme wird als kalte bzw. heiße Summenkurve bezeichnet. Um eine Wärmeübertragung zu ermöglichen, muss die heiße Summenkurve an allen Stellen über der kalten Summenkurve liegen und wird daher so lange verschoben, bis diese Bedingung erfüllt ist. Diese Bedingung wird durch ΔT_{\min} definiert, die minimale Temperaturdifferenz zwischen heißen und kalten Strömen (vgl. Bild 8-1). Der Prozess kann dann am Pinch-Point („Engstelle“, dem Punkt minimaler Temperaturdifferenz) in zwei voneinander unabhängige Teilsysteme aufgeteilt werden, deren Wärmeströme paarweise optimal miteinander verschaltet werden können.

Den Strömen, die im H,T-Diagramm rechts über der Pinch-Temperatur liegen, muss Wärme aus Betriebsmitteln zugeführt werden, sie stellen eine Wärmesenke dar. Den Strömen unterhalb des Pinch, den Wärmequellen, muss Energie entzogen werden. Ein Ausgleich zwischen dem Wärmeüberschuss unterhalb des Pinch und dem Wärmebedarf oberhalb ist nicht möglich, weil Energie nicht entgegen des Temperaturgefälles übertragen werden kann.

Durch den Vergleich des thermodynamischen Minimums benötigter Heiz- und Kühlkapazität mit den aktuellen Verbrauchswerten kann das Potenzial für Prozessverbesserungen - das durch den

¹²² Die exergo-ökonomische Betrachtungsweise ordnet die in einem Prozessschritt auftretenden Kosten dem entsprechenden Exergieverlust zu, der in diesem Prozessschritt auftritt. Sie verbindet die exergetische Analyse mit der Kostenanalyse und ermöglicht darauf aufbauend die wirtschaftliche Optimierung einer Anlage (Tsatsaronis et al. 1990)

Konflikt zwischen Kapital für benötigte Investitionen (beispielsweise Wärmeübertrager) und reduzierten Betriebskosten (Energiekosten) charakterisiert ist - bestimmt werden. Im Vergleich zur reinen Stoff- und Energieflossanalyse können in der Pinch-Analyse thermodynamische und chemische Gesetzmäßigkeiten berücksichtigt werden (Linnhoff 2004).

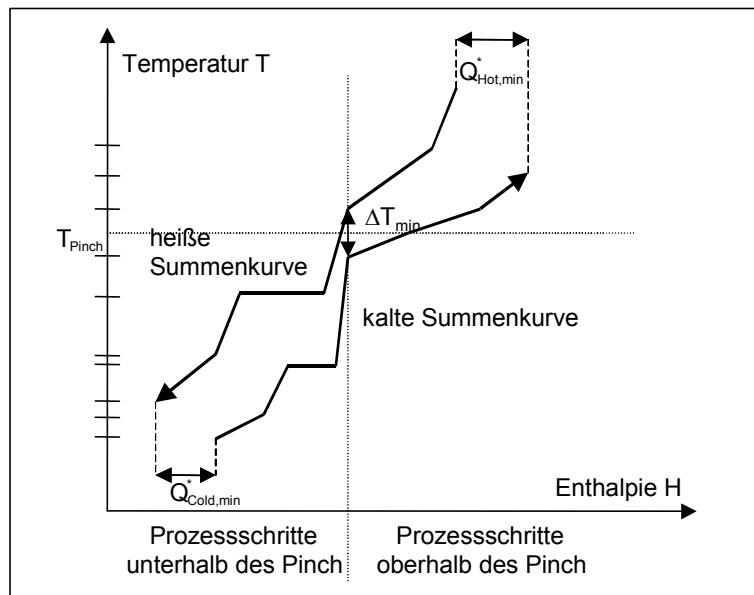


Bild 8-1: Summenkurven der heißen und kalten Prozessströme im H,T-Diagramm

Quelle: (Radgen 1996)

8.1.2 Pinch-Analyse für Wasserströme

Analog der Temperatur, die ein Maß für den umwandelbaren Wärmegehalt eines Stroms liefert, kann für Masseströme die Reinheit eines Stroms als Qualitätsmerkmal definiert werden. Die Wasserqualität kann durch eine Vielfalt unterschiedlicher reiner und aggregierter Stoffparameter beschrieben werden (z.B. unterschiedliche Kennzahlen für Schwermetalle (Cadmium, Quecksilber, etc) oder Phosphate etc., Gesamtschwebstoffe oder der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) bzw. der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB)). Dementsprechend kann dabei zwischen Einzel- und Multiparameterproblemen unterschieden werden. Bei der Berücksichtigung nur eines Parameters ist das Vorgehen analog zur Wärmeintegrationsanalyse. Dabei wird der Stoffaustausch einer Substanz von einem stark zu einem weniger stark belasteten Strom analog der Wärmeübertragung von einem heißen zu einem kalten Strom bewertet (Wang/Smith 1994). Dazu werden analog der Temperatur-Enthalpie-Diagramme Summenkurven des Frischwassers und des maximalen Schadstoffgehalts graphisch dargestellt. In dem Bereich, in dem sich die Kurven überlappen, können Prozesswasserströme verknüpft werden. Weiterhin können durch die Bereiche, die nur durch eine Kurve abgedeckt werden, die minimalen Abwasser- bzw. minimalen Frischwassermengen berechnet werden (vergleichbar mit dem thermodynamisch minimalen Kühl- bzw. Heizbedarf) (Wang/Smith 1994; Linnhoff 2004).

In der praktischen Anwendung ist oft die Berücksichtigung unterschiedlicher Substanzen bzw. Parameter erforderlich. Falls diese nicht in aggregierte Parameter (z.B. CSB) zusammengeführt werden können, liegt ein Multiparameterproblem vor. In diesem Fall werden für jeden Parameter Qualitäts-Fluss-Diagramme erstellt, die zu unterschiedlichen Durchflusszielgrößen führen, die wiederum durch unterschiedliche Prozessdesigns realisiert werden können (Koufos/Retsina 2001).

Neben der Unterscheidung zwischen Einzel- und Multiparameterfragestellungen muss außerdem zwischen Prozess- bzw. Brauch- oder Betriebswasser (d.h. Wasserströme zum Reinigen, Kühlen, Transportieren etc.) und Wasser als Einsatzstoff unterschieden werden (Gianadda et al. 2002).

Durch Analyse der Massenstromdiagramme (vgl. Bild 8-2) lassen sich verschiedene Recyclingoptionen für Abwasserströme bestimmen, z.B. direktes Recycling (bei ausreichender Qualität) oder Vermischung (zur Einstellung einer bestimmten Zusammensetzung oder Flussrate). Vielfach ist eine Veränderung der stofflichen Zusammensetzung notwendig, z.B. durch Massentauscher wie Adsorber, Extraktion, Ionentauscher oder Abscheider, wärmeinduzierte Abscheidung (Kondensation, Trockner, Verdunstungseinrichtungen etc.), Separation mittels Membranen (Umkehrosmose etc.) oder Änderung der Umgebungsbedingungen (z.B. Druckänderung durch Kompression oder Ausdehnung) (Dunn/Bush 2001). Wie beim Wärme-Pinch muss bei der Wasser-Pinch-Analyse ebenfalls die minimal theoretisch mögliche Abwasser- und Frischwasserrate in ein wirtschaftlich sinnvolles Prozessdesign umgesetzt werden. Erhebliche ökonomische Vorteile wurden z.B. durch eine Minimierung des Starkverschmutzerzuschlags bei den Abwassergebühren realisiert (Linnhoff 2002).

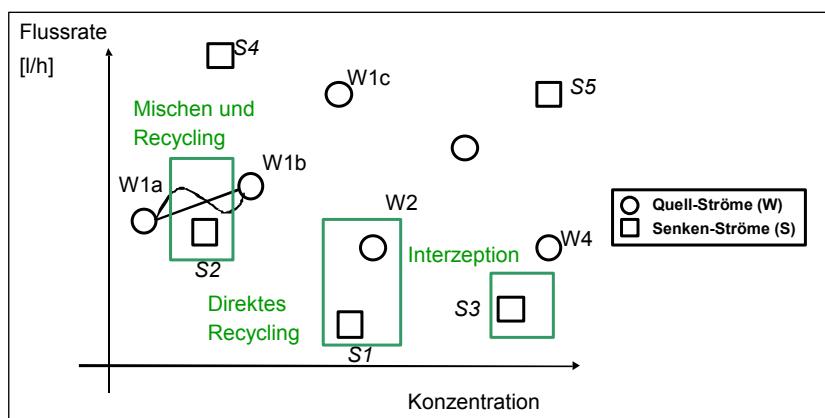


Bild 8-2: Massenstromdiagramm zur Wassereinsparung durch Wiederverwendung von Abwasserströmen

Quelle: (Dunn/Bush 2001)

8.1.3 Pinch-Analyse für VOC-Ströme

Die Pinch-Analyse lässt sich auch auf VOC-haltige Abluftströme anwenden (Dunn/EI-Halwagi 1994a; Dunn/EI-Halwagi 1994b; EI-Halwagi 1997; Parthasarathy/EI-Halwagi 2000), da die Abscheidung von VOC aus Abluftströmen üblicherweise durch thermische Kondensationsprozesse erfolgt. Daher kann die Rückgewinnung der VOC als Wärmeübertragerproblem dargestellt werden (vgl. Bild 8-3).

Die angestrebte Konzentration oder Zusammensetzung der VOC im Reingas bzw. im wieder gewonnenen Lösemittel kann über Phasendiagramme in entsprechende Temperaturen übertragen werden, auf die der Abluftstrom abgekühlt werden muss. Durch Abbildung in Temperatur-Enthalpie-Diagrammen unter Berücksichtigung der jeweils betrachteten Lösemittelkomponenten und deren Stoffeigenschaften (Wärmekapazitäten, Kondensationstemperatur, Verdunstungswärme etc.) und der angestrebten Lösemittelkonzentrationen können die für die Pinch-Analyse relevanten Temperaturintervalle identifiziert werden, wobei die Abluft durch das kalte Reingas für die Kondensation vorgekühlt werden kann. Je nach Qualitätsanforderungen können die zurückgewonnenen

Lösemittel im Prozess wieder eingesetzt oder aber verkauft werden (z.B. zu Reinigungszwecken mit geringeren Qualitätsanforderungen). Im ersten Schritt wird das Potenzial der Lösemittelrückgewinnung bestimmt, indem die maximal mögliche Menge an wiedergewinnenden Lösemitteln berechnet wird und in Relation zu den aktuellen Verbrauchswerten gesetzt wird. Der ökonomisch sinnvolle Anteil der wiedergewinnenden Lösemittel ist dann in Abhängigkeit der weiteren Ressourcen, benötigten Investitionen und Betriebskosten in einer technooökonomischen Bewertung zu bestimmen. Vor allem die technischen Parameter maximaler und minimaler Lösemittelkonzentrationen, Verdunstungsanteile in den unterschiedlichen Lackier- und Trocknungszenen sowie Qualitäts- und Sicherheitsaspekte bestimmen dabei die Nebenbedingungen des Optimierproblems. Die VOC-Pinch-Analyse liefert als Ergebnis den theoretisch minimalen Lösemittelverbrauch und das zugehörige Kondensationsnetzwerk für die betrachteten Prozesse.

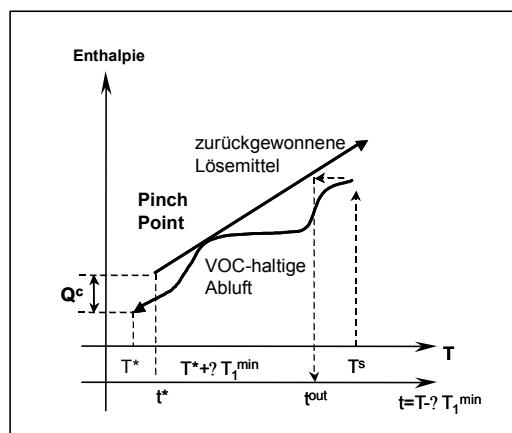


Bild 8-3: Übertragung der Pinch-Analyse zur Bestimmung der minimalen Kondensationskosten

Quelle: (Parthasarathy/EI-Halwagi 2000)

8.1.4 Betriebsübergreifende Ansätze

Die Methode der Pinch-Analyse kann abhängig von den gewählten Systemgrenzen auf innerbetriebliche und betriebsübergreifende Fragestellungen angewandt werden. Dabei können sowohl Lieferketten (vertikale Integration) als auch Industrieparkstrukturen (horizontale Integration) betrachtet werden (vgl. auch Abschnitt 7.7). Ein Ansatz ist die Anwendung der Pinch-Analyse für die Unternehmensplanung, indem aggregierte Materialbedarfs- und Produktionsdaten in Bezug zu ihrem zeitlichen Verlauf zu Summenkurven zusammengesetzt werden. Durch die Berücksichtigung von ausgegliederten Prozessen auf der einen und Kundenbedarfe auf der anderen Seite kann eine Verknüpfung der Unternehmen in einer Wertschöpfungskette realisiert werden (Singhvi/Shenoy 2002; Singhvi et al. 2004).

Neben der Berücksichtigung von Produktströmen kann eine Analyse auch auf Basis von Prozessströmen erfolgen. Dies bietet die Möglichkeit, auch Unternehmensmodelle unterschiedlicher Branchen miteinander zu verknüpfen und Synergien zu identifizieren (d.h. die Unternehmen können, müssen aber nicht derselben Wertschöpfungskette angehören). Auch kann durch die Kombination von Prozessströmen auf betriebsübergreifender Ebene die Qualität der Stoffströme für einen bestimmten Verwendungszweck verbessert werden (z.B. höhere Lösemittelkonzentrationen). Neue technische Optionen können durch veränderte Kapazitäten aufgrund von Größendegressionseffekten ökonomisch oder ökologisch sinnvoll werden (vgl. dazu auch Abschnitt 3.3). Allerdings können organisatorische und finanzielle Aspekte, die Grenzen einer betriebsübergreifenden Zusammenarbeit bilden können (Frank 2003; Fichtner et al. 2004; Tietze-Stöckinger 2005), mit

diesen Methoden nicht untersucht werden. Dennoch stellt die Ermittlung der theoretisch optimalen Ressourceneinsparungen eine wichtige Planungsgrundlage dar, um etwa den prozesstechnisch bedingten Verhandlungsspielraum zu ermitteln.

8.1.5 Die Pinch-Analyse als Transportproblem

Das Pinch-Problem lässt sich auf graphischem Wege lösen oder aber als Transportproblem im Sinne des Operations Research darstellen und somit einer linearen Programmierung zugänglich machen (Cerda et al. 1983). Nebenbedingungen können so gewählt werden, dass bestimmte Energiestrom-Kombinationen, z.B. aufgrund zu großer räumlicher Distanz, ausgeschlossen werden. Neben der Zielgröße „minimaler Energieeinsatz“ kann auch die Minimierung der Kosten angestrebt werden. Einige Flowsheeting-Programme bieten bereits Algorithmen für die Pinch-Analyse und Datenbanken mit verschiedenen Wärmeübertragern an, wie etwa das Flowsheeting-System Aspen Plus.

Nach einer Linearisierung der heißen und kalten Prozessströme kann eine effiziente Problemlösung erreicht werden (Cerda et al. 1983). Die Zielfunktion des generellen Minimierungsansatzes des Transportproblems lautet:

$$\min_{x_{ij}} \sum_i \sum_j c_{ij} \cdot x_{ij} \quad (\text{Gleichung 8.51})$$

Der Parameter c_{ij} steht dabei für die Kosten pro Einheit transportierter Menge von Produktionsstätte i zu Kunde j und x_{ij} bezeichnet die transportierte Menge. Analog lautet die erweiterte Zielfunktion zur Berechnung des minimalen Versorgungsbedarfs:

$$\min_{q_{ik,jl}} \sum_{i=1}^C \sum_{k=1}^L \sum_{j=1}^H \sum_{l=1}^L C_{ik,jl} \cdot q_{ik,jl} \quad (\text{Gleichung 8.52})$$

In der modifizierten Zielfunktion für die Pinch-Analyse nimmt nun die Variable $q_{ik,jl}$ (Menge übertragener Wärme) die Funktion der Variable x_{ij} (Menge transportierten Materials) an. Die Transportkosten pro transportierter Einheit c_{ij} werden in den Parameter $C_{ik,jl}$ übertragen. Dieser Parameter wertet mögliche Kombinationen zwischen Prozessströmen mit dem Faktor null, den Gebrauch von Versorgungsströmen mit dem Gewicht eins und prozesstechnisch unmöglichen Kombinationen mit unendlich (vgl. Gleichung 8.3).

$$C_{ik,jl} = \begin{cases} 0 & \text{falls } i \text{ und } j \text{ beides Prozessströme sind und} \\ & \text{eine Kombination erlaubt ist, d.h. } k \leq l \\ 0 & \text{falls } i \text{ und } j \text{ beides Versorgungsströme sind } (i=C, j=H) \\ 1 & \text{falls nur } i \text{ oder } j \text{ ein Versorgungsstrom ist} \\ M & \text{sonst, wobei } M \text{ eine sehr große (unendliche)} \\ & \text{Zahl bedeutet} \end{cases} \quad (\text{Gleichung 8.53})$$

Durch die lineare Approximation aller Prozessströme innerhalb jedes Temperaturintervalls sind die aggregierten Summenkurven eine Kombination von Geraden der Ströme in den Temperaturintervallen k und l ($k, l \in L$) aller kalten Ströme i ($i \in C$) und aller heißen Ströme j ($j \in H$). (Cerda et al. 1983) beweisen, dass nur Eckpunkte (d.h. Punkte, in denen mindestens eine der Summenkurven ihre Steigung ändert) und Endpunkte potentielle Pinch-Punkte sein können. Dies sind die Grenzen der Temperaturintervalle k und l von L . In einem vorangestellten Schritt kann die Menge realisierbarer Pinch-Punkte gebildet werden, die in der Regel die Größe des gegebenen Problems signifikant reduziert. Da nur Punkte betrachtet werden müssen, bei denen die Summenkurve ihre Stei-

gung ändert, können Intervalle, bei denen sich weder die Flussrate noch die Wärmekapazität ändert, zusammengefasst werden. Es kann sogar eine noch restriktivere Bedingung formuliert werden, denn nur Punkte der kalten Summenkurve sind potentielle Pinch-Punkte, bei denen die Steigung flacher wird bzw. Punkte der heißen Summenkurve, bei denen die Steigung oberhalb des Pinch-Punktes größer wird. Die Zielfunktion (8.2) wird durch eine Reihe von Nebenbedingungen und Voraussetzungen eingeschränkt:

$$\sum_{j=1}^H \sum_{l=1}^L q_{ik,jl} = a_{ik} \quad i = 1, 2, \dots, C \quad (Gleichung 8.54)$$

$$k = 1, 2, \dots, L$$

$$\sum_{i=1}^C \sum_{k=1}^L q_{ik,jl} = b_{jl} \quad j = 1, 2, \dots, H \quad (Gleichung 8.55)$$

$$l = 1, 2, \dots, L$$

$$a_{Cl} \geq \sum_{j=1}^{H-1} \sum_{l=1}^L b_{jl} \quad (Gleichung 8.56)$$

$$b_{HL} \geq \sum_{i=1}^{C-1} \sum_{k=1}^L a_{ik} \quad (Gleichung 8.57)$$

mit

a_{ik}	Wärmebedarf des kalten Prozessstroms i im Temperaturintervall k
b_{jl}	Wärmeüberschuss des heißen Prozessstroms j im Temperaturintervall l
C	kalter Versorgungsstrom
$C-1$	Anzahl der kalten Prozessströme
H	heißer Versorgungsstrom
$H-1$	Anzahl der heißen Prozessströme
L	Anzahl der Temperaturintervalle
c_{ik}	kalter Prozessstrom i in Temperaturintervall k
h_{jl}	heißer Prozessstrom j in Temperaturintervall l
$C_{ik,jl}$	Übertragerkosten einer Wärmeeinheit von Wärmequelle h_{jl} zur Wärmesenke c_{ik}
$q_{ik,jl}$	übertragene Wärmemenge von Wärmequelle h_{jl} zur Wärmesenke c_{ik}
T	Temperatur

Die Nebenbedingung 8.54 stellt sicher, dass der Wärmebedarf des kalten Prozessstroms i aus Intervall k durch einen beliebigen heißen Strom gedeckt wird. Analog sichert Gleichung 8.55 dies für den Kühlbedarf des heißen Prozessstroms j aus Intervall l aus einem beliebigen kalten Strom. Die übertragene Wärmemenge unterliegt dabei der Nichtnegativitätsbedingung. Des Weiteren wird angenommen, dass genug Kühlversorgung durch den kalten Versorgungsstrom (Gleichung 8.56) bzw. Wärmezufuhr durch den heißen Versorgungsstrom (Gleichung 8.57) zur Verfügung steht, um sämtliche Bedarfe zu decken. Zusätzlich wird eine minimale Temperaturdifferenz als Gradient zwischen heißen und kalten Strömen angenommen, die implizit durch den Wärmebedarf a_{ik} bzw. Wärmeüberschuss b_{jl} pro Temperaturintervall k und l gegeben ist. Weitere Nebenbedingungen können die technische Konfiguration des gegebenen Problems abbilden. Für eine detailliertere Betrachtung der Anwendung des Transportalgorithmus auf die Pinch-Analyse sei auf (Cerda et al. 1983) verwiesen.

8.2 Fallstudie 9: Anwendung der Pinch-Analyse zur Optimierung der Serienlackierung von Personenwagen

In der Metalllackierung entstehen kalte und heiße Volumenströme durch die Abluft aus Lacktrocknern und aus Abluftbehandlungsprozessen, so dass durch Anwendung der Pinch-Analyse eine optimale Verschaltung von aufzuheizenden und abzukühlenden Stoffströmen mittels Wärmeübertragern ermittelt werden kann, wie in diesem Fallbeispiel illustriert wird (Treitz et al. 2004a; Geldermann et al. 2006).

8.2.1 Beschreibung des Trocknungsprozesses

Im Trocknungsprozess der Lackierung werden VOC freigesetzt und von der Trocknungsluft aufgenommen. Diese Lösemittel können nun einer thermischen Nachverbrennung zugeführt werden oder in einem Kondensationsprozess wiedergewonnen werden (Rentz 1976; Roelant et al. 2004). Trotz teilweise erheblicher Unterschiede zwischen einzelnen Produktionsstandorten (selbst innerhalb eines Konzerns) im Lackier- und Trocknungsprozess können gemeinsame, charakteristische Eigenschaften identifiziert werden. In Deutschland wird fast ausschließlich der Zwei-Schicht-Decklack mit einem Basislack und einem Klarlack anstatt eines Ein-Schicht-Decklacks verwendet (Rentz et al. 2003a). Hauptumweltauswirkungen des Trocknungsprozesses werden durch den Energieverbrauch und durch die VOC-Emissionen hervorgerufen. Der Trocknungsprozess läuft in drei unabhängigen Trocknungstunnels ab: dem Trocknungstunnel der Kathodischen Tauchlackierung (KTL) mit ungefähr 180 °C, dem Trocknungstunnel des Füllerauftrags von ca. 165 °C und dem Trocknungstunnel des Decklacks mit typischen Temperaturen von ca. 140 °C. Diese vereinfachte Darstellung vernachlässigt das Aufheizen.

Der Abgasstrom hängt dabei von der Länge des Trocknungstunnels, der Anzahl der Filter (der Abgasstrom pro Filter wird als konstant angenommen) und weiteren technischen Prozessbedingungen ab. In der Regel sind Abgasströme zwischen 8.000 und 15.000 Nm³/h üblich. Diese drei Trocknungstunnel nutzen drei unabhängige Anlagen zur thermischen Nachverbrennung (TNV). Dabei werden die VOC, teilweise unter Zufuhr zusätzlicher Brenngase, in einer Brennkammer zwischen 700 °C und 1.000 °C oxidiert. Reinigungsgrade bis zu 99 % und höher können so erzielt werden.

8.2.2 Modellbeschreibung

Das entwickelte Modell bildet die drei Trocknungsprozessschritte mit ihren Temperaturbedingungen als Wärmeübertragernetzwerk ab. Die Abluft des Decklacktrocknungstunnels kann als Eingangsstrom in den Trocknungstunnels des Füllerauftrags bzw. der KTL genutzt werden, der geringere Prozessanforderungen stellt (Bild 8-4). Die Minimierung des Ressourceneinsatzes, und damit der Kosten, ist die Zielfunktion des gegebenen Modells und als Optimierung der minimalen Versorgung an Kühl- bzw. Heizkapazität formuliert. Diese Zielgrößen sind die thermodynamischen Minima der Versorgungsströme.

Die minimale Temperaturdifferenz des Wärmeübertragernetzwerks wird in diesem Kontext auf 10°C festgelegt. Daraus können die möglichen Pinch-Temperaturen als Eingangs- und Ausgangstemperaturen abgeleitet werden und zusätzlich die projizierten Ströme 10 °C ober- und unterhalb dieser Temperaturlgrenzen (vgl. Tabelle 8-1). Die Temperaturintervalle beginnen beim Kühlbedarf bei der niedrigsten Temperatur (-∞ bis 20 °C) und enden beim Heizbedarf bei der höchsten Temperatur. Da keine VOC in der gereinigten Abluft der heißen Prozessströme vor-

handen sind, wurden diese Ströme nicht projiziert, da sich die Steigung in der Summenkurve nicht ändert. Darüber hinaus wird ein Bedarf an Frischluft von 5.000 m³/h angenommen.

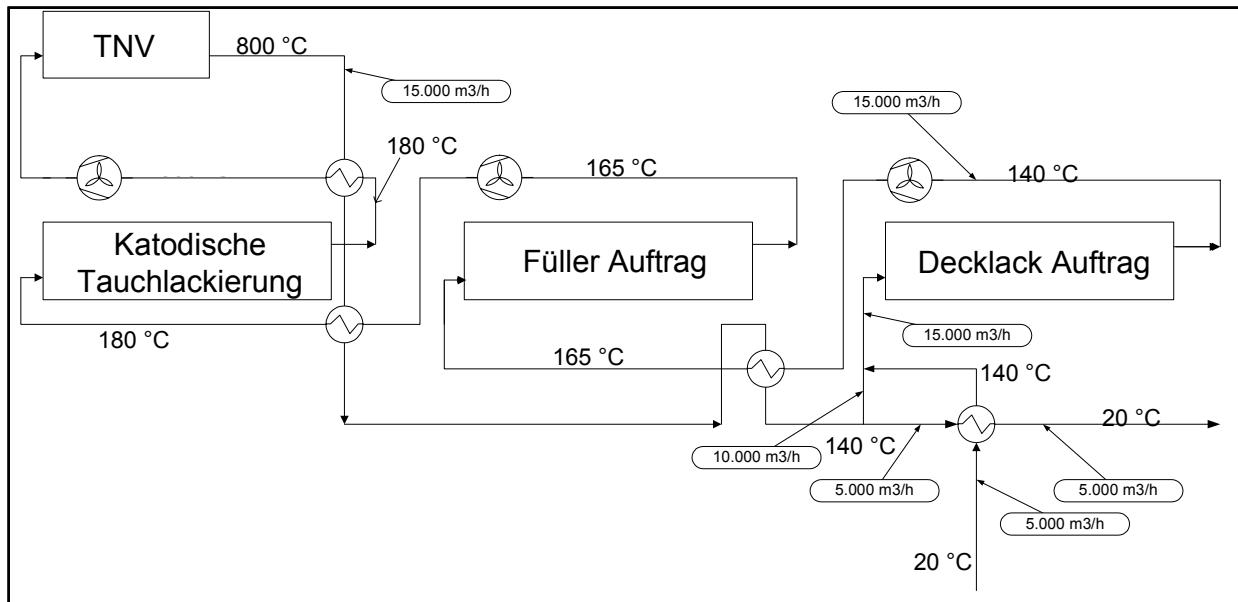


Bild 8-4: Modell der heißen und kalten Prozessströme der Trocknung (nach DIN 28004)

Tabelle 8-1: Temperaturintervalle

Intervall	kalte Prozessströme		heisse Prozessströme	
	Eingangs-temperatur [°C]	Ausgangs-temperatur [°C]	Eingangs-temperatur [°C]	Ausgangs-temperatur [°C]
1	-∞	20	20	30
2	20	140	30	150
3	140	165	150	175
4	165	180	175	190
5	180	790	190	800
6	790	800	800	+∞

Als Lösemittel wird für die Berechnungen Toluol angenommen. Da der Siedepunkt von Toluol bei 110,6 °C liegt, werden nur Wärmekapazitäten der Gasphase berücksichtigt, aber keine Phasenänderungen. Beim Abkühlen des gereinigten Abluftstroms von 800 °C auf 20 °C sind keine Lösemittel vorhanden. Die Wärmekapazität von Toluol wird als Approximation eines idealen Gases in den Intervallmitteln berechnet. Für die Temperaturintervalle werden lineare Zusammenhänge vorausgesetzt, deren Steigung als Produkt der Wärmekapazität, Dichte und der spezifischen Flussrate berechnet wird. Die unterschiedliche Konzentration des Toluols bestimmt die Wärmekapazität der aufzuheizenden Prozessströme in den unterschiedlichen Temperaturintervallen.

Durchschnittlich werden 3 kg Lösemittel bei der Lackierung eines PKW verbraucht und unter der Annahme eines großen Werks mit einer Produktionskapazität von 138.000 Fahrzeugen pro Jahr kann ein Lösemittelverbrauch von 90 kg/h berechnet werden (Renz et al. 2003a). Danach enthält die Trocknungsluft im Schnitt 39 kg/h Toluol durch die KTL, 75 kg/h nach dem Füllerauftrag und 90 kg/h nach dem abgeschlossenen Lackierprozess. Da die abzukühlenden Prozessströme kein Toluol enthalten, wird für diese Ströme eine konstante Wärmekapazität von 1,01 kJ/kgK über das gegebene Temperaturintervall angenommen. Die Dichte [kg/m³] wird durch die eines idealen Gases approximiert und variiert bei einem durchschnittlichen Druck von (1.013,25 hPa) mit der

Temperatur. Tabelle 8-2 fasst für jedes Temperaturintervall die gesamte Wärmekapazität, Dichte und Flussrate der Summenkurven zusammen.

Tabelle 8-2: Temperaturintervalle und Änderungen des Wärmegehalts der Prozessströme

Eingangs-temperatur [°C]	Ausgangs-temperatur T [°C]	C _p [kJ/(kg·K)]	Dichte [kg/m ³]	Fluss-rate [m ³ /h]	Temperatur-differenz [°C]	Enthal piedifferenz [kJ/h]
kalte Prozessströme						
-∞	20	1,010	1,247	5.000	0	0
20	140	1,010	1,000	5.000	120	605.826
140	165	1,011	0,834	15.000	25	316.317
165	180	1,013	0,793	15.000	15	180.767
180	790	1,019	0,469	15.000	610	4.370.675
790	800	1,019	0,331	15.000	10	50.521
heiße Prozessströme						
30	20	1,010	1,184	5.000	10	59.799
150	30	1,010	0,972	5.000	120	589.144
175	150	1,010	0,811	15.000	25	307.290
190	175	1,010	0,775	15.000	15	176.079
800	190	1,010	0,460	15.000	610	4.247.478
+∞	800	1,010	0,327	15.000	0	0

Mit diesen Daten kann ein Enthalpie-Temperatur-Diagramm gezeichnet werden. Bild 8-5 zeigt die kalte und heiße Summenkurve der Prozessströme. Die Kurven verlaufen aufgrund der sehr kleinen Unterschiede in den Wärmekapazitäten fast parallel. Diese Daten dienen nun als Eingangsdaten für den Transportalgorithmus, der die Enthalpieunterschiede als zur Verfügung stehende bzw. benötigte Energiemengen interpretiert. Unter diesen Annahmen können nun im nächsten Abschnitt Designhinweise für die Anlagenplanung gewonnen werden.

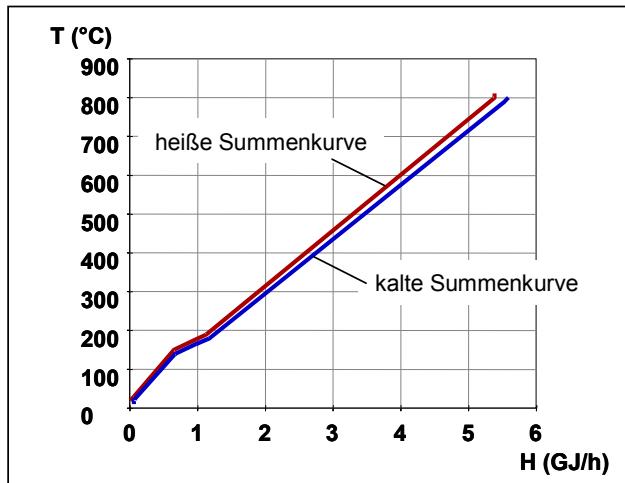


Bild 8-5: Kalte und heiße Summenkurve

8.2.3 Ergebnisse der Berechnungen

Die Berechnungen werden im *Transportation Module* der Optimierungssoftware GAMS (GAMS Development Corporation 2003) durchgeführt. Der gesamte Heiz- und Kühlbedarf wird als 263.914 kJ/h bestimmt und führt zu einem Pinch-Punkt am unteren Ende der Summenkurven bei einer Temperatur von 20 °C der kalten Prozessströme und von 30 °C der heißen Prozessströme. Die zusätzlich benötigte Energie setzt sich aus der benötigten Heizenergie für die verschiedenen Prozessströme und der Kühlenergie von 59.799 kJ/h für den kältesten Prozessstrom, für den keine internen Prozessströme zur Verfügung stehen, zusammen. Tabelle 8-3 zeigt die Verflechtungen

zwischen den verschiedenen Prozessströmen und den Versorgungsströmen auf. Energie wird also nicht nur innerhalb der Trocknungstunnel, sondern auch zwischen ihnen übertragen.

Während im Ausgangsszenario für die Lackierung von 138.000 Fahrzeugen pro Jahr bei einem Energieverbrauch von 116 kWh/lackierter Karosserie insgesamt $16 \cdot 10^6 \text{ kWh/a}$ Energie eingesetzt werden müssen, könnte theoretisch durch die Umsetzung der durch die Pinch-Analyse identifizierten Prozessverschaltungen der Energiebedarf auf 340.000 kWh/a (d.h. um 93 %) gesenkt werden. Bei einem Gaspreis von 4,1 Cent/kWh würden sich die Einsparungen auf mehr als 600.000 €/a belaufen.¹²³ Dieser Betrag stellt die theoretische Obergrenze der Energieeinsparung unter den derzeitigen Rahmenbedingungen dar.

Tabelle 8-3: Wärmeübertragungstabelle

Intervall	heißer Prozessströme						heißer Versorgungsstrom	Summe
	1	2	3	4	5	6		
kalte Prozessströme	1							0
	2		589.144	16.682				605.826
	3			290.608				316.317
	4				176.079			180.767
	5					4.247.478		4.370.675
	6							50.521
kalter Versorgungsstrom		59.799						59.799
Summe	59.799	589.144	307.290	176.079	4.247.478	0	204.115	263.914

Anmerkung: Alle Werte in [kJ/h]

Entscheidend für die Realisierung der mit der Pinch-Analyse ermittelten Energieeinsparungen sind die Auswahl und Implementierung geeigneter Wärmeübertrager unter Berücksichtigung z.B. der korrosiven Eigenschaften der abzukühlenden Abluft. Ferner ist zu beachten, dass die Investitionen in Wärmeübertrager sich nicht nur in Abhängigkeit des eingesetzten Materials (z.B. Edelstahl oder Sonderwerkstoffe wie Hastelloy oder Titan), sondern auch je nach Geometrie (Rohrbündel-Wärmeübertrager oder Wendel-Doppelrohr-Apparate sowie unterschiedliche Ausführungen der Flansche) und der Größe der Wärmeübertragungsfläche erheblich unterscheiden können. Ferner sind bei der Berechnung der wirtschaftlichsten Auslegung eines Wärmeübertragers die Exnergieverluste des Apparates zu berücksichtigen. Der verfahrenstechnische Gesamtgütegrad η eines Wärmeübertragers kann wie folgt definiert werden:

$$\eta = \frac{L_0}{L_{wd}} \quad (\text{Gleichung 8.58})$$

Dabei ist L_0 die technische Arbeitsfähigkeit, die aufgewendet werden muss, um die Nutzarbeit L_0 zu gewinnen: außer dem Wärmeübertrager arbeiten alle für die Durchführung des Prozesses notwendigen Maschinen und Apparate mit beliebigen Wirkungsgraden. L_{wd} ist hingegen die technische Arbeitsfähigkeit, die dem Prozess, bei gleicher Nutzarbeit L_0 zugeführt werden muss und die größer als L_0 ist (Gregor 1973).

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, dass das Ziel einer Prozessintegration mit Hilfe der Pinch-Analyse die optimale Verknüpfung einzelner Prozessstufen einer Gesamtanlage ist. Die jährlichen Gesamtkosten für den Anlagenbetrieb können gesenkt werden, indem eine bestmögliche Balance zwischen Betriebskosten und Investition bzw. investitionsabhängigen Kosten gesucht wird. Dazu ist die Pinch-Analyse iterativ anzuwenden, indem in einem ersten Schritt die theoretische Obergrenze des Einsparpotenzials ermittelt wird und in nachfolgenden Schritten die Auswirkungen der

¹²³ Der Kühlbedarf wird jedoch durch elektrische Energie gedeckt.

Implementierung beispielsweise von Wärmeübertragern in den untersuchten Produktionsverbund untersucht werden.

8.2.4 Schlussfolgerungen aus dem Fallbeispiel

Bei der integrierten Anlagenplanung mit Hilfe der Pinch-Analyse sind signifikante Energie- und Ressourceneinsparpotenziale zu erwarten, falls gewisse Randbedingungen erfüllt sind (z.B. kurze Entferungen zwischen Anlagen oder die Möglichkeit der Zwischenspeicherung). Eine Grundvoraussetzung zur Anwendung der Pinch-Analyse ist allerdings die Messung der charakteristischen Größen der Stoff- und Energieströme, wie beispielsweise Chemischer Sauerstoffbedarf, VOC oder Temperaturanforderungen. Weil solche Messkampagnen sehr aufwändig sind, liegen diese Prozessdaten in den seltensten Fällen vor. Der nächste wesentliche Schritt besteht in der Identifizierung kosteneffizienter Zwischenschritte (z.B. Wärmetauscher, Pufferbehälter oder Maßnahmen zur Veränderung der Zusammensetzung von Stoffströmen). Dazu können die BVT-Merkblätter (vgl. Kapitel 4), die detaillierte Beschreibungen der benötigten Zwischenschritte enthalten, eine wertvolle Informationsquelle darstellen.

Um die Anwendbarkeit der integrierten Anlagenplanung mit Hilfe der Pinch-Analyse zu verbessern, werden in Fallstudien Prozessmodelle erstellt, die eine Simulation von Prozessveränderungen und Ermittlung des Einsparpotenzials auf Grundlage von Messungen, Simulationen und Planungsunterlagen erlauben. Diese exemplarischen Prozessmodelle, beispielsweise der Fahrradherstellung und -lackierung, der Herstellung von Verpackungsmaterialien (Klebstoffeinsatz), Alkohol- oder Farbenherstellung, dienen darüber hinaus dazu, mögliche Überschneidungen von Recyclingkaskaden in Industrieparks zu identifizieren (Geldermann et al. 2004d). In den bisher betrachteten Ansätzen der Pinch-Analyse wurden Stoff- und Energieströme nämlich nur einzeln betrachtet. Durch die parallele Reduzierung des Energie- und Wasserverbrauchs und der VOC-Emissionen in der betriebsübergreifenden Anlagenplanung, beispielsweise in Industrieparks, können sich jedoch Zielkonflikte ergeben, weil nicht alle Recyclingkaskaden implementiert werden können. Dazu wird im Folgenden das Konzept der Multi Objective Pinch Analysis (MOPA) vorgestellt.

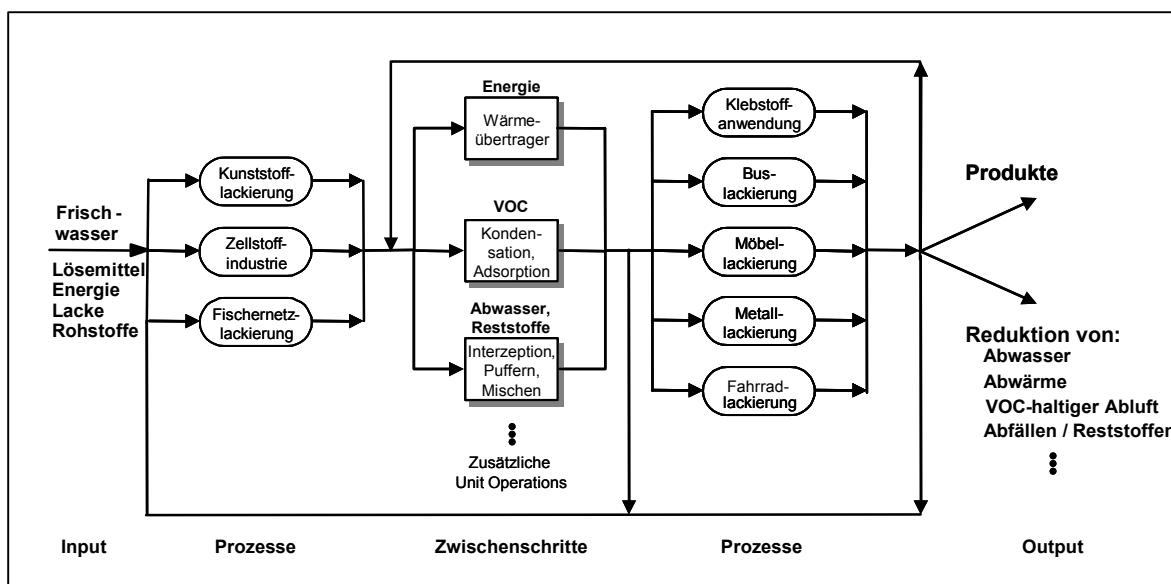


Bild 8-6: Modifikation eines Produktionssystems durch integriertes Prozessdesign

8.3 Multi Objective Pinch Analysis (MOPA)

In den bislang vorgestellten Ansätzen der Pinch-Analyse für Wärme-, Wasser- und VOC-Ströme wurden nur einzelne Energie- und Stoffströme in chemischen Anlagen betrachtet. Die in der angeführten Literatur beschriebenen Anwendungen zeichnen sich durch Eindimensionalität aus, da nur der Energieeinsatz oder der CSB-Bedarf betrachtet wird. Auch die „Multicomponent-VOC-Strategies“ haben im Sinne des Operations Research nur eine Zielgröße, indem das Prozessdesign als MINLP-Problem (mixed-integer nonlinear program) für die Minimierung der gesamten durchschnittlichen jährlichen Kosten (nach der Annuitätenmethode) des innerbetrieblichen Netzwerks formuliert wird. Als Nebenbedingungen sind die Material- und Wärmebilanzen sowie die ökonomischen, umweltinduzierten und thermodynamischen Beschränkungen abzubilden (Dunn/EI-Halwagi 1994a). Betrachtet man hingegen einen größeren Ausschnitt aus einer Wertschöpfungskette, wie beim Sektor der Metallocberflächenbehandlung im Szenario „Vertikale Integration“ (vgl. Abschnitt 7.7), treten neben die ursprünglich anvisierte Zielgröße (etwa VOC-Wiedergewinnung) noch weitere wie die Energieeinsatzoptimierung und zusätzlich Abwasservermeidung. Die parallele Reduktion des Abwasseraufkommens, des Energiebedarfes und der VOC-Emissionen für die betriebsübergreifende Anlagenplanung mit mehreren Recyclingkaskaden führt in der Regel zu einem multikriteriellen Prozessdesignproblem.

Für die integrierte Anlagenplanung werden daher die unterschiedlichen Aspekte in einer Mehrzielanalyse zusammengebracht. Diese gehen dann als Zielgrößen in das nachfolgende Prozessdesign ein. Diese Vorgehensschritte sind in der Multi Objective Pinch Analysis (MOPA) zusammengefasst. Der theoretische Punkt minimaler Verbrauchswerte aller Ressourcen bildet die Zielgröße, mit deren Hilfe das Einsparpotenzial identifiziert wird. MOPA kann in unterschiedliche aufeinander aufbauende Module unterteilt werden, die in Bild 8-7 dargestellt sind und im Folgenden näher erläutert werden (Treitz et al. 2004b).

Nach der Erstellung eines Prozessmodells auf Grundlage einer eingehenden Prozessanalyse der technischen Verfahren, charakteristischen Prozessdaten und Prozessanforderungen (Modul 1, vgl. auch Kapitel 4 und 5) wird ein Techniküberblick auf Grundlage der *Besten Verfügbaren Techniken* erstellt, um die in Frage kommenden Technologien und innovative Technologien (engl. *emerging technologies*) mit ihren spezifischen Prozesscharakteristika zu erfassen (Modul 2, vgl. auch Kapitel 4 und 5). Für die nachfolgende Evaluierung und Optimierung werden Kennzahlen gebildet, die die technischen, ökonomischen und ökologischen Auswirkungen beschreiben (Modul 3, vgl. auch Kapitel 3).

Durch Einsatz von Methoden des Operations Research werden theoretisch minimale Verbrauchswerte (z.B. minimaler Wärmebedarf) für alle betrachteten Ressourcen berechnet (Modul 4). Dazu wird folgendes Vorgehen vorgeschlagen:

1. Durchführung der Pinch-Analyse für die optimale Verschaltung von Wärmeströmen mittels Wärmeübertragern.
2. Durchführung der VOC-Pinch-Analyse für entsorgungs- oder abfallrelevante Stoffströme, zur Minimierung des Materialeinsatzes und Abfallaufkommens.
3. Durchführung der Wasser-Pinch-Analyse für die Abwasserseite.
4. Wenn keine Überschneidungen durch die Pinch-Analysen im Prozessdesign auftreten, können alle identifizierten Recycling-Kaskaden gleichzeitig realisiert werden.
5. Bei Überschneidungen ist ein Mehrzielentscheidungsmodell anzuwenden, um ein Prozessdesign als Kompromiss zu identifiziert (vgl. Modul 6).

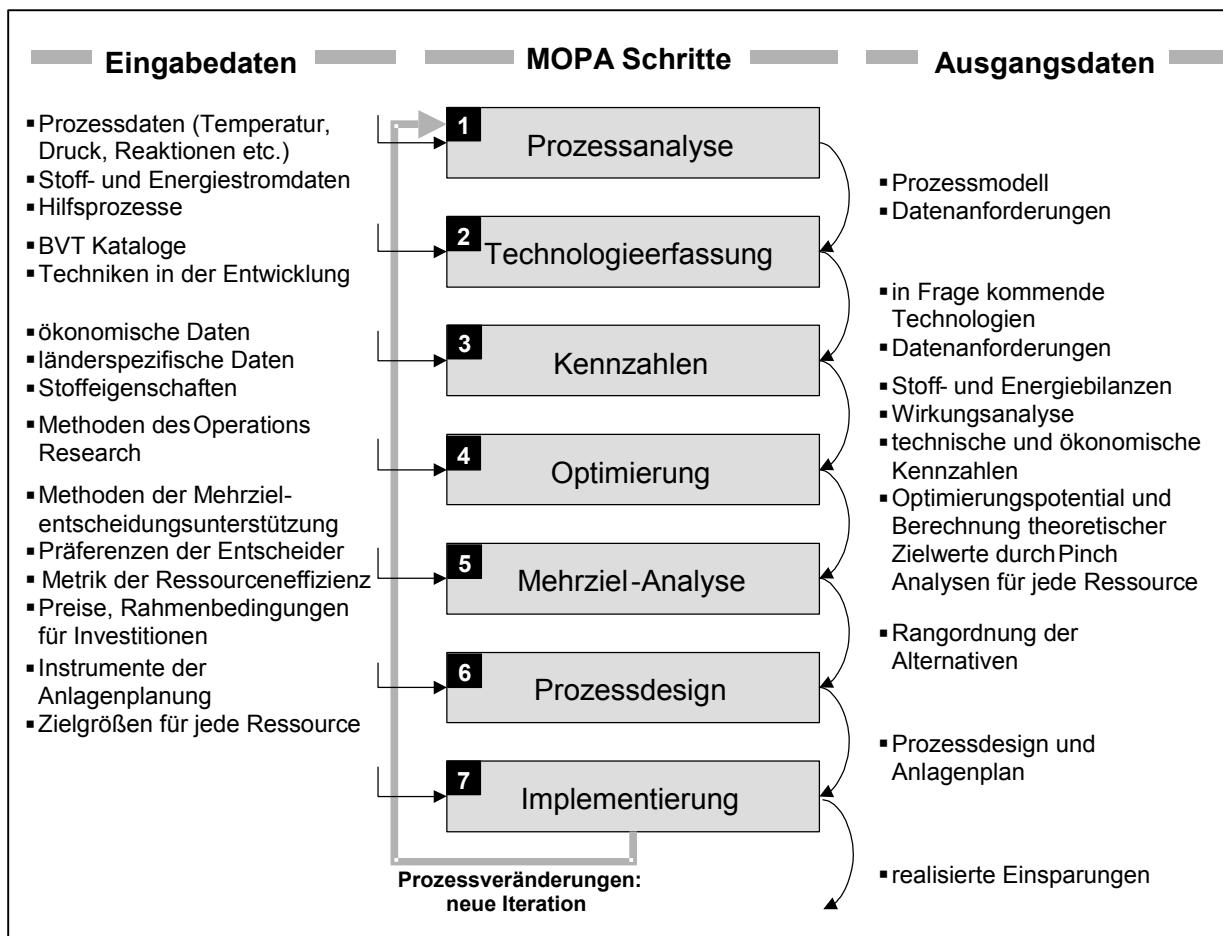


Bild 8-7: Konzeptübersicht der Multi Objective Pinch Analysis (MOPA)

Die berechneten minimalen Verbrauchswerte, die mittels der Pinch-Analysen bestimmt wurden, können durch weitere Prozesskriterien (z.B. benötigte Investitionen, optische Qualität etc.) ergänzt werden (Modul 5). Für die Berücksichtigung ökologischer, ökonomischer und technischer Kriterien in der Bewertung ist der Einsatz von Methoden der Mehrzielentscheidungsunterstützung erforderlich. Die Ermittlung von Nutzenwerten und/oder einer Rangfolge der untersuchten technischen Optionen bildet die Grundlage für das nachfolgende Prozessdesign (Modul 6, vgl. Abschnitt 6.2). Die implementierten Technologien und ihre prozessspezifische Anpassung bestimmen letztendlich die realisierten Einsparpotenziale (Modul 7). Durch Änderungen der Anlagenkonfiguration (z.B. veränderte Temperaturintervalle, unterschiedliche Prozessströme) wird ein erneutes Anwenden aller Module in einer neuen Iteration nötig.

Zusammenfassend werden also durch Anwendung der Pinch-Analyse auf unterschiedliche Ressourcen jeweils Zielwerte identifiziert. Im nächsten Schritt werden nun diese unterschiedlichen Zielwerte in einer Gesamtlösung zusammengefasst. Dazu kann eine technisch-ökonomische Bewertung der unterschiedlichen technischen Optionen durchgeführt werden, die außer den identifizierten theoretisch minimalen Verbrauchswerten der betrachteten Eingangsstoffe weitere quantitative (z.B. benötigte Investitionen, CO₂ Emissionswerte etc.) und qualitative Kriterien (optische Qualitätsanforderungen, Zukunftsfähigkeit etc.) berücksichtigt. Methoden der Mehrzielentscheidungsunterstützung wie beispielsweise die Nutzwertanalyse (multi attribute value theory (MAVT), vgl. (Belton/Stewart 2002)) oder Outranking Methoden wie beispielsweise PROMETHEE (Brans/Mareschal 1994) sind dafür geeignet. Besonderer Aufmerksamkeit bedarf die Gewichtung der unterschiedlichen Ressourcen und deren Auswirkung auf die Lösungsmenge. Dabei können Ansätze des Life Cycle Assessment (LCA) und der Ökobilanzierung genutzt und

modifiziert werden (vgl. (ISO 1997; Soest et al. 1998)). Auch die adäquate Berücksichtigung der ökonomischen Kriterien spielt eine wichtige Rolle (VDI 2001).

8.4 Metrik zum Vergleich der Ressourceneffizienz

Die Anwendung der Pinch-Analyse auf unterschiedliche Ressourcen (Energie, Wasser, VOC) führt in der Regel zu einem Mehrzielentscheidungsproblem. Die Menge der berechneten optimalen Pinch-Punkte für die einzelnen Zielgrößen spannt einen Lösungsraum als Pareto-Oberfläche auf. Zur Identifikation geeigneter Lösungen, d.h. tatsächlich installierbarer Technikkombinationen sind detaillierte ökonomische und technische Informationen notwendig, z.B. Preise der Einsatzstoffe, Art des VOC-Kondensators, Typ des Wärmeübertragers und die Wärmeübertragerfläche, Kapazitäten, etc.. Für die Ermittlung der vorteilhaftesten Rückgewinnungsstrategie wird zudem ein Maß für die Ressourceneffizienz benötigt, das aus einer geeigneten Metrik abgeleitet werden kann (Treitz et al. 2004b; Schollenberger et al. 2005b; Geldermann et al. 2006b).

Relevante Bezeichnungen der Topologie und Definitionen für die zu entwickelnde Distanz-Metrik werden im Folgenden angegeben (vgl. auch Tabelle 8-4). Zunächst wird ein Distanzmaß definiert, das zur Bestimmung eines Maßes für den Grad der Effizienz dient. Dieses Effizienzmaß beschreibt das Einsparpotenzial der verschiedenen betrachteten Ressourcen bzw. Einsatzstoffe entweder im Hinblick auf alle Einsatzstoffe (d.h. δ_{MOPA}) oder im Hinblick auf einzelne Einsatzstoffe (d.h. δ_{iMOPA}).

Tabelle 8-4: Variablenbezeichnungen

n	Anzahl der Ressourcen ($n \in \mathbb{N}$)
r_{i0}	Momentaner Ressourcenverbrauch an Ressource i
$r_{i\text{pinch}}$	Theoretisch minimales Niveau des Ressourcenverbrauchs an Ressource i
$r_{i\lambda}^{\mu}$	Ressourcenverbrauch der Technikkombination T_{λ}^{μ} an Ressource i
S_0	Pareto-Oberfläche S auf dem Niveau der momentanen Technikkombination T_0^0
S_{λ}	Pareto-Oberfläche S auf dem Niveau λ ; $S \in \{S_0; S_1; \dots; S_{\lambda}; \dots; S_{\text{pinch}}\}$
T_{pinch}	Punkt des minimalen Niveau des Ressourcenverbrauches aller Ressourcen r_i (i.e. Punkt in \mathbb{R}^n)
T_{λ}^{μ}	Technikkombination μ auf dem Niveau der Pareto-Oberfläche λ
T_0^0	Momentane Technikkombination
D	Domäne aller akzeptierbaren Technikkombinationen $D \subset \mathbb{R}^n$
d_0^{norm}	Normierte Distanz der Pareto-Oberfläche S_0 zum Pinch-Punkt (T_{pinch})
$d_{\lambda}^{\text{norm}}$	Normierte Distanz der Pareto-Oberfläche S_{λ} zum Pinch-Punkt (T_{pinch})
$d_{i\lambda}^{\text{norm}}$	Normierte Distanz des Ressourcenverbrauchs an Ressource i zu dessen Pinch-Punkt $r_{i\text{pinch}}$ gemäß der Technologiekombination T_{λ}^{μ}
w_i	Gewichtungsfaktor der Ressource r_i ; $w_i \geq 0$, $\sum_{i=1}^n w_i = 1$
δ_{MOPA}	Verbesserung der Effizienz gegenüber dem Istzustand gemäß MOPA

Die Parameter $n \in \mathbb{N}$ repräsentieren die Anzahl der betrachteten Einsatzstoffe (z.B. Wasser, Energie, VOC) und legen damit die Dimension des Entscheidungsproblems fest. Der theoretisch minimale Ressourcenverbrauch wird durch den Pinch-Punkt $r_{i\text{pinch}}$ bestimmt, der sich aus den Pinch-Analysen für jede der n Zielsetzungen ergibt. Diese einzelnen Pinch-Punkte bilden das Ziel (*target*) für alle weiteren Untersuchungen, T_{pinch} (vgl. auch Bild 8-8):

$$T_{pinch} = \begin{pmatrix} r_{1\ pinch} \\ r_{2\ pinch} \\ \dots \\ r_{n\ pinch} \end{pmatrix} \quad (\text{Gleichung 8.59})$$

Ebenso wie T_{pinch} kann auch der Punkt mit den derzeitigen Verbrauchswerten als Vektor beschrieben werden. Dann bezeichnet T_0^0 aktuellen Technologie-Vektor als Kombination von verschiedenen Techniken mit den Einsatzstoffverbräuchen r_{i0} :

$$T_0^0 = \begin{pmatrix} r_{10} \\ r_{20} \\ \dots \\ r_{n0} \end{pmatrix} \quad (\text{Gleichung 8.60})$$

Neben der Definition eines Distanzmaßes und der entsprechenden Verbesserung, die durch Prozessmodifikationen einer kombinierten Maßnahme erreicht werden können, ist ebenfalls eine komponentenweise Betrachtung möglich. Das Distanz-Maß $d_{i\lambda}^\mu$ wird für jeden Einsatzstoff definiert und kann verwendet werden, um die technische Verbesserung zu beurteilen:

$$d_{i\lambda}^\mu = |r_{i\lambda}^\mu - r_{i\ pinch}| \quad (\text{Gleichung 8.61})$$

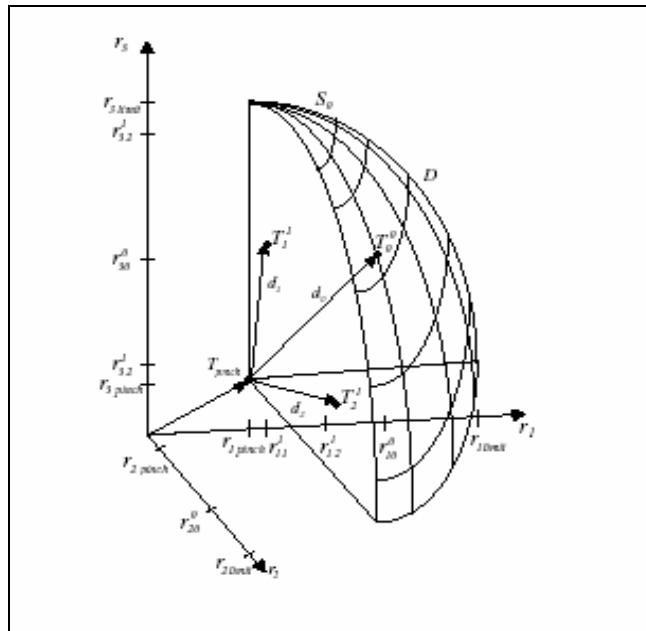


Bild 8-8: Beispiel für eine Domäne zulässiger Technikkombinationen (ohne Normalisierung)

Um in der Betrachtung von den Maßeinheiten aller betrachteten Parameter r_{i0} unabhängig zu sein, wird das Distanzmaß $d_{i\lambda}^\mu$ in ein genormtes Maß transformiert. Die resultierende normierte Distanz ist wie folgt definiert:

$$d_{i\lambda}^{\mu\ norm} = \frac{|r_{i\lambda}^\mu - r_{i\ pinch}|}{|r_0^0 - r_{i\ pinch}|} \quad (\text{Gleichung 8.62})$$

Diese normierten Maße werden verwendet, um die normierten Distanzmaße $d_{i\lambda}^{\mu\ norm}$ zu definieren, unter Berücksichtigung der Präferenzen für die Einsparung der einzelnen Ressourcen, die durch Gewichtungsfaktoren w_i beschrieben werden:

$$d_{\lambda}^{norm} = \sqrt{\sum_{i=1}^n (w_i \cdot d_{i\lambda}^{\mu norm})^2} \quad (\text{Gleichung 8.63})$$

Für die Bestimmung der Gewichtungsfaktoren sind Kenntnisse über die speziellen Anforderungen der Technikmodifikation im lokalen Kontext notwendig (Schollenberger et al. 2005b). Ein erster Ansatz könnte darin bestehen, ähnliche Ansätze wie in der Ökobilanzierung anzuwenden, um Gewichtungsfaktoren in Abhängigkeit der ökologischen und der Mengenrelevanz des entsprechenden Ressourcenverbrauchs abzuleiten und darüber die Präferenzen des Entscheidungsträgers abzubilden (vgl. auch Abschnitt 3.2.3). Wenn eine Ressource (z.B. r_1) geringer gewichtet wird als eine andere (z.B. r_2), werden vergleichsweise mehr Einheiten von r_1 benötigt, um eine Einheit von Ressource r_2 auszugleichen. Oder anders ausgedrückt: eine Einsparung der Ressource r_2 wird als wichtiger angesehen. In diesem Fall ist die Domäne D in Richtung des weniger gewichteten Kriteriums (Ressource / Einsatzstoff) gestreckt und nimmt die Form eines gestreckten Ellipsoids an (vgl. Bild 8-9).

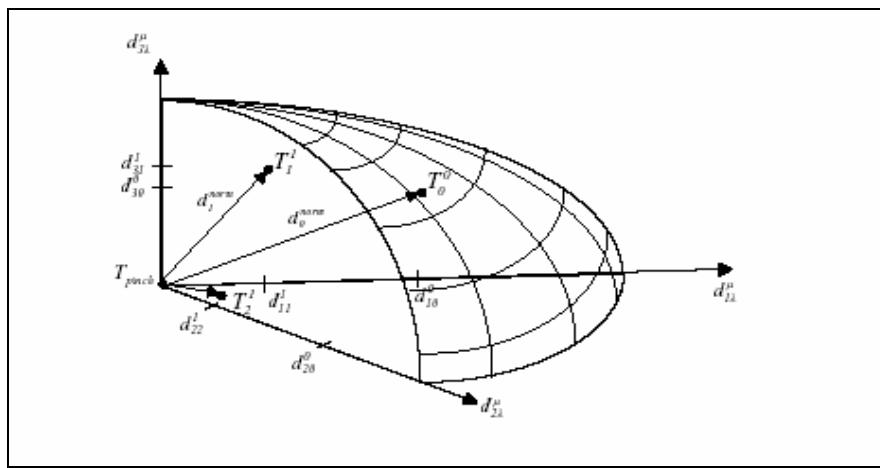


Bild 8-9: Beispiel für eine Domäne zulässiger Technikkombinationen nach der Normalisierung

Das tatsächliche Einsparpotenzial einer neuen Technikkombination wird dann im Vergleich zur Ausgangssituation mit δ_{MOPA} ausgedrückt. Dabei handelt es sich um eine Prozentzahl zwischen 0 % und 100 %, wobei die Ausgangssituation einer Verbesserung von 0 % und der ermittelte theoretische Optimalwert aus der Kombination aller Pinch-Punkte, T_{pinch} , 100 % entsprechen. Eine Verbesserung von T_0^0 zu einem Punkt T_λ^μ kann durch δ_{MOPA} beschrieben werden:

$$\delta_{MOPA} = \frac{d_0^{norm} - d_\lambda^{norm}}{d_0^{norm}} \quad (\text{Gleichung 8.64})$$

Folglich ist δ_{MOPA} ein Maß für die Distanz zwischen der Oberfläche S_λ und dem Pinch-Punkt unter Berücksichtigung der Gewichtungen der verschiedenen Ressourcen i . Alle Technikkombinationen auf dieser (Pareto-)Oberfläche gelten als gleichwertig und eine Veränderung von einer Technikkombination zu einer anderen auf der gleichen Pareto-Oberfläche würde nicht zu einer Prozessverbesserung führen.

8.5 Fallbeispiel 10: Dynamische Technikanpassung mit Hilfe von BVT

Der Weltentwicklungsbericht für das Jahr 2003 „Sustainable Development in a Dynamic World“ (Weltbank 2002) spricht von der Forderung nach dynamischem Wachstum in Einkommen und Produktivität für industrielle Schwellenländer im Einklang mit einer nachhaltigen Entwicklung. Allerdings zeigen die Entwicklungen im letzten Jahrzehnt, dass industrielle Schwellenländer dank

erheblicher Produktions- und Effizienzsteigerungen zwar ein überdurchschnittliches Wirtschaftswachstum erreichten, doch die Regulierung von Schadstoffemissionen nicht mit der wirtschaftlichen Entwicklung Schritt gehalten hat.

Eine der großen Herausforderungen der Umweltpolitik in Schwellenländern ist die Harmonisierung der wirtschaftlichen Entwicklung und der Knappheit der Ressourcen mit dem Bevölkerungswachstum. Neben den bisher drängenden Umweltproblemen (Erosion, Wasserknappheit etc.) tragen verstärkt industrielle Emissionen zur Belastung der Umweltmedien in Schwellenländern bei. Ein möglicher Lösungsansatz liegt in der Verbesserung der Ressourceneffizienz industrieller Aktivitäten. Dabei müssen die Einflüsse auf alle Umweltmedien bei der Bewertung berücksichtigt und in einen lokalen Kontext gebracht werden.

Der Transfer in Europa bestehender Ansätze zur BVT Bestimmung in Schwellenländer erfordert die Anpassung der Bewertungskriterien. In der Agenda 21 (UNEP 1992) wird unter einer umweltfreundlichen Technologie nicht nur das jeweilige technische Gerät verstanden, sondern das gesamte System, das auch Know-how, Verfahren, Güter und Dienstleistungen sowie technische Ausstattung und organisatorische und steuernde Abläufe umfasst. Zudem sollen diese Technologien mit lokalen sozioökonomischen, kulturellen und ökologischen Prioritäten kompatibel sein. Der Erfolg des Transfers und damit des Umweltschutzes hängt nicht nur von der Technologie selbst, sondern auch von den im Empfängerland bestehenden Fähigkeiten und Kenntnissen ab (Chudnovsky/Lopez 2003).

Folglich müssen die besonderen ökonomischen, rechtlichen und technischen Rahmenbedingungen und die Folgen der höheren Wachstumsraten bei der Beurteilung des betrieblichen Optimierpotenzials, das durch den Einsatz von BVT erzielt werden kann, berücksichtigt werden. In diesem Fallbeispiel werden die Rahmenbedingungen für den Technologietransfer von Emissionsminderungsmaßnahmen exemplarisch für die Länder Chile und China beleuchtet, bevor eine Metrik zur Beurteilung der Ressourceneffizienz angewendet wird (Geldermann et al. 2004d; Schollenberger et al. 2005a; Schollenberger et al. 2005b).

8.5.1 Zustand und Schutz der Umwelt in industriellen Schwellenländern

Der zunehmende Einsatz fossiler Brennstoffe sowie der Einsatz bestimmter Chemikalien sind neben der Steigerung der industriellen Produktion die größten Probleme der Luftverschmutzung in Schwellenländern (WHO 2000). Der Einsatz von Minderungstechniken für Massenschadstoffe (CO_2 , NO_x , SO_2) konnte durch Technologietransfer in den letzten Jahren gesteigert werden. Die Reduzierung von Lösemittelemissionen (VOC), die ein Problem in urbanen wie auch in ländlichen Gebieten darstellen, ist hingegen bisher nahezu unberücksichtigt geblieben. In China z.B. sind mehr als 5,3 Millionen Hektar Anbaufläche durch bodennahes Ozon beeinträchtigt. Dadurch liegt die Produktion einiger landwirtschaftlicher Erzeugnisse deutlich unter dem eigentlichen Potenzial (ECON 2002). In Chile ist besonders die Region der Hauptstadt Santiago de Chile von der Luftverschmutzung betroffen. Bereits 1996 wurde sie deshalb zur *gesättigten Zone* im Bezug auf bodennahes Ozon und weitere Schadstoffe erklärt (Ministerio Secretaría General de la Presidencia de la República 1996).

Neben der Luftverschmutzung spielt die Bereitstellung von Frischwasser und damit die Kontrolle der Wassergüte eine wichtige Rolle für Aktivitäten des Umweltschutzes in Schwellenländern. Besonders wichtig ist eine Verbesserung der Wasserwirtschaft (UNEP 2004). Anforderungen der Gesundheitsvorsorge der Bevölkerung müssen ebenso erfüllt werden wie die industrieller Tätigkeiten. Bedingt wirksame Regulierungen und Gesetzesvorgaben sind meist die Folge einer zen-

tralen Steuerung, die im Gegensatz zu einer Nachfrageorientierung des Marktes steht. Dabei müssen regionale Unterschiede bei der Wasserversorgung, wie sie z.B. in China zwischen den westlichen Gebieten und den Küstenregionen auftreten, berücksichtigt werden.

Der Energieverbrauch stellt die dritte große Herausforderung des Umweltschutzes in Ländern mit schnellwachsender Wirtschaftsleistung dar. Effizienzsteigerung sowie ein vermehrter Einsatz erneuerbarer Energiequellen sind notwendig, um die steigende Nachfrage nach Energie nachhaltig befriedigen zu können. Auch die Versorgungsstrukturen sind zu überprüfen. In Chile hängt der Energiemarkt beispielsweise stark von den Ergasimporten aus Argentinien ab, so dass Lieferengpässe und –kürzungen auftreten können (Amiel 2004; Bravo 2004). In einigen Ländern mit beginnender Industrialisierung ist der Energiemarkt sehr stark reguliert. Daher reflektieren die Energiepreise in der Regel die Energiepolitik des Landes und liegen häufig deutlich unter den eigentlichen Marktpreisen. Anreize zum Energiesparen auf Seiten der Verbraucher sind daher nur begrenzt gegeben.

8.5.2 Industriestrukturen

Die Wachstumsdynamik der Schwellenländer wird die bestehenden Industriestrukturen verändern. In Chile und China sind diese Veränderungen bereits deutlich bemerkbar.

8.5.2.1 China

Die großen Unterschiede zwischen den Wertschöpfungsketten Chinas im Vergleich zu Europa, Japan oder den USA sind das Ergebnis unterschiedlicher Besitzstrukturen. Auch die Kooperation zwischen Privat-, ehemaligen Staats- und Staatsbetrieben kleinerer und mittlerer Größe mit Großunternehmen, die noch im Staatsbesitz sind bzw. einmal waren, führt zu Ungleichheiten. Das zeigt sich am Beispiel der Chemischen Industrie und ihrer langwierigen Umgestaltung. Dieser Sektor ist von großer Bedeutung für die Chinesische Wirtschaft, da vor allem kleinere und mittlere Unternehmen von seinen Erzeugnissen abhängen.

Eine große Herausforderung an die Flexibilität stellt die Umwandlung der Rechtsformen sowie der Führungsstrukturen dar. Sie begann nach 1980, führte zur Auflösung des Ministeriums für Chemische Produkte und endete mit der 2001 erklärten Führung durch den Verband der Chemischen Industrie. Inzwischen stehen sich Überkapazitäten in der Düngemittelproduktion – eine Folge des Beitritts Chinas zur Welthandelsorganisation – und ein schnell wachsender Konsumgütermarkt gegenüber, der zu einer verstärkten Nachfrage z.B. bei Farben und Lacken, einer zunehmenden Komplexität der Prozesse und einer Materialsubstitution führt (z.B. wird Stahl beim Automobilbau teilweise durch Kunststoffe ersetzt).

Im Dienstleistungssektor Chinas gibt es im Vergleich zum Industriesektor nur beschränkten Zugang für ausländische Investitionen. Die zunehmende Liberalisierung des Tertiären Sektors wird in naher Zukunft zu einem schnellen Wachstum und einer starken Zunahme der Investitionstätigkeit in diesem Bereich führen, was auch einen Einfluss auf die gesamtwirtschaftliche Entwicklung des Landes haben wird.

Außerdem führen regionale Gegebenheiten zu unterschiedlichen Entwicklungen. So ist das Fortschrittsniveau der einzelnen Regionen Chinas sehr unterschiedlich. Die geringere wirtschaftliche Entwicklung der westlichen Landesteile im Vergleich zu den Küstenregionen macht diese Unterschiede deutlich. Als Reaktion darauf beinhaltet der 10. Fünfjahresplan (2001 – 2005) 225 Projekte zur Förderung dieser Region mittels Steuervorteilen, technologischen Innovationen und entsprechenden Infrastrukturmaßnahmen (Staiger et al. 2003).

8.5.2.2 Chile

Vergleichbar den anderen Ländern Lateinamerikas ist Chiles Wirtschaft durch einen Dualismus geprägt. Mehr als 98 % der Betriebe gehören in die Kategorie der kleinen und mittleren Unternehmen. Diese tragen zu weniger als 25 % zum Umsatz bei nicht-agrarischen Erzeugnissen bei, beschäftigen aber mehr als 80 % der Arbeitskräfte (Troncoso 2000). Im Vergleich zu Großunternehmen haben die KMU Chiles einige Nachteile. Neben den bekannten Effekten der Größen-degressionen ist für sie auch der Zugang zum Kapitalmarkt begrenzt. Zudem zahlen sie höhere Zinsen für ihre Kredite. Zusätzlich beeinträchtigt das Fehlen gut ausgebildeter Arbeitskräfte die Produktivität der KMU in allen Sektoren der chilenischen Wirtschaft (Landerretche 2002). Die zahlreich abgeschlossenen bilateralen Handelsabkommen führen außerdem zu einem Abbau von Schutzmaßnahmen bestimmter Produkte und Leistungen und beeinträchtigen damit ebenfalls die Konkurrenzfähigkeit der KMU (Schiff 2002).

Die chilenische Wirtschaft hat sich in den letzten 30 Jahren stark verändert. Der Anteil des Dienstleistungssektors am Bruttoinlandsprodukt ist deutlich gestiegen. Dazu haben besonders der Handel, der Kommunikationssektor sowie Finanzdienstleistungen beigetragen (Albala-Bertrand 1999). Der Industriesektor wird von der Lebensmittelverarbeitung und der Textilbranche dominiert, der Primärsektor wird durch den Rohstoffabbau, besonders durch Kupfer, bestimmt. Die Lachs-industrie ist in den letzten Jahren stark gewachsen und hat dadurch viel ausländisches Kapital angezogen (Iizuka 2004). Anfang 2004 hat der Wert der Exporte von Holzprodukten und Lachs in die USA zum ersten Mal die Kupferexporte in dieses Land übertroffen (Departamento de Estudios - Servicio Nacional de Aduanas 2004).

8.5.3 Politische Rahmenbedingungen und Möglichkeiten der Finanzierung

In Schwellenländern stehen der Einsatz ressourcenschonender Produktionstechniken und deren Betriebsweisen teilweise noch am Anfang, da Kapitalgeber die Vorteile einer umweltfreundlicheren und sozialverträglicheren Produktionsweise nicht als solche identifizieren. Manchmal führt jedoch auch das fehlerhafte oder unvollständige Ausfüllen der umfangreichen Antragsformulare durch die Unternehmen zur Ablehnung der Finanzierung (Ciccozzi et al. 2003). Die fehlenden Finanzierungsmöglichkeiten sind daher eine bedeutende Hemmschwelle für den Einsatz ressourcenschonender Technologien (UNEP 2003). Der unterschiedliche Zugang zu neuen Technologien hat die Segmentierung bestimmter Industriezweige hinsichtlich der technischen Ausstattung zur Folge (Battisti/Pietrobelli 2000).

Die wirtschaftliche Entwicklung Chiles zeigt dank der Marktliberalisierung einen positiven Zusammenhang mit der entsprechenden Entwicklung der Aktienmärkte (Kassimatis/Spyrou 2001). Ein negativer Zusammenhang besteht zwischen realer Wirtschaftsleistung und der Entwicklung des Kreditmarktes. Zudem hängt die wirtschaftliche Entwicklung Chiles stark von der Preisentwicklung seines Haupterzeugnisses Kupfers ab (Spilimbergo 2002). Auch in anderen Schwellenländern ist die Abhängigkeit von einem oder wenigen Erzeugnissen zu beobachten (z.B. Erdöl in Venezuela).

Die besonderen Bedingungen von Schwellenländern werden auch in der Wirtschaftspolitik und in den Handelsverflechtungen deutlich. So werden beispielsweise viele der lokalen Standards von den Behörden des Importlandes nicht anerkannt. Nur ein internationaler Politikansatz kann den lokalen Bedingungen gerecht werden und dabei die geltenden Standards (z.B. des Umweltschutzes) einhalten (Steenblik/Andrew 2002).

8.5.4 Dynamische Kapazitätsplanung

Die Planung von Produktion und Emissionsminderungsmaßnahmen in industriellen Schwellenländern muss auf deren spezielle Gegebenheiten abgestimmt sein. Eine besondere Herausforderung stellt das überdurchschnittliche Wirtschaftswachstum dar, das in der letzten Dekade in der Republik Chile ca. 7 % jährlich und in der Volksrepublik China über 9 % jährlich betrug. Daher ist eine dynamische Kapazitätsplanung notwendig.

Die betrieblichen Entscheidungen, bei denen die Kapazität zu erfassen ist, sind sehr zahlreich und sehr vielfältig (vgl. auch Abschnitt 4.2). Die Größendegression bildet die eigentliche Voraussetzung für das Kapazitätsplanungsproblem, da bei der Planung zu berücksichtigen ist, dass ein Großanlage in der Regel billiger produziert als eine kleinere Anlage (vgl. Abschnitt 3.3, (Rentz 1979)). Das Entscheidungsproblem umfasst die quantitative Anpassung der Produktion an extern vorgegebene Nachfrageentwicklung, wenn sich die Produktion der Kapazitätsgrenze nähert und die Nachfrage weiter steigt. Hier stellt sich die Frage nach dem Zeitpunkt und Umfang der Kapazitätsverweiterung. Analog ist für die Planung von Emissionsminderungsmaßnahmen zu überlegen, wie die entsprechenden Anlagen bei jährlich steigenden Produktionsmengen zu dimensionieren sind. Die Entscheidung ist zwischen der Inbetriebnahme einer zusätzlichen Großanlage unter Ausnutzung der Größendegression, aber mit der Gefahr der Überdimensionierung, und einer kontinuierlichen Anpassung durch mehrere gleichartige kleinere Anlagen zu treffen.

Die Planung solcher Kapazitätsanpassungen im Zeitablauf wird durch die begrenzte Vorhersehbarkeit zukünftiger Bedarfe bzw. Nachfragen erschwert. Hierbei müssen zwei unterschiedliche Arten der Unsicherheit bezüglich berücksichtigt werden (Chen et al. 2002):

1. Die **Unsicherheit erster Art** in der Nachfrage eines Produktes ist mit **saisonalen oder zyklischen Effekten** begründbar („Hintergrundrauschen“). Diese Art der Unsicherheit ist vergleichbar einem Oszillieren um einen Mittelwert der Nachfrage mit einem Zeithorizont von etwa einem Jahr bzw. einer entsprechenden Zyklusdauer, die jedoch meist deutlich geringer als die Verweildauer des Produktes am Markt ist.
2. Die **Unsicherheit zweiter Art** bezieht sich auf die Vorhersage der Nachfrageentwicklung über den Zeitraum der Verweildauer eines Produktes am Markt, d.h. die mittlere Nachfrage. Hierbei müssen möglicher Erfolg und Misserfolg sowie Veränderungen des Markanteils berücksichtigt werden. Der Zeithorizont der Unsicherheit zweiter Art hängt vom Planungshorizont des Unternehmens sowie den Markt- und Produktbedingungen ab.

Darüber hinaus spielt auch die Unternehmensstrategie hinsichtlich der Befriedigung der Nachfrage eine Rolle. Bei der ressourcenbezogenen Kapazitätsplanung wird oft davon ausgegangen, dass die Auslastung der entsprechenden Anlagen das Hauptkriterium darstellt. Nicht befriedigte Nachfrage wird als verloren betrachtet, jedoch nicht mit Straftermen (Penalen) bewertet (Balachandran et al. 1997). Weitere Einflussfaktoren für die strategische Kapazitätsplanung stellen die Nebenbedingungen bezüglich der Erweiterungsmöglichkeiten und den entsprechenden Kosten dar. Besonders interessant ist diese Fragestellung bei der Mehrproduktproduktion (Balachandran et al. 1997), wenn eine Kapazitätserweiterung eines Produktes durch eine Reduzierung der Produktionsleistung eines anderen Produktes möglich ist. Die Erweiterung der Kapazitäten kann auch über einen Ausbau der Anlagenkapazität erfolgen. Dies bietet sich bei einer stetig wachsenden Nachfrage an, die durch die Unsicherheit zweiter Art beeinflusst wird. Zum Ausgleich eines schwankenden Kapazitätsbedarfs in Folge saisonaler und zyklischer Effekte (Unsicherheit erster Art) können reversible Maßnahmen wie eine Verlängerung der Arbeitszeit, eine Erhöhung der Mitarbeiterzahl oder die Vergabe von Lohnaufträgen ergriffen werden (Khmelnytsky/Kogan 1996).

Für das Problem der dynamischen Kapazitätsplanung werden mehrere Ansätze diskutiert, doch ein einheitlicher Ansatz ist bislang nicht zu erkennen. Grundsätzlich können die vorgeschlagenen OR-Modelle in exakte und heuristische Verfahren unterschieden werden. Exakte Verfahren sind nur bei starker Beschränkung des Lösungsraums einsetzbar, wie etwa bei der Bestimmung der optimalen Umrüstzeitpunkte sowie die Auswahl der Technologieoption beim gestuften Ausbau von Kombikraftwerken (Schleef 1999). Zur Kapazitätserweiterung von Energiesystemen unter Berücksichtigung unterschiedlicher Unsicherheiten wie Wachstum, Energiepreise, Zinsen und ökologische Anforderungen kann ein Min-Max-Kriterium verwendet werden, das den maximalen Verlust minimiert (Laguna 1998): Anstatt der Berücksichtigung von Kapazitäten als Nebenbedingungen werden Strafterme für Über- oder Fehlkapazitäten in die Zielfunktion integriert.

Da exakte Optimierungsverfahren oft nur für Spezialfälle oder durch Nebenbedingungen stark eingeschränkte Probleme anwendbar sind, wurden auch heuristische Verfahren entwickelt. Diese beruhen meist auf dem Ansatz, eine Serie von Einzelperioden zu betrachten, diese zu optimieren und dann zu verknüpfen (Tempelmeier/Helber 1994; Tempelmeier/Derstroff 1996; Franca et al. 1997). Andere Ansätze lösen ein unbeschränktes Optimierungsproblem, um im nächsten Schritt die Kapazitäten zu berücksichtigen. Bei der Überschreitung von Kapazitätsrestriktionen werden dann Bedarfe auf vorherige oder spätere Perioden aufgeteilt (Clark/Armentano 1995; Franca et al. 1997; Aliche et al. 2000).

Modelle der simultanen Optimierung zielen auf Integrationen von Optimierungsmodellen zur Standort-, Investitions-, Personal- und Logistikplanung (Kern 1962). Für die Lösung realer Probleme sind diese, in der Regel als lineare oder gemischt-ganzzahlige Programmierungsmodelle formulierten Ansätze jedoch zu komplex und erlauben in stark vereinfachter Version lediglich eine theoretische Analyse der Beziehungen zwischen den Planungsbereichen (Küpper 1980). Größere praktische Bedeutung besitzen Simulationsmodelle, mit denen Interdependenzen für alternative Datenausprägungen analysiert und Kompromisslösungen zwischen den verschiedenen Zielsetzungen gesucht werden können (Küpper 1992).

Während sich bisherige Arbeiten meist mit der stochastischen Nachfrage (Unsicherheit erster Art) beschäftigen, steht bei der Produktionsplanung in industriellen Schwellenländern besonders die Unsicherheit zweiter Art im Fokus. Grundsätzlich lässt sich der Planungszeitraum für die Kapazitätsplanung in die Phase von der Planung bis zur Inbetriebnahme der Produktionsanlage und die Nutzungsphase untergliedern (Neubürger 1980; Woischwill 1993). In der Planungsphase soll die nötige Flexibilität und damit die zukünftige Anpassungsfähigkeit der Anlage gewährleistet werden, um alternativen Nachfrageentwicklungen während der Nutzungsphase gerecht werden zu können. Wegen des langfristigen Planungshorizonts und den damit verbundenen Unsicherheiten zweiter Art kommt in der Regel eine rollierende Planung zum Einsatz, die von Periode zu Periode fortgeschrieben wird und die zu den jeweiligen Zeitpunkten anstehenden Investitionsentscheidungen erneut zur Disposition stellt (Zäpfel 1981). Mit Hilfe der Ansätze der Options-Preis-Theorie (Dixit/Pindyck 1994) könnte zusätzlich die Frage beantwortet werden, ob Emissionsminderungsmaßnahmen auf der Basis heutiger Technologien implementiert werden sollten, oder ob nicht ein „Abwarten“ auf zukünftige Technologien angeraten ist (Spengler 1998). Dazu müssten jedoch die zeitliche Entwicklung der Marktpreise der Stoff- und Energieströme als stochastischen Prozess sowie die zukünftig verfügbaren Emissionsminderungsmaßnahmen modelliert werden können.

Einen erfolgsversprechenderen Ansatz zur Berücksichtigung der Unsicherheiten zweiter Art in der Nachfrageentwicklung stellt die Szenariotechnik dar (Chen et al. 2002). Mit Hilfe eines Szenariobaumes können einzelnen Entwicklungspfaden Wahrscheinlichkeiten zugeordnet und unterschiedliche strategische Entscheidungen (flexible gegen starre Kapazität) bzw. Kostenstrukturen (unter-

schiedliche Betriebskosten und Höhe der Investition) beschrieben werden. Die eigentliche Unsicherheit der Nachfrage kann mit Hilfe von Zufallszahlen beschrieben werden, die aus einem vorgegebenen Intervall gezogen werden (stochastische Modellierung). Im Mehrproduktfall wird zusätzlich zwischen der Gesamtnachfrage nach allen Produkten und der Nachfrage nach einzelnen Produkten unterschieden.

Für die Anwendung solcher Methoden zur dynamischen Kapazitätsplanung in industriellen Schwellenländern sind die künftigen Marktentwicklungen abzuschätzen. Zur Quantifizierung des technischen Fortschritts und zur Prognose der technischen Entwicklung werden Technologie-Diffusionskurven oder Marktwachstumskurven eingesetzt (Lakhani 1979; Dekimpe et al. 1998; Miller et al. 2003). Grundlage ist häufig eine Technologie-S-Kurve, die weniger ein Modell als eine Analogie zu biologischen Wachstumsprozessen ist, weil auch Technologien irgendwann - zumindest für ein bestimmtes Anwendungsgebiet - an ihre natürliche Leistungsgrenzen stoßen (Griliches 1957; Wolfrum 1991). Die Wachstumskurven von Pearl (in Abhängigkeit der bisherigen Entwicklung) und Gompertz (unabhängige Entwicklung) finden am häufigsten Einsatz, doch sind sie für die Abbildung von sprunghaften technischen Entwicklungen wenig geeignet (Brockhoff 1999). Daher werden in jüngster Zeit andere Technologie-Diffusionskurven entwickelt (Perkins/Neumayer 2004), die sich jedoch noch für die Prognose der Technologiediffusion in industriellen Schwellenländern bewähren müssen.

8.6 Zusammenfassung

Die Pinch-Analyse kann als ein Ansatz des integrierten Prozessdesigns zur Verbesserung der Ressourceneffizienz von Produktionsprozessen dienen. Zunächst wurde sie für die techno-ökonomische Optimierung von Wärmeübertragernetzwerken eingesetzt. Analog der Temperatur, die ein Maß für den umwandelbaren Wärmegehalt eines Stroms liefert, kann für Masseströme die Reinheit eines Stroms als Qualitätsmerkmal definiert werden. Wie beim Wärme-Pinch kann durch die Wasser-Pinch-Analyse die minimal theoretisch mögliche Abwasser- und Frischwasserrate in ein wirtschaftlich sinnvolles Prozessdesign umgesetzt werden. Ebenso ist die Übertragung auf VOC-haltige Abluftströme möglich und liefert als Ergebnis den theoretisch minimalen Lösemittelverbrauch und das zugehörige Kondensationsnetzwerk für die betrachteten Prozesse. Die Methode der Pinch-Analyse kann sowohl auf innerbetriebliche als auch auf betriebsübergreifende Fragestellungen angewandt werden.

In den bislang vorgestellten Ansätzen der Pinch-Analyse für Wärme-, Wasser- und VOC-Ströme wurden jedoch nur einzelne Energie- und Stoffströme in chemischen Anlagen betrachtet. Mit Hilfe des Konzepts zur Multi Objective Pinch Analysis (MOPA) können ökologisch und ökonomisch vorteilhafte Recyclingkaskaden identifiziert werden. Die unterschiedlichen Zielwerte der unterschiedlichen untersuchten Ressourcen können mit Hilfe einer Metrik zusammenfassend analysiert werden.

Die Forderung nach einem dynamischen Wirtschaftswachstum in industriellen Schwellenländern im Einklang mit einer Nachhaltigen Entwicklung stellt besondere Anforderungen an die Produktionsplanung. Gerade bei der Planung von Emissionsminderungsmaßnahmen in diesen Ländern sind folgenden Aspekte angesprochen:

- der Zeithorizont der Vorhersage im Unterschied zu industrialisierten Ländern,
- die Reaktion auf die hohe Dynamik in schnell wachsenden Wirtschaftsregionen, und
- die Möglichkeiten zur Dynamisierung bestehender Ansätze.

Dazu werden geeignete Methoden zur dynamischen Kapazitätsanpassung benötigt. Gleichzeitig sind die neuesten Planungsansätze zur Energieeinsparung und Abfallreduktion zu berücksichtigen, wie sie für die chemische Prozessindustrie (z.B. Erdölindustrie, Papierindustrie, Pharmazeutische Industrie, Nahrungsmittel, Kunststoffindustrie) unter den Begriffen „*process integration technology*“ (Dunn/Bush 2001) und „*process intensification*“ (Stankiewicz 2004) derzeit weiterentwickelt werden. Dank großer Fortschritte in der molekularen Modellierung und immer leistungsfähigeren Rechneranwendungen sind in der nahen Zukunft weitere Fortschritte in der chemischen Verfahrenstechnik zu erwarten, etwa durch einen multiskalaren und interdisziplinären rechnerbasierten Modell- und Simulationsansatz, der übergreifend die gesamte Wertschöpfungskette betrachtet und dabei auf der molekularen Ebene beginnend bis zu den Prozessschritten modelliert und dann auch die benötigten Prozessparameter bereitstellen (Charpentier 2002). So werden sich durch optimale Kombination von integrierten und nachgeschalteten Maßnahmen neue Möglichkeiten für verbesserte Technologien und den Umweltschutz bieten und dabei das Forschungsgebiet des Operations Research und der Mehrzielentscheidungsunterstützung herausfordern.

9 Zusammenfassung

Aufgrund strengerer umweltrechtlicher Anforderungen an den Betrieb industrieller Produktionsanlagen gewinnen Maßnahmen zur Emissionsminderung und zur Erhöhung der Ressourceneffizienz stetig an Bedeutung. Eine wichtige ökonomische Fragestellung besteht in der Bestimmung der optimalen Strategie, um die geforderten Emissionsminderungen mit minimalem Einsatz zum geforderten Zeitpunkt einzuhalten, ohne die eigentlichen Betriebsziele zu vernachlässigen. Weil produktionsintegrierte Umweltschutzmaßnahmen in engstem Zusammenhang mit dem eigentlichen Produktionsprozess geplant werden müssen, werden die betrieblichen Fragestellungen exemplarisch für den industriellen Bereich der VOC-Emissionsquellen erläutert. Dabei handelt es sich um einen sehr heterogenen industriellen Sektor, der sowohl industrielle Großanlagen, wie Raffinerien oder Automobilserienlackieranlagen, als auch zahlreiche kleine und mittlere Unternehmen, wie Industrie- oder Autoreparaturlackierbetriebe umfasst. Aufgrund dieser Vielfalt ist zu erwarten, dass eine Übertragbarkeit und Anpassung der entwickelten Lösungsansätze auf ähnliche Fragestellungen möglich ist. **Ziel der vorliegenden Arbeit** ist deshalb die Entwicklung von geeigneten betriebswirtschaftlichen Lösungsansätzen zur Planung und Steuerung von Produktionssystemen unter Berücksichtigung mehrerer Zielsetzungen.

Weil VOC zu den grenzüberschreitenden Luftschadstoffen zählen und damit sowohl zu regionalen als auch globalen Umweltproblemen beitragen, ist ihre Minderung Gegenstand zahlreicher Regelwerke. Als Ausgangsbasis für die Beschreibung der Entscheidungsprobleme werden die wichtigsten umweltrechtlichen Anforderungen für die industrielle Produktion vorgestellt. Ein Kernelement der Umweltpolitik ist die Entwicklung integrierter und umweltmedienübergreifender Emissionsminderungsstrategien. Dabei werden Kosten-Nutzen-Analysen sowie transparente Bewertungen der potentiellen Umweltauswirkungen gefordert, für die jedoch bislang keine geeignete methodische Unterstützung zur Verfügung steht.

Ansätze der integrierten Technikbewertung, wie die Technikfolgenabschätzung oder die Technologiefrüherkennung, sind für die unternehmerische Entscheidungsfindung nicht unmittelbar geeignet, sondern müssen fallspezifisch konkretisiert werden. Insbesondere die Quantifizierung der potenziellen Umweltauswirkungen von Produktionsprozessen und Emissionsminderungsmaßnahmen stellt eine methodische Herausforderung an die verschiedensten Wissenschaftsdisciplinen dar. Auch die ökonomische Bewertung ist aufgrund einer mangelhaften Datenverfügbarkeit schwierig, weil insbesondere prozessintegrierte VOC-Emissionsminderungsmaßnahmen in engem Zusammenhang mit dem jeweiligen Produktionsprozess betrachtet werden müssen.

Zur Erarbeitung von betrieblichen und nationalen Emissionsminderungsstrategien sind zunächst die technischen Optionen zu identifizieren. Dabei erlaubt der Referenzanlagenansatz eine problemadäquate Darstellung der technologischen Realität, indem die Charakterisierung von Minderungsmaßnahmen auf eine sinnvolle Anzahl von Prozess- und Anlagenkategorien beschränkt wird. Bei der Erarbeitung von langfristigen Emissionsminderungsstrategien ist außerdem die Weiterentwicklung des Stands der Technik zu beachten. Darauf zielt auch die IVU-Richtlinie, die für die Genehmigung der Inbetriebnahme und des Betriebs von industriellen Anlagen einen integrierten Ansatz zur Vermeidung und Verminderung der Umweltbelastung verfolgt. Eine wesentliche Rolle spielt dabei das Konzept der „Besten Verfügbaren Techniken“ (BVT), die für jeden betroffenen industriellen Sektor beschrieben werden. Die Organisation des Informationsaustauschs, der mit der Erstellung der BVT-Merkblätter einhergeht, stellt dabei eine besondere Herausforderung dar.

Anhand allgemeiner Technikbeschreibungen ist jedoch eine fundierte Investitionsentscheidung nicht möglich, weil die Auswahl geeigneter **betrieblicher Emissionsminderungsstrategien** die

Berücksichtigung der zugrunde liegenden Produktionsprozesse erfordert. Mit Hilfe geeigneter Stoff- und Energiestrommodelle können Produktionssysteme abgebildet und die Implementierung von Emissionsminderungsmaßnahmen simuliert werden. Durch diese Simulation wird eine Analyse der vielfältigen Auswirkungen von Emissionsminderungsoptionen auf den bestehenden Produktionsprozess im Vorfeld einer Investitionsentscheidung möglich. Außerdem können diese Modelle für das betriebliche Stoffstrommanagement und für die Erfüllung der umweltrechtlichen Bilanzierungsverpflichtungen genutzt werden. Durch die Verallgemeinerung repräsentativer Betriebsanalysen werden auch geeignete Planungshilfen für Kleinstunternehmen zur Verfügung gestellt. Darüber hinaus können Stoff- und Energiestrommodelle für die operative Produktionsplanung eingesetzt werden, indem die Prozessmodelle hierarchisch aufgebaut und um Zeitbedarfe der einzelnen Prozess- und Arbeitsschritte erweitert werden.

Eine Gegenüberstellung unterschiedlicher Minderungsmaßnahmen liefert jedoch nur dann eine Investitionsentscheidung, wenn eine eindeutig beste Alternative existiert. In den meisten praktischen Entscheidungssituationen führen stattdessen gut und schlecht erfüllte Kriterien zu Zielkonflikten. Da wichtige Entscheidungen meist in Entscheidungsgremien getroffen werden, sind divergierende Einschätzungen der Gruppenmitglieder zum Ausgleich zu bringen. Dazu können Methoden der Mehrzielentscheidungsunterstützung eingesetzt werden. Mit Hilfe von multiattributiven Entscheidungsmodellen (MADM-Modellen) werden verschiedene Alternativen oder Handlungsoptionen im Hinblick auf bestimmte Ziele bewertet. Allerdings werden die verschiedenen MADM-Modelle zum Teil kontrovers diskutiert, da sich die Algorithmen und die zugrunde liegenden Bewertungsphilosophien unterscheiden. Aufgrund ihrer Gemeinsamkeiten können die Nutzwertanalyse (MAVT), der Analytische Hierarchie Prozess (AHP) und das outranking-Verfahren PROMETHEE modulweise miteinander verknüpft und in einem gemeinsamen Softwaretool implementiert werden. Zum Überprüfen der Stabilität einer gefundenen Lösung sind verschiedene Sensitivitätsanalysen möglich, wie die Ermittlung von Stabilitätsintervallen und -indikatoren für die Gewichtungsfaktoren oder die Ermittlung des sensitivsten Kriteriums, das zur Bestplatzierung einer bestimmten Alternative führen kann. Auch die Sensitivität der ermittelten Rangfolge auf Änderungen der Präferenz-Funktionstypen und deren Parameter kann analytisch ermittelt werden.

Bei der praktischen Anwendung von multikriteriellen Entscheidungsunterstützungsmodellen zur Bewertung von Produktionsprozessen kann die Sammlung und Strukturierung der zu berücksichtigenden ökologischen, technischen und ökonomischen Kriterien durch Moderationstechniken sinnvoll unterstützt werden. Solche interaktiven Ansätze dürften in Zukunft häufiger eingesetzt werden, da verstärkt eine Beteiligung von Anspruchsgruppen (so genannte Stakeholder) gefordert wird, um die verschiedensten Aspekte von weit reichenden Entscheidungen abzudecken.

Für die **Erarbeitung nationaler und supranationaler Emissionsminderungsstrategien** kann die Kosteneffizienz durch eine nationale Kostenfunktion ermittelt werden. Diese stellt einen funktionalen Zusammenhang zwischen einer Emissionsminderung und den dazugehörigen nationalen Kosten zu deren Erreichung in einem vorgegebenen Zeitraum dar. Ausgehend von einem Bezugsniveau der Emissionen (z.B. für ein festgelegtes Referenz- oder Basisjahr) und ein bestimmtes Gebiet (Kontinente, Länder, Regionen oder auch Städte) werden die Kosten für weitergehende Emissionsminderungen ermittelt. Das Stofffluss- und Optimiermodell ARGUS wurde zur Bestimmung von Kostenfunktionen für VOC-Emissionsminderungsstrategien als Unterstützung von politischen Verhandlungsprozessen entwickelt, die im Rahmen der Erarbeitung des Göteborg-Protokolls der UNECE stattfanden. Auf Basis des Referenzanlagenansatzes wird der bestehende Anlagenpark für die zu untersuchenden industriellen Sektoren über die installierten Kapazitäten der Produktionstechnologien, die sektoralen Aktivitäten und die verfügbaren Emissionsmin-

derungstechniken anhand der Minderungseffizienzen und Kosten abgebildet. Die möglichen Konsequenzen der derzeitigen und der geplanten umweltrechtlichen Regelungen werden in verschiedenen Szenarien abgeschätzt. Zielfunktion der linearen Optimierung in ARGUS ist die Minimierung der Investitionen und Betriebskosten über den gesamten Betrachtungszeitraum. Ähnliche Modelle für die Untersuchung von Energiesystemen sind ebenfalls auf die kostenoptimale Emissionsminderung eines Schadstoffes bzw. einer Schadstoffgruppe zugeschnitten. Zukünftig werden diese Partialmodelle für die Analyse kombinierter Emissionsminderungsmaßnahmen erweitert. Die Methoden der Mehrzielentscheidungsunterstützung bieten dazu eine theoretische Grundlage. Darüber hinaus werden geeignete Methoden zur Berücksichtigung der Unsicherheiten in dynamischen Stofffluss- und Optimiermodellen benötigt.

Durch eine geeignete Kombination von Stoff- und Energieströmen auch über Prozess- und Anlagengrenzen hinweg können weitergehende Prozessoptimierungspotenziale identifiziert und genutzt werden, vor allem in der ***betriebsübergreifenden Anlagenplanung***. Verfahrenstechnische Methoden der Produkt- und Prozessoptimierung streben ein ganzheitliches Prozessdesign beim Betrieb, Umrüsten und Instandhalten von Anlagen an. So werden mit der Pinch-Analyse signifikante Energieeinsparungen durch die optimierte Auslegung von Wärmeübertragernetzwerken erzielt. Dieser methodische Ansatz kann auch auf Massenströme zur Minderung der VOC-Emissionen oder des Wasserverbrauchs übertragen werden. In einer umfassenden Methode zur Bestimmung der effiziente Ressourcennutzung werden zum einen simultan unterschiedliche Stoff- und Energieströme und zum anderen die Präferenzen der Entscheider in Bezug auf die eingesetzten Ressourcen in einer Mehrzielentscheidungsanalyse berücksichtigt. Damit stellt die vorliegende Arbeit für die verschiedenen Phasen der betriebswirtschaftlichen Entscheidungsfindung (Zäpfel 1981) geeignete Planungsinstrumente bereit:

- Für die *Diagnose, Problemerkennung und Zielformulierung* können die Ansätze der ***Technikbewertung*** und der ***Ökobilanzierung*** zum Aufdecken der zu untersuchenden Probleme durch Identifikation von Chancen (z.B. Nutzen ökonomischer Optimierpotenziale durch Ressourceneinsparungen) und Bedrohungen (z.B. verschärzte Emissionsgrenzwerte) des Unternehmens genutzt werden. Hinweise auf denkbare langfristige Entwicklungen können mit Hilfe der ***Szenarioanalyse*** gewonnen werden.
- Für die *Alternativensuche* zum Erarbeiten möglicher Handlungsalternativen, um Chancen zu nutzen oder um den entdeckten Problemen zu begegnen, kann auf die ***BVT-Merkblätter*** und den ***Referenzanlagenansatz*** zurückgegriffen werden.
- Zur *Modellbildung und Informationsverarbeitung* sind die Ergebnismerkmale der Handlungsalternativen für verschiedene Szenarien in Form einer Ergebnis- oder Entscheidungstabelle zu ermitteln. Dazu können ***Stoff- und Energiestrommodelle*** eingesetzt werden, um Stoff- und Energiebilanzen für die untersuchten Produktionsprozesse zu erstellen und grafisch darzustellen. ***Stofffluss- und Optimiermodelle*** erlauben zusätzlich die Minimierung der Investitionen und Betriebskosten für einen oder mehrere Sektoren über einen bestimmten Zeitraum im Rahmen einer linearen Optimierung. Eine stärkere Berücksichtigung der verfahrenstechnischen Eigenschaften von Produktionsprozessen zur Bestimmung des technno-ökonomischen Optimierpotenzials ist mit Hilfe der ***Pinch-Analyse*** möglich.
- Bei der abschließenden *Bewertung und Auswahl einer bestimmten Handlungsalternative* ist in der Regel das beste Szenario im Vergleich zum Ist-Zustand (Ausgangsszenario) zu ermitteln. Dabei sind ausgewählte Kennzahlen in verschiedensten Dimensionen und Ausprägungen simultan zu berücksichtigen. Dazu bieten Methoden der ***Mehrzielentscheidungsunterstützung*** ein geeignetes Hilfsmittel.

10 Literatur

- Agnew, M., Schrattenholzer, L., Voss, A.: A Model for Energy Supply System Alternatives and their General Environmental Impact, International Institute for Applied Systems Analysis - IIASA, Laxenburg, 1979
- Al-Laham, A.: Organisationales Wissensmanagement: eine strategische Perspektive, Vahlen, München, 2003
- Albach, H.: Innovationsmanagement: Theorie und Praxis im Kulturvergleich, Gabler, Wiesbaden, 1990
- Albala-Bertrand, J. M.: Structural Changes in Chile: 1960 - 90. Economic Systems Research 11 (3) pp. 301-319, 1999
- Alcamo, J., Shaw, R., Hordijk, L.: The RAINS Model of Acidification. Science and Strategies in Europe, Kluwer, Dordrecht, 1990
- Alicke, K., Eley, M., Hanne, T., Melo, T.: A Heuristic Approach for a Multistage Lotsizing Problem with Dynamic Product Structure. In: Fleischmann, B., Lasch, R., Derigs, U., Domschke, W., Rieder, U. (eds.) Operations Research Proceedings pp. 278-283, Springer, Berlin, 2000
- Alva-Argáez, A., Kokossis, A. C., Smith, R.: Wastewater minimisation of industrial systems using an integrated approach. Computers and Chemical Engineering 22 (Supplements) pp. S741-S744, 1998
- Amann, M., Bertok, I., Cofala, J., Gyarfas, F., Heyes, C., Klimont, Z., Makowski, M., Schöpp, W., Syri, S.: Cost-effective Control of Acidification and Ground-Level Ozone, Part A: Methodology and Databases Sixth Interim Report to the European Commission DG XI, Laxenburg, 1998a
- Amann, M., Bertok, I., Cofala, J., Gyarfas, F., Heyes, C., Klimont, Z., Makowski, M., Schöpp, W., Syri, S.: Emission Reduction Scenarios to Control Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone in Europe, Part A: Methodology and Databases Report prepared for the 22th Meeting of the UN/ECE Task Force on Integrated Assessment Modelling, Laxenburg, 1998b
- Amann, M., Haasis, H.-D., Plinke, E., Rentz, O., Wietschel, M.: Estimating Emission Control Costs: A Comparison of the Approaches Implemented in the EC-EFOM-ENV and the IIASA-RAINS Model IIASA Arbeitspapier SR-92-01 und Report für die 'Air Pollution Group' der 'Nordic Council of Ministers', Karlsruhe/Laxenburg, 1992
- Amiel, R.: Chile - Monthly Outlook (May 2004) pp. 13-18, Global Insight, 2004
- Anselm, D.: Die Kfz-Reparaturlackierung, Vogel-Buchverlag, Würzburg, 1999
- Anteneh, S.: Zur Lösung komplexer mehrkriterieller Entscheidungsprobleme mittels Decision Support Systemen, Lang, Frankfurt, 1994
- Applehans, W., Globe, A., Laugero, G.: Managing Knowledge: a practicable web-based approach, Addison Wesley Longman, Reading, 1999
- ApSimon, H. M., Warren, R. F., Kayin, S.: Addressing uncertainty in environmental modelling. Atmospheric Environment 36 (35) pp. 5417-5426, 2002
- ApSimon, H. M., Warren, R. F., Wilson, J. J. N.: The Abatement Strategies Assessment Model - ASAM: Applications to Reductions of Sulphur Dioxide Emissions Across Europe. Atmospheric Environment 28 (4) pp. 649-693, 1994
- Arnold, T. H., Chilton, C. H.: New index shows plant cost trends. Modern Cost Engineering Techniques, 1970
- Association des Constructeurs Européens de l'Automobile (ACEA): Persönliche Mitteilung, 1998
- Atherton, E., French, S.: Structuring Long-Term Decisions. Journal of Environmental Assessment Policy and Management 1 pp. 213-338, 1999
- Avci, N.: Zur Produktprogrammplanung in Unternehmen der Lackproduktion - Entwicklung eines Vorgehensmodells unter besonderer Berücksichtigung neuer umweltgesetzlicher Regelungen auf die Lackanwendung (Reihe 16), VDI-Verlag, Düsseldorf, 2003
- Avci, N., Nunge, S., Geldermann, J., Rentz, O.: Decision support for Countries for the transposition of the IPPC-Directive Using the Dynamic Mass Flow Optimisation Model ARGUS UNECE-Workshop on the Implementation of VOC Abatement Techniques in the Surface Coating and Surface Degreasing, Bologna, 2001a
- Avci, N., Peters, N.-H., Geldermann, J., Rentz, O.: Dynamic Mass Flow Optimisation as Decision Support for Environmental Policy, SETAC Europe 11th Annual Meeting, Madrid, 2001b
- Ayres, R. U., Ayres, L.: Industrial ecology: towards closing the material cycle, Edward Elgar Publishing Limited, Cheltenham, UK, 1996
- Azapagic, A.: Developing a framework for sustainable development indicators for the mining and minerals industry. Journal of Cleaner Production 12 (6) pp. 639-662, 2004

- Azapagic, A., Clift, R.: The application of life cycle assessment to process optimisation. *Computers and Chemical Engineering* 23 pp. 1509-1526, 1999
- Bablick, M., Federl, S.: *Fachwissen für Maler und Lackierer* 3., H. Stam GmbH, Köln, 1997
- Bacher, J.: *Clusteranalyse - Anwendungsorientierte Einführung* 2, München, Wien, Oldenburg, 1996
- Backhaus, K., Erichson, B., Plinke, W., Weiber, R.: *Multivariate Analysemethoden - Eine anwendungsorientierte Einführung* 7, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 1994
- Balachandran, B. V., Balakrishnan, R., Sivaramakrishan, K.: Capacity Planning with Demand Uncertainty. *The Engineering Economist* 43 (1) pp. 49-72, 1997
- Ball, M., Calaminus, B., Rentz, O.: Techno-Economic Databases in the Context of Integrated Assessment Modelling. *Environmental Modelling & Software*, 2004
- Balzert, H.: *Lehrbuch der Software-Technik*, Spektrum, Heidelberg, 1996
- Bamberg, G., Coenenberg, A. G.: *Betriebswirtschaftliche Entscheidungslehre* 8, Verlag Vahlen, München, 1994
- Bana e Costa, C. A., Oliveira, R. C.: Assigning priorities for maintenance, repair and refurbishment in managing a municipal housing stock. *European Journal of Operational Research* 138 pp. 380-391, 2002
- Barlow, R. E., Proschan, F.: *Statistische Theorie der Zuverlässigkeit*, Frankfurt, 1978, Harri Deutsch, Frankfurt, 1978
- Barron, H., Schmidt, C. P.: Sensitivity analysis of additive multiattribute value models. *Operations Research* 36 (1) pp. 122-127, 1988
- Battisti, G., Pietrobelli, C.: Intra-Industry Gaps in Technology and Investments in Technological Capabilities: firm-level evidence from Chile. *International Review of Applied Economics* 14 (2) pp. 253-267, 2000
- Bazerman, M. H.: *Managerial decision making* 5, John Wiley and Sons, Chichester, 2002
- Bechmann, G.: *Praxisfelder der Technikfolgenforschung: Konzepte, Methoden, Optionen*, Campus, Frankfurt/Main, 1996
- Beck, U.: *Risikogesellschaft : auf dem Weg in eine andere Moderne*. 14. Auflage, Suhrkamp, Frankfurt am Main, 1998
- Becker, B.: Einführung in Inhalt, Bedeutung und Probleme der Umsetzung der Richtlinie 96/61/EG des Rates der Europäischen Union vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung. *Deutsches Verwaltungsblatt (DVB)* pp. 588-595, 1997
- Belton, V., Stewart, T.: *Multiple Criteria Decision Analysis - An integrated approach*, Kluwer Academic Press, Boston, 2002
- Belton, V., Vickers, S.: Use of a simple multi-attribute value function incorporating visual interactive sensitivity analysis for multiple criteria decision making. In: Bana e Costa (eds.) *Readings in Multiple Criteria Decision Aid* pp. 319-334, Springer, Heidelberg, 1990
- Bennett, P. G., Calman, K. C.: *Risk Communication and Public Health: Policy, Science and Participation*, Oxford University Press, Oxford, 1999
- Berdowski, J. J. M., Van der Most, P. F. J., Verhoeve, P.: *UN/ECE-EMEP-CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook, Metal Degreasing Version 2.0*, EEA, Copenhagen, 1996
- Berninghaus, S. K., Völker, R., Ehrhart, K. M.: How to win the game of business. *Betriebswirtschaft* 56 (4) pp. 509-522, 1996
- Betge, P.: Erfassung des technischen Fortschrittes mit Hilfe der Investitionsrechnung. In: Adam, D (eds.) *Neuere Entwicklungen in der Produktions- und Investitionspolitik*, Gabler, Wiesbaden, 1987
- Betge, P.: *Technischer Fortschritt und Technologiebewertung aus betriebswirtschaftlicher Sicht*, Gabler, Wiesbaden, 1988
- Blömer, F.: *Produktionsplanung und -steuerung in der chemischen Industrie, Ressourceneinsatzplanung in der chemischen Industrie*, Gabler, Wiesbaden, 1999
- Blömer, F., Günther, H.-O., Kaminiarz, B.: Simulation-Aided Material Flow Control and Strategic Cost Analysis of a Processing Plant. *Chemical Engineering & Technology* 23 (5) pp. 401-405, 2000
- Blümel, F.: Stoffstrommanagement in der handwerklichen Autoreparaturlackierung - Zur Planung und Steuerung betrieblicher Stoff- und Energieströme in kleinen und mittleren Unternehmen der Autoreparaturlackierung *Fortschrittsberichte VDI 16 (Technik und Wirtschaft)* (129), VDI Verlag, Düsseldorf, 2001
- BMU (Hrsg.): *Handbuch Umweltcontrolling*. Vahlen, München, 1995
- Borchard-Tuch, C.: Chemie innovativ: Damit der Lack dran bleibt. *Chemie in unserer Zeit* 38 (3) pp. 209-211, 2004
- Böhner, A.-A.: *Benchmarking: Charakteristik eines aktuellen Managementinstruments*, Kovac, Hamburg, 1999

- Brans, J. P., Macharis, C., Mareschal, B., Mariame, M.: A Two-Stage PROMETHEE-GAIA Based Procedure for Group Decision Support Proceedings of IFORS, Vancouver, 1996
- Brans, J. P., Mareschal, B.: The PROMCALC&GAIA decision support system for Multi-criteria decision aid. Decision Support System 12 pp. 297-310, 1994
- Brans, J. P., Mareschal, B.: PROMETHEE Methods. In: Figueira, J, Greco, S, Ehrgott, M (eds.) Multiple Criteria Decision Analysis - State of the Art Surveys pp. 163-195, Springer, New York, 2005
- Brans, J. P., Vincke, Ph., Marshal, B.: How to select and how to rank projects: The PROMETHEE method. European Journal of Operational Research 24 pp. 228-238, 1986
- Braunschweig, A., Förster, R., Hofstetter, P., Müller-Wenk, R.: Developments on LCA Valuation IWÖ - Diskussionsbeitrag Nr. 32, St. Gallen, 1996
- Bravo, J.: Head of the Environmental Department, Comision Nacional de Energia, Gobierno de Chile, 2004
- 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. Journal of Industrial Ecology 4 (2) pp. 35-48, 2001
- Breitner, C. A.: Ein Informationsmodell für Ableitungsprozesse und ihre Ergebnisse im Wissensgewinnungsprozeß, Infix, Sankt Augustin, 1998
- Bridgman, P. W.: Dimensional analysis, Yale University Press, New Haven, 1963
- Brock, T., Groteklaes, M., Mischke, P.: Lehrbuch der Lacktechnologie, Vinzenz-Verlag, Hannover, 1998
- Brockhoff, K.: Forschung und Entwicklung: Planung und Kontrolle 5, Oldenbourg, München, 1999
- Broekhuizen, J. C. v., Terwoert, J., Le Feber, M.: Deco Paint - Study on the Potential for Reducing Emissions of Volatile Organic Compounds (VOC) due to the Use of Decorative Paints and Varnishes for Professional and Non-professional Use, EC DG Environment Tender E1/ETU/980084, Brussels, 2000
- Brooke, A., Kendrick, D., Meeraus, A.: GAMS, The Scientific Press, 1988
- Brooke, A., Kendrick, D., Meeraus, A., Raman, R.: GAMS - A User's Guide, GAMS Development Corporation, Washington, 1998
- Brundtland, G. H.: Unsere gemeinsame Zukunft. In: Hauff, V (eds.) Der Brundtland-Bericht an die Weltkommission für Umwelt und Entwicklung, Eggenkamp, Greven, 1987
- Bui, T. X.: Co-op: a group decision support system for cooperative multiple criteria group decision making, Springer, Heidelberg, 1987
- Bullinger, H.-J.: Technologiemanagement: forschen und arbeiten in einer vernetzten Welt, Springer, Heidelberg, 2002
- Bullinger, H.-J., Scheer, A. W.: Service Engineering - Entwicklung und Gestaltung innovativer Dienstleistungen, Springer, Heidelberg, 2003
- Busse von Colbe, W., Lassmann, G.: Betriebswirtschaftstheorie, Band 1: Grundlagen, Produktions- und Kostentheorie, Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 1990
- Butler, J., Jia, J., Dyer, J.: Simulation techniques for the sensitivity analysis of multi-criteria decision models. European Journal of Operational Research 103 pp. 531-546, 1997
- Calaminus, B., Ball, M., Kerdoncuff, P., Allemand, N., Sambat, S., Vincent, J.: Coordination technique et secrétariat du groupe d'expert sur les aspects technico-économiques de la réduction des émissions de polluants dans le cadre de la Convention relative à la Pollution Atmosphérique Transfrontalière à Longue Distance des Nations-Unies Rapport d'étape n°1, Karlsruhe / Paris, 2003
- Cao, P. P., Burstein, F. V.: An Asynchronous Group Decision System Study for Intelligent Multicriteria Decision Making., 1999. In: Sprague, R H (eds.) Proceedings of the 32nd Hawaii International Conference on System Sciences, IEEE Computer Society, Los Alamitos, 1999
- CEC: Action Plan to Improve Energy Efficiency in the European Community COM(2000) 247 final, 2000
- CEPE: Technology Guidelines for Vehicle Refinishes, Conseil Européen de l'Industrie des Peintures, des Encres d'Imprimerie et des Couleurs d'Art (CEPE), Brussels, 2000
- Cerda, J., Westerberg, A., Manson, D., Linnhoff, B.: Minimum utility usage in heat exchanger network synthesis - A transportation problem. Chemical Engineering Science 38 (3) pp. 373-387, 1983
- Chapman, P., Clinton, J., Kerber, R., Khabaza, T., Reinartz, C., Shearer, R., Wirth, R.: Cross Industry Standard Process for Data Mining, 1999
- Charpentier, J.-C.: The triplet „molecular processes - product - process“ engineering: the future of chemical engineering? Chemical Engineering Science 57 pp. 4667-4690, 2002
- Chaudhury, M.: Surfaces, chemistry and applications, Elsevier, Amsterdam, 2002
- Chauvel, A.: Manuel d'évaluation économique des procédés, 1976
- CHEM Research GmbH: Der Deutsche Markt für Farben und Lacke 1999 Ausarbeitung der Jahresstatistik im Auftrag des Verbandes der Lackindustrie, Frankfurt/Main, 2000

- Chen, Z.-L., Li, S., Tirupati, D.: A scenario-based stochastic programming approach for technology and capacity planning. *Computer & Operations Research* 29 pp. 781-806, 2002
- Chenery, H. B.: Engineering Production Functions. *The Quarterly Journal of Economics* pp. 507-531, 1949
- Chenery, H. B.: Process and Production Functions from Engineering Data. In: Leontief, W (eds.) *Studies in the Structure of the American Economy*, New York, 1953
- Chevalier, J. L., Le Téno, J. F.: Life Cycle Analysis with Ill-Defined Data and its Application to Building Products. *International Journal of Life Cycle Assessment* 1 (2) pp. 90-96, 1996
- Chudnovsky, D., Lopez, A.: Diffusion of environmentally friendly technologies by multinational corporations in developing countries. *International Journal of Technology Management and Sustainable Development* 2 (1) pp. 5-18, 2003
- Ciccozzi, E., Checkena, R., Rodriguez, A. V.: Recent experiences and challenges in promoting cleaner production investments in developing countries. *Journal of Cleaner Production* 11 pp. 629-638, 2003
- Clark, A., Armentano, V.: A heuristic for a resource-capacitated multi-stage lot-sizing problem with lead times. *Journal of Operations Management* 46 pp. 1208-1222, 1995
- Clift, R.: Metrics for Supply Chain Sustainability. *CleanTechnology and Environmental Policy* 5 pp. 240-247, 2003
- Cobb, C. W., Douglas, P. H.: A Theory of Production. *American Economic Review* pp. 139-165, 1928
- Codd, E. F.: The relational model for database management, Version 2 2, Addison-Wesley, Reading, Mass., 1990
- CONCAWE: Best available techniques to reduce emissions from refineries Prepared for the CONCAWE Air and Water Quality Management Groups by its Special Task Forces AQ/STF-55 and WQ/STF-28, Brüssel, 1999
- CORINAIR: CORINAIR 85: Final Report, 1985
- Corley, M.: Entwicklung einer wissensbasierten Methodik zur abfallarmen Gestaltung von Produktionsprozessen am Beispiel der Lackiertechnik, Universität Stuttgart, 1997
- Corley, M., Toussaint, D.: Vermeidung von Abfällen durch abfallarme Produktionsverfahren - Autoreparaturlackierung Studie im Auftrag der ABAG-Abfallberatungsagentur, Fellbach, 1993
- Corradini, R., Hutter, C., Köhler, D.: Analyse von Energie- und Stoffströmen - Basisdaten für die ökologische Bewertung von Unternehmen, Wirtschaftsgütern und Dienstleistungen, Forschungsstelle für Energiewirtschaft, München, 1999
- Corsten, H.: Produktionswirtschaft: Einführung in das industrielle Produktionsmanagement Lehr- und Handbücher der Betriebswirtschaftslehre, Oldenbourg, München, Wien, 2000
- Cox, D., Darby, S.: The Communication of Risk. Special Issue of the Journal of the Royal Statistical Society A166 (Part 2), 2003
- Cuhls, K.: Technikvorausschau in Japan : ein Rückblick auf 30 Jahre Delphi-Expertenebefragungen, Physica-Verlag, Heidelberg, 1998
- Cuhls, K., Blind, K., Grupp, H.: Delphi 98: new foresight on science and technology, Physica-Verlag, Heidelberg, 2002
- Culik, H.: Haben Lacke und Beschichtungen Zukunft? Seminarunterlagen "Wasserlacke IX", Wien, 23. November 2000, 2000
- Daub, A.: Ablaufplanung, Josef Eul Verlag, Bergisch Gladbach, Köln, 1994
- Davids, P.: Möglichkeiten und Grenzen des produktionsintegrierten Umweltschutzes. *Immissionsschutz* 4 (4) pp. 134, 1999
- Davids, P.: Die Konkretisierung der Besten Verfügbarer Technik nach IVU-Richtlinie in der Anlagen-zulassungspraxis, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, 2003
- De Man, R.: Erfassung von Stoffströmen aus naturwissenschaftlicher Sicht und wirtschaftswissenschaftlicher Sicht - Akteure, Entscheidungen und Informationen im Stoffstrommanagement. In: Enquête-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ (eds.) *Umweltverträgliches Stoffstrommanagement - Konzepte, Instrumente, Bewertung*, Bd. I, Bonn, 1994
- Debreu, G.: Theory of Value, New Haven, 1959
- Deistler, M., Neusser, K.: Prognose uni- und multivariater Zeitreihen. In: Mertens, P (eds.) *Prognoserechnung*, 1994
- Dekimpe, M. G., Parker, P. M., Sarvary, M.: Staged estimation of international diffusion models: An application to global cellular telephone adoption. *TechnologicalForecasting and Social Change* 57 pp. 105-132, 1998
- Departamento de Estudios - Servicio Nacional de Aduanas: Chile-Estados Unidos: Evolución del Comercio en el primer Semestre de Operación del TLC, Gobierno de Chile, Santiago de Chile, 2004

- Dietz, T.: Industrielle Wasserlacke und ihre besonderen Verarbeitungsbedingungen Jahrbuch für Lackierbetriebe 2000, Vincentz Verlag, Hannover, 1999
- Dinkelbach, W., Kleine, A.: Elemente einer betriebswirtschaftlichen Entscheidungslehre, Springer, Heidelberg, 1996
- Dinkelbach, W., Rosenberg, O.: Erfolgs- und umweltorientierte Produktionstheorie 5., neubearb. und erw., Springer, Heidelberg, 2004
- Diwekar, U., Small, M. J.: Process analysis approach to industrial ecology A handbook of industrial ecology (11) pp. 114-137, 2001
- Dixit, A. K., Pindyck, R. S.: Investment under uncertainty, Princeton Univ. Press, Princeton, 1994
- Douglas, J. M.: Conceptual design of chemical processes, McGraw-Hill, New York, 1988
- Douglas, M.: Risk and Blame: Essays in Cultural Theory, Routledge, London, 1992
- Dreher, M.: Analyse umweltpolitischer Instrumente zur Förderung der Stromerzeugung aus regenerativen Energieträgern im liberalisierten Strommarkt Universität Karlsruhe, Dissertation, Karlsruhe, 2001
- Dunn, R. F., Bush, G. E.: Using process integration technology for CLEANER production. Journal of Cleaner Production 9 pp. 1-23, 2001
- Dunn, R. F., El-Halwagi, M. M.: Optimal design of multicomponent VOC-condensation systems. Journal of Hazardous Materials 38 (1) pp. 187-206, 1994a
- Dunn, R. F., El-Halwagi, M. M.: Selection of optimal VOC-condensation systems. Waste Management 14 (2) pp. 103-113, 1994b
- Dyckhoff, H.: Betriebliche Produktion : theoretische Grundlagen einer umweltorientierten Produktionswirtschaft 2., verb. Aufl., Springer, Heidelberg, 1994
- Dyckhoff, H.: Umweltmanagement: zehn Lektionen in umweltorientierter Unternehmensführung, Springer, Heidelberg, 2000
- Dyckhoff, H., Oenning, A., Rüdiger, C.: Grundlagen des Stoffstrommanagement bei Kuppelproduktion. Zeitschrift für Betriebswirtschaft 67 (11) pp. 1139-1166, 1997
- Ecker, A., Winter, B.: Stand der Technik bei Raffinerien im Hinblick auf die IPPC-Richtlinie. Monographien 119, Umweltbundesamt, Wien, 2000
- ECON, C. f. E. A.: Environmental challenges in China: determinants of success and failure, Commissioned by The World Bank, Oslo, 2002
- EEA: Umwelt in der Europäischen Union - 1995; Bericht für die Überprüfung des Fünften Umwelt-Aktionsprogramms, Europäische Umweltagentur (EEA), Kopenhagen, 1992
- EEA: EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook 3, European Environment Agency (EEA), Copenhagen, 2001
- EEA: Annual European Community CLRTAP emission inventory 1990-2002 - Submission to the Executive Body of the UNECE Convention on long-range transboundary air pollution EEA Technical report No 6/2004, European Environment Agency (EEA) on behalf of the Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg, 2004
- Eisenführ, F., Weber, M.: Zielstrukturierung: Ein kritischer Schritt im Entscheidungsprozess. Zeitschrift für betriebswirtschaftliche Forschung 38 pp. 907-929, 1986
- Eisenführ, F., Weber, M.: Rationales Entscheiden 2, Springer, Heidelberg, 1994
- El-Halwagi, M. M.: Pollution prevention through process integration: systematic design tools, Academic Press, San Diego, 1997
- EMEP: CORINAIR 90 Summary of Results by Activity for Europe. In: EMEP/CORINAIR - Coordination of Information on Air Emissions (eds.) Atmospheric Emission Inventory Guidebook, 1995
- EMEP/CORINAIR: Atmospheric emission inventory guidebook. Prepared by the EMEP Task Force on Emission Inventories, Second Edition September 1999. In: EMEP/CORINAIR - Coordination of Information on Air Emissions (eds.) Atmospheric Emission Inventory Guidebook, 1999
- Endlich, W.: Fertigungstechnik mit Kleb- und Dichtstoffen, Vieweg, Wiesbaden, 1995
- Enquête-Kommission: Schutz des Menschen und der Umwelt: Die Industriegesellschaft gestalten - Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen Bundestagsdrucksachen 12/8260, Bonn, 1994
- Environment Agency: IPPC H2: Horizontal Guidance Note on Energy Efficiency, Bristol, 2001
- Enzensberger, N.: Entwicklung und Anwendung eines Strom- und Zertifikatmarktmödells für den europäischen Energiesektor, VDI-Verlag, Düsseldorf, 2003
- ESIG: Questions and Answers relative to the EU Solvents Emissions Directive, European Solvents Industry Group (ESIG), Brussels, 2002

- Europäische Kommission: Mitteilung der Kommission - Die Umwelt Europas: Orientierungen für die Zukunft
Gesamtbewertung des Programms der Europäischen Gemeinschaft für Umweltpolitik und Maßnahmen
im Hinblick auf eine dauerhafte und umweltgerechte Entwicklung - "Für eine dauerhafte und
umweltgerechte Entwicklung" (KOM/99/0543 endg.), 1999
- European Topic Centre on Air Emissions: CORINAIR94 - Summary Report - Final Report to the, EEA (European Environment Agency), Copenhagen, 1997
- Eurostat: NewCronos Database (1999), 2002
- Fandel, G.: Aktivitätsanalytische Fundierung der Produktionstheorie Diskussionsbeitrag Nr. 157 des Fachbereichs Wirtschaftswissenschaften der Fernuniversität Hagen, Hagen, 1990
- Fandel, G.: Produktion I: Produktions- und Kostentheorie 3, Springer-Verlag, 1991
- Feess, E.: Umweltökonomie und Umweltpolitik, Vahlen, München, 1995
- Fehling, R.: Hierarchische Petrinetze, Hamburg, 1992
- Fichtner, W., Fleury, A., Rentz, O.: Effects of CO₂ Emission Reduction Strategies on Air Pollution. International Journal of Global Environmental Issues accepted for publication, 2003
- Fichtner, W.: Emissionsrechte, Energie und Produktion: Verknappung der Umweltnutzung und produktionswirtschaftliche Planung Technological economics, Erich Schmidt, Berlin, 2005
- Fichtner, W., Tietze-Stöckinger, I., Frank, M., Rentz, O.: Barriers of inter-organisational environmental management: Two case studies on industrial symbiosis. Progress in Industrial Ecology 1 (4) pp. 1-31, 2004
- Figueira, J., Greco, S., Ehrgott, M.: Multiple Criteria Decision Analysis - State of the Art Surveys, Springer, New York, 2005
- Finnveden, G.: On the Limitations of Life Cycle Assessment and Environmental Systems Analysis Tools in General. International Journal of Life Cycle Assessment 5 (4) pp. 229-238, 2000
- Fishbone, L. G., Abilok, H.: Markal, A linear-programming Modell for Energy System Analysis - Technical Description of the BNL Version. International Journal of Energy Research pp. 353-375, 1981
- Fishburn, P. C.: Additive utilities with incomplete product set: Applications to priorities and assignments, ORSA Publication, Baltimore(USA), 1967
- Fisher, R., Ury, W., Patton, B.: Getting to Yes - Negotiating agreement without giving in 2., Houghton Mifflin & Co., Boston, 1991
- Fitzer, E.: Technische Chemie: Einführung in die chemische Reaktionstechnik, Springer, Heidelberg, 1995
- Fleischmann, M., Beullens, P., Bloemhof, J. M., Van Wassenhove, L. N.: The Impact of Product Recovery on Logistics Network Design. Production and Operations Management 10 (2) pp. 156-173, 2001
- Fleischmann, M., Krikke, H. R., Dekker, R., Flapper, S. D. P.: A characterisation of logistics networks for product recovery. Omega 28 pp. 653-666, 2000
- Fleury, A.: Eine Nachhaltigkeitsstrategie für den Energieversorgungssektor - dargestellt am Beispiel der Stromversorgung in Frankreich, Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe, 2005
- Franca, P., Armentano, V., Beretta, R., Clark, A.: A heuristic method for lot-sizing in multi-stage systems. Computers in Operations Research 24 pp. 861-874, 1997
- Frank, M., Fichtner, W., Wietschel, M., Rentz, O.: Ein modellgestütztes Instrumentarium zur Analyse und Bewertung von betriebsübergreifenden strategischen Energiemanagementkonzepten. In: Hilty, L M, Schulthess, D, Ruddy, T F (eds.) Umwelt-Informatik aktuell Strategische und betriebsübergreifende Anwendungen betrieblicher Umweltinformationssysteme pp. 171-182, Marburg, 2000
- Frank, M.: Entwicklung und Anwendung einer integrierten Methode zur Analyse von betriebsübergreifenden Energieversorgungskonzepten, Universität Karlsruhe (TH), 2003
- French, S.: Decision Theory - an introduction to the mathematics of rationality, Ellis Horwood Ltd., 1986
- French, S.: Uncertainty and imprecision: Modelling and Analysis. Journal of Operational Research Society 46 pp. 70-79, 1995
- French, S.: Modelling, making inferences and making decisions: the role of sensitivity analysis. TOP 11 (2) pp. 229-252, 2003
- French, S., Bartzis, J., Ehrhardt, J., Lochard, J., Morrey, M., Papamichail, N., Sinkko, K., Sohier, A.: RODOS: Decision support for nuclear emergencies. In: Zanakis, S H, Doukidis, G, Zopounidis, G (eds.) Recent Developments and Applications in Decision Making pp. 379-394, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 2000
- French, S., Geldermann, J.: The varied contexts of environmental decision problems and their implications for decision support. Environmental Science & Policy (accepted), 2005
- French, S., Maule, J., Mythen, G.: Soft Modelling in Risk Communication and Management: Examples in Handling Food Risk. Journal of the Operational Research Society in press, 2005
- French, S., Papamichail, N.: Decision Behaviour, Analysis and Support - Decision making and how computers and analysis bay support this, Manchester Business School (MBS), Manchester, 2003

- French, S., Rios Insua, D.: Statistical Decision Theory, Edward Arnold, London, 2000
- Friedrich, J.: Rechtshandbuch für Umweltbehörden - Anleitung zum rechtssicheren Verwaltungshandeln mit Musterschriften, Erich Schmidt, Berlin, 2001
- Frings, E.: Ergebnisse und Empfehlungen der Enquête-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ zum Stoffstrommanagement. In: Schmidt, M., Schorb, A. (eds.) Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits, Springer, Heidelberg, 1995
- Frings, E.: Stoffstromanalysen. In: Friege, Engelhardt, Henseling (eds.) pp. 34-47, 1998
- Frischknecht, R., Kolm, P.: Modellansatz und Algorithmus zur Berechnung von Ökobilanzen im Rahmen der Datenbank ECOINVENT. In: Schmidt, M., Schorb, A. (eds.) Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits, Springer, Heidelberg, 1995
- Fukushima, Y., Hirao, M.: LCA Methodology - A Structured Framework and Language for Scenario-Based Life Cycle Assessment. International Journal of Life Cycle Assessment 7 pp. 317-329, 2002
- Fussler, C.: Neue Wege zur Ökoeffizienz. In: Weizsäcker, E., Seiler-Hausmann, J. (eds.) Ökoeffizienz – Management der Zukunft, Birkhäuser Verlag, Berlin, 1999
- Futterer, E., Lohe, B.: Stationäre Flowsheet-Simulation. In: Schuler, H. (eds.) *Prozeßsimulation* pp. 81ff., VCH-Verlag, Weinheim, 1995
- Futterer, E., Munsch, M.: Flow-Sheeting-Programme für die Prozeßsimulation. Chem.-Ing.-Tech. 62 (1) pp. 9-16, 1990
- Gaetz, M. W., Roiger, R. J.: Data Mining – A tutorial based Primer, Addison-Wesley Pub. Co., Boston, 2003
- GAMS Development Corporation: GAMS, Washington, DC, USA, 2003
- García-Flores, R., Wang, X. Z., Goltz, G. E.: Agent-based information flow for process industries' supply chain modelling. Computers and Chemical Engineering 24 pp. 1135-1141, 2000
- Gausemeier, J., Fink, A., Schlake, O.: Szenario-Management, Hanser, München, Wien, 1996
- Gäfgen, G.: Theorie der wirtschaftlichen Entscheidung - Untersuchungen zur Logik und Bedeutung des rationalen Handelns 3, Tübingen, 1974
- Geldermann, J.: Entwicklung eines multikriteriellen Entscheidungsunterstützungssystems zur integrierten Technikbewertung Fortschrittsberichte VDI 16 (Technik und Wirtschaft), VDI Verlag, Düsseldorf, 1999
- Geldermann, J., Avci, N., Blümel, F., Rentz, O.: Modelling of body-shop processes. The Coatings Agenda Europe 2003 pp. 16-17, 2003a
- Geldermann, J., Avci, N., Rentz, O.: Wissens- und Informationsmanagement in KMU aufgrund sich ändernder Rahmenbedingungen - Das Beispiel umweltrechtlicher Regelungen in der Lackindustrie. In: Meyer, J-A. (eds.) Jahrbuch der KMU-Forschung und -Praxis 2005: Wissens- und Informationsmanagement, Josef Eul Verlag, Lohmar, 2005a
- Geldermann, J., Avci, N., Wenzel, S., Nunge, S., Rentz, O.: Techno-economic assessment of VOC- and NOx-emission reduction techniques pp. 655-658, Proceedings of the Fifth International Conference on EcoBalance - Practical Tools and thoughtful principles for sustainability, Tsukuba (Japan), 2002a
- Geldermann, J., Avci, N., Wenzel, S., Rentz, O.: Decision Support for the National Implementation of Emission Reduction Measures by the Dynamic Mass Flow Optimisation Model ARGUS. In: Leopold-Wildburger, U., Rendl, F., Wäscher, G. (eds.) Operations Research Proceedings 2002 pp. 296-301, Springer Verlag, Heidelberg, 2003b
- Geldermann, J., Bertsch, V., Rentz, O.: Multi-criteria Decision Support for Emergency and Remediation Management - Preference Elicitation and Evaluation of Strategies 61st Meeting of the EURO Working Group "Multiple Criteria Decision Aiding", Luxembourg, 2005b
- Geldermann, J., Bertsch, V., Treitz, M., French, S., Papamichail, K. N., Hämäläinen, R. P.: Multi-criteria Decision Support and Evaluation of Strategies for Nuclear Remediation Management. OMEGA - The International Journal of Management Science (submitted), 2006a
- Geldermann, J., Gabriel, R., Rentz, O.: Ecological Assessment of the Environmental Impacts of the Burning of Kerosene in Jet Turbines and its Improvement Assessment. Environmental Science and Pollution Research 6 (2) pp. 115-121, 1999a
- Geldermann, J., Jahn, C., Spengler, T., Rentz, O.: Proposal for an integrated approach for the assessment of cross-media aspects relevant for the determination of 'Best Available Techniques' BAT in the European Union Workshop on the assessment of cross media aspects relevant for the determination of "Best Available Techniques" in the frame of the implementation of Article 16(2) of the IPPC Directive, Berlin, 1998a
- Geldermann, J., Jahn, C., Spengler, T., Rentz, O.: Proposal for an Integrated Approach for the Assessment of Cross-Media Aspects Relevant for the Determination of "Best Available Techniques" BAT in the European Union. International Journal of Life Cycle Assessment 4 (2) pp. 94-106, 1999b
- Geldermann, J., Peters, N.-H., Nunge, S., Rentz, O.: Best Available Techniques in the Sector of Adhesives Application. International Journal of Adhesion and Adhesives 24 pp. 85-91, 2004a

- Geldermann, J., Peters, N.-H., Wenzel, S., Schollenberger, H., Rentz, O.: Integrierte Szenario-Analyse im Bereich der Metalloberflächenbehandlung. Umweltwirtschaftsforum 11 (4) pp. 71-78, 2003c
- Geldermann, J., Rentz, O.: Bridging the gap between american and european MADM-approaches?, 51st Meeting of the European Working Group Multicriteria Aid for Decisions, 2000
- Geldermann, J., Rentz, O.: Integrated technique assessment with imprecise information as a support for the identification of Best Available Techniques (BAT). OR Spectrum 23 pp. 137-157, 2001
- Geldermann, J., Rentz, O.: Decision support through mass and energy flow management in the sector of surface treatment. Journal of Industrial Ecology (accepted), 2004a
- Geldermann, J., Rentz, O.: Environmental Decisions and Electronic Democracy. Journal of Multi-criteria Analysis 12 (2-3) pp. 77-92, 2004b
- Geldermann, J., Rentz, O.: Multi-criteria analysis for the assessment of environmentally relevant installations. Journal of Industrial Ecology (in print), 2004c
- Geldermann, J., Rentz, O.: Techno-economic assessment of VOC-emission reduction strategies based on the ARGUS model. Environmental Modelling & Software (in print), 2004d
- Geldermann, J., Rentz, O.: The reference installation approach for the techno-economic assessment of emission abatement options and the determination of BAT according to the IPPC-directive. Journal of Cleaner Production 12 pp. 389-402, 2004e
- Geldermann, J., Schollenberger, H., Avci, N., Rentz, O.: Mass, Energy and Time Flow Analysis in the Sector of Vehicle Refinishing SETAC Europe 13th Annual Meeting 2003, Hamburg, 2003d
- Geldermann, J., Schollenberger, H., Hubert, I., Rentz, O.: The sector of metal coating: integrated assessment of future states Advances in Coatings Technology-ACT '04, The Paint and Plastics Department of the Institute for Plastics Processing, Warsaw, 2004b
- Geldermann, J., Schollenberger, H., Rentz, O.: Linking Mass and Energy Flow Analysis with Time Management. In: Pillmann, W, Tochtermann, K (eds.) Environmental Communication in the Information Society Part 2 (Proceedings of the 16th International Conference of Informatics for Environmental Protection) pp. 424-432, IGU/ISEP, Wien, 2002b
- Geldermann, J., Schollenberger, H., Rentz, O.: Integrated Scenario Analysis for Metal Surface Treatment . International Journal of Integrated Supply Management 1 (2) pp. 219-235, 2004c
- Geldermann, J., Schollenberger, H., Wenzel, S., Rentz, O.: Integrated Scenario Analysis of Metal COATing (ISACOAT) SETAC Europe 12th Annual Meeting 2002, Vienna, 2002c
- Geldermann, J., Spengler, T., Rentz, O.: Multikriterielle Entscheidungsunterstützung bei der Auswahl produktionsintegrierter Umweltschutzmaßnahmen Betriebliche Umweltinformationssysteme in Produktion und Logistik, Metropolis Verlag, Marburg, 1998b
- Geldermann, J., Spengler, T., Rentz, O.: Fuzzy Outranking for Environmental Assessment, Case Study: Iron and Steel Making Industry. Fuzzy Sets and Systems - Special Issue on Soft Decision Analysis 115 pp. 45-65, 2000
- Geldermann, J., Terazono, A., Avci, N., Rentz, O.: Mass and energy flow management for small and medium sized enterprises in the sector of vehicle refinishing in Germany and Japan pp. 591-594, Proceedings of the Fifth International Conference on EcoBalance - Practical Tools and thoughtful principles for sustainability, Tsukuba (Japan), 2002d
- Geldermann, J., Treitz, M., Bertsch, V., Rentz, O.: Moderated Decision Support and Countermeasure Planning for off-site Emergency Management. In: Loulou, R, Waaub, J-P, Zaccour, G (eds.) Energy and Environment: Modeling and Analysis, Kluwer Academic Publishers, 2005c
- Geldermann, J., Treitz, M., Rentz, O.: Integrated Technique Assessment based on the Pinch Analysis Approach for the Design of Production-Networks. European Journal of Operational Research, Vol. 171(3) 1020-1032, 2006
- Geldermann, J., Treitz, M., Schollenberger, H., Rentz, O.: Integriertes Prozessdesign für die betriebsübergreifende Anlagenplanung in dynamischen Stoffstromnetzen, Zwischenbericht an die VolkswagenStiftung, Karlsruhe, 2004d
- Geldermann, J., Treitz, M., Schollenberger, H., Rentz, O.: Integrated Process Design for the Inter-Enterprise Plant Layout Planning of Dynamic Mass Flow Networks. OR Spectrum - Special Issue on Product Recovery, vol. 28(1), pp.3-20, 2006b
- Geldermann, J., Treitz, M., Schollenberger, H., Rentz, O.: Modeling and Integrated Assessment of Mass and Energy Flows within Supply Chains, In: Kotzab, H., Seuring, S., Müller, M., Reiner, G. (Hrsg.): Research Methodologies in Supply Chain Management, p. 573-587, Physica-Verlag, Heidelberg, 2005e
- Geldermann, J., Zhang, K.: Software Review: "Decision Lab 2000". Journal of Multi Criteria Decision Analysis 10 pp. 317-323, 2001
- Geldermann, J., Zhang, K., Avci, N., Rentz, O.: Decision support in the sector of surface treatment Proceedings of the 16th International Conference on Production Research ICPR-16, 2001

- Geldermann, J., Zhang, K., Rentz, O.: Entwicklung eines integrierten multikriteriellen Gruppenentscheidungsunterstützungssystems (MGDSS) - Fallstudie: Hierarchische Planung in der Industrielackierung. In: Fichtner, W., Geldermann, J. (eds.) Einsatz von OR-Verfahren zur technooökonomischen Analyse von Produktionssystemen, Verlag Peter Lang, Frankfurt, 2002e
- Geldermann, J., Zhang, K., Rentz, O.: Further Development of MADM-Approaches in China and in Germany. In: Leopold-Wildburger, U., Rendl, F., Wäscher, G. (eds.) Operations Research Proceedings 2002 pp. 525-533, Springer Verlag, Heidelberg, 2003e
- Geldermann, J., Zhang, K., Rentz, O.: Sensitivitätsanalysen für das outranking-Verfahren PROMETHEE. In: Habenicht, W., Scheubrein, B., Scheubrein, R. (eds.) Multicriteria- und Fuzzy-Systeme in Theorie und Praxis, Stuttgart, 2003f
- Geldermann, J., Zipperlen, H.: Stoffstrommanagement zur Erfüllung der neuen Bilanzierungspflichten. Viertes Management Symposium "Produktion und Umwelt", Fraunhofer Institut für Arbeitswirtschaft und Produktion, Stuttgart, 2002
- Georgiadis, P., Vlachos, D.: The effect of environmental parameters on product recovery. European Journal of Operational Research 157 pp. 449-464, 2004
- Gerhardt, C.: Bestimmungsmöglichkeiten optimaler Produktionsprogramme bei primärer Verbundproduktion, Hamburg, 1966
- Geyer-Schulz, A.: Unscharfe Mengen im Operations-Research, VWGÖ, Wien, 1986
- Gianadda, P., Brouckaert, C. J., Sayer, R., Buckley, C. A.: The application of pinch analysis to water, reagent and effluent management in a chlor-alkali facility. Water Science and Technology 46 (9) pp. 21-28, 2002
- Gilovich, T., Griffin, D.: Heuristics and Biases - Then and Now. In: Gilovich, T., Griffin, D., Kahneman, D. (eds.) Heuristics and Biases - The Psychology of Intuitive Judgment pp. 1-18, Cambridge University Press, Cambridge, 2002
- Girault, C., Valk, R.: Petri nets for systems engineering : a guide to modeling, verification, and applications, Springer, Heidelberg, 2003
- Gloor, R.: Energiesparmöglichkeiten in der Lackiertechnik RAVEL (Rationelle Verwendung von Energie) Bericht Nr. 724.397.21.07 D, Schweizer Bundesamt für Konjunkturfragen (BfK), Bern, 1996
- Goodwin, P.: Enhancing strategy evaluation in scenario planning: A role for decision analysis. Journal of Management Studies 38 pp. 1-16, 2001
- Göbelt, M.: Entwicklung eines Modells für die Investitions- und Produktionsprogrammplanung von Energieversorgungsunternehmen im liberalisierten Markt, Karlsruhe, 2001
- Götze, U., Bloech, J.: Investitionsrechnung, Modelle und Analysen zur Beurteilung von Investitionsvorhaben 2. Auflage, Springer Verlag, Berlin, 1995
- Götze, U.: Szenario-Technik in der strategischen Unternehmensplanung, Deutscher Universitäts-Verlag, Wiesbaden, 1991
- Graedel, T.: Streamlined Life-Cycle Assessment, Prentice-Hall, New Jersey, 1998
- Graedel, T., Allenby, B. R.: Industrial Ecology, AT&T, 2003
- Gregorig, R.: Wärmeaustausch und Wärmeaustauscher : Konstruktionssystematik, Serienproduktion, Rohrschwingungen, fertigungsgerechte wirtschaftliche Optimierung aufgrund von Exergieverlusten. Saurländer, Aarau, 1973
- Grennfelt, P.: Possibilities and constraints for the formulation of the second NO_x-Protocol Proceedings of EMEP Workshop on the Control of Photochemical Oxidants over Europe Environmental Documentation No. 47 - Air, Federal Office of Environment, Forests and Landscape (FOEFL), 1995
- Griliches, Z.: Hybrid Corn: An Exploration in the Economics of Technological Change. Econometrica 25 pp. 630-653, 1957
- Grin, J., Grunwald, A.: Vision assessment : shaping technology in 21st century society; towards a repertoire for technology assessment, Springer, Heidelberg, 2000
- Grunow, M., Günther, H.-O., Lehmann, M.: Campaign planning for multi-stage batch processes in the chemical industry. OR Spectrum 24 (3) pp. 281-314, 2002
- Grunwald, A.: Technikfolgenabschätzung - eine Einführung, Edition Sigma, Berlin, 2002
- Grupp, Th., Hoffmann, U.: Nasslackierprozess - Quo vadis? JOT Journal für Oberflächentechnik (12), 1999
- Guinée, J. B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H. A., de Bruijn, H., Van Duin, R., Huijbregts, M. A. J.: Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 2002
- Guitouni, A., Martel, J. M.: Tentative guidelines to help choosing an appropriate MCDM method. European Journal of Operation Research, 1998

- Gutenberg, E.: Grundlagen der Betriebswirtschaftslehre, Band 1: Die Produktion, Berlin, Heidelberg, New York, 1983
- Günther, H.-O., Tempelmeier, H.: Produktion und Logistik, Springer, Heidelberg, 1997
- Haasis, H.-D.: Planung und Steuerung emissionarm zu betreibender industrieller Produktionssysteme Umwelt und Ökonomie, Physica-Verlag, Heidelberg, 1994
- Haasis, H.-D., Müller, W., Winter, G., Feseker, K., Griem, N., Spieker, C.: Produktionsintegrierter Umweltschutz und Eigenverantwortung der Unternehmen, Peter Lang, Frankfurt, 2000
- Habenicht, G.: Kleben - Grundlagen, Anwendungen, Technologie, Springer, Heidelberg, 1997
- Hackmack, U., Mahrwald, B.: Lösemittelverordnung: Einführung und Vorschläge für die Umsetzung in die Praxis, Umweltbundesamt Berlin, FG.III 2.4, 2002
- Hackstein, R.: Produktionsplanung und -steuerung (PPS), VDI-Verlag, Düsseldorf, 1989
- Hahn, D., Laßmann, G.: Produktionswirtschaft, Controlling industrieller Produktion. Band 1/2, Physica-Verlag, Heidelberg, 1999
- Hallay, H., Pfriem, R.: Öko-Controlling : Umweltschutz in mittelständischen Unternehmen, Campus-Verlag, Frankfurt/Main, 1992
- Hamad, A., Aidan, A., Douboni, M.: Cost-effective wastewater treatment and recycling in mini-plants using mass integration. Clean Technology and Environmental Policy 4 pp. 246-256, 2003
- Hansen, K.: Lineare Filter und integrierte autoregressive Prozesse. In: Mertens, P (eds.) Prognoserechnung 5, Physica-Verlag, Heidelberg, 1994
- Hansjürgens, B.: Umweltrisikopolitik. Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (Sonderheft) 10, 1999
- Hansmann, K.-W.: Prognose und Prognoseverfahren. BfuP - Betriebswirtschaftliche Forschung und Praxis 3 pp. 269-286, 1995
- Harsch, M., Finkbeiner, M.: Schwachstellenanalyse und Optimierung ausgeführter Lackieranlagen Forschungsprojekt im Auftrag des Wirtschaftsministeriums Baden-Württemberg, Stuttgart, 1997
- Harsch, M.: Modellierung und Optimierung verfahrenstechnischer Prozesse in der Lackiertechnik - Beitrag zur Ganzheitlichen Lackierung, Universität Stuttgart, 1997
- Harvey, A. C.: Ökonometrische Analyse von Zeitreihen, Oldenbourg, München, 1994
- Hasenpusch, W.: Beste verfügbare Technik - "Best Available Technology". Galvanotechnik 8, 1999
- Hauber, B., Mitz, W., Puchan, G.: Die Autolackierung, Vogel Buchverlag, Würzburg, 1992
- Hauptverband der Deutschen Holz und Kunststoffe verarbeitenden Industrie und verwandter Industriezweige (HDH): Merkblatt des Arbeitskreises Umwelt und Energie im HDH, Technischer Ausschuß "Lösemittel-Abluftreinigungsanlagen für Lackieranlagen der Möbelindustrie", 1991
- Hax, A. C., Meal, H. C.: Hierarchical Integration of Production Planning and Scheduling. In: Geisler, M A (eds.) TIMS Studies in the Management Sciences Logistics, North-Holland, Amsterdam, 1975
- Hähre, S.: Stoffstrommanagement in der Metallindustrie: Zur Gestaltung und techno-ökonomischen Bewertung industrieller Recyclingkonzepte, VDI-Fortschrittsberichte (Reihe 16), Düsseldorf, 2000
- Hämäläinen, R. P.: Decisionarium - Aiding Decisions, Negotiating and Collecting Opinions on the Web. Journal of Multi Criteria Decision Analysis 12 pp. 101-110, 2003a
- Hämäläinen, R. P.: Reversing the perspective on the applications of decision analysis. Decision Analysis, 2003c
- Hämäläinen, R. P., Kettunen, E., Marttunen, M., Ehtamo, H.: Evaluating a framework for multi-stakeholder decision support in water resources management. Group Decision and Negotiation 10 (4) pp. 331-353, 2001
- Hämäläinen, R. P., Lindstedt, M., Sinkko, K.: Multi-Attribute Risk Analysis in Nuclear Emergency Management. Risk Analysis 20 (4) pp. 455-468, 2000
- Hämäläinen, R. P., Seppäläinen, T. O.: The analytic network process in energy policy planning. Socio-Economic Planning Sciences 20 pp. 399-405, 1986
- Hämäläinen, R. P., Sinkko, K., Lindstedt, M., Ammann, M., Salo, A.: RODOS and decision conferencing on early phase protective actions in Finland. STUK, Helsinki, 1998
- Hänle, M.: Systeme zur Unterstützung von Gruppenentscheidungen - Konzeption und Implementation eines Prototypen, Josef Eul, 1993
- Häuslein, A., Hedemann, J.: Die Bilanzierungssoftware Umberto und mögliche Einsatzgebiete. In: Schmidt, M, Schorb, A (eds.) Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits, Springer, Heidelberg, 1995
- HDH: Merkblatt des Arbeitskreises Umwelt und Energie im HDH, Technischer Ausschuß "Lösemittel-Abluftreinigungsanlagen für Lackieranlagen der Möbelindustrie", Hauptverband der Deutschen Holz und Kunststoffe verarbeitenden Industrie und verwandter Industriezweige (HDH), Bad Honnef, 1991

- Heijungs, R., Guinée, J. B., Udo de Haes, H. A., Wegener Sleeswijk, A., Ansems, A. M. M., Eggels, P. G., Van Duin, R., De Doede, H. P.: Environmental Life Cycle Assessment of Products, Guide & Backgrounds, Centre of Environmental Science, Leiden, 1992
- Heinen, E.: Betriebswirtschaftliche Kostenlehre, Band 1, Wiesbaden, 1965
- Heinz, K.: Ziele und Paradigmen der Zeitwirtschaft. In: Luczak, H, Volpert, W (eds.) Handbuch der Arbeitswissenschaft pp. 911-916, Schäffer-Pöschel, Stuttgart, 1997
- Hemming, W.: Verfahrenstechnik 8., überarb. Aufl, Vogel, Würzburg, 1999
- Hennemann, A.: Betriebswirtschaftslehre für Fahrzeuglackierbetriebe, Audin, München, 1994
- Hessland, A.: Abfallvermeidung in der industriellen Klebetechnik, Fraunhofer Institut für Materialforschung, 1997
- Hillegersberg, J. v., Zuidwijk, R., Nunen, J. v., Eijk, D. v.: Supporting return flows in the supply chain. Communications of the ACM 44 (6) pp. 74-79, 2001
- Hoffmann, U., Klein, W.: Energiebilanz von Lackieranlagen Jahrbuch für Lackierbetriebe 2000, Vincentz Verlag, Hannover, 1999
- Hofstede, G. H.: Culture's consequences: international differences in work-related values, Sage Publications, Beverly Hills, 1980
- Hofstetter, P.: Perspectives in Life Cycle Impact Assessment; A Structured Approach to Combine Models of the Technosphere, Ecosphere and Valuesphere, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1998
- Hofstetter, P., Braunschweig A., Mettier M., Müller-Wenk R., Tietje O.: Dominance Analysis in the Mixing Triangle, A Graphical Decision Support Tool for Product Comparisons. Journal of Industrial Ecology (submitted), 2003
- Hoheneck, F.: Bewertungsmodelle als Entscheidungshilfe bei Umweltschutzinvestitionen, Centaurus, Pfaffenweiler, 1993
- Holland, M., Watkiss, P.: Benefits Table database (BeTa Version E1.02a): Estimates of the marginal external costs of air pollution in Europe, European Commission DG Environment, Brussels, 2002
- Holtmann, T.: Entwicklung eines Instrumentariums zur Emissionsprojektion auf der Basis des Emissionsfaktoransatzes Europäische Hochschulschriften 5 (Volks- und Betriebswirtschaft) (2161), Lang Verlag, Frankfurt am Main, 1997
- Homburg, C.: Hierarchical multi-objective decision making. European Journal of Operational Research 105 pp. 155-161, 1998
- Hordijk, L., Kroeze, C.: Integrated assessment models for acid rain. European Journal of Operational Research 102 pp. 405-417, 1997
- Höpfner, U., Knörr, W.: Motorisierter Verkehr in Deutschland : Energieverbrauch und Luftschadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in der DDR, Berlin (Ost) und der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 1988 und in Deutschland im Jahr 2005, Erich Schmidt, Berlin, 1992
- Huijbregts, M. A. J.: Uncertainty and variability in environmental life-cycle assessment, Amsterdam, 2001
- Hungerbühler, K., Ranke, J., Mettier, T.: Chemische Produkte und Prozesse: Grundkonzepte zum umweltorientierten Design, Springer, Heidelberg, 1999
- Hwang, C. L., Lin, M. J.: Group decision making under multiple criteria, Springer, Heidelberg, 1987
- Hwang, C. L., Masud, A. S.: Multi-Objective Decision Making, Methods and Applications, A State of the Art Survey Lecture Notes in Economics and Mathematical Systems, Springer Verlag, Berlin, 1979
- Hwang, C. L., Yoon, K.: Multiple Attribute Decision Making, Methods and Applications - A State-of-the-Art Survey, Springer, Heidelberg, 1979
- IIASA: RAINS Europe, Version 7.2, Web Seite des IIASA: <http://www.iiasa.ac.at/~rains/index.html>, 2000
- Iizuka, M.: Organizational capability and export performance: the salmon industry in Chile. Paper presented at the DRUID Winter Conference, 2004
- Industrieverband der Klebstoffe e.V.: Handbuch der Klebetechnik, Vieweg Verlag, Wiesbaden, 2000
- Industrieverband Klebstoffe e.V.: Handbuch der Klebetechnik, Vieweg Verlag, Wiesbaden, 2000
- Insua, D. R., Martin, J., Proll, L., French, S., Salhi, A.: Sensitivity Analysis in Statistical Decision Theory: A Decision Analytic View. Journal of Statistical Computation and Simulation 57 (1-4) pp. 197-218, 1997
- IPCC: Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Vol.1 Reporting Instructions, International Panel on Climate Change - National Greenhouse Gas Inventory Programme, Tsukuba (Japan), 1996
- ISO: 14040: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework, International Organization for Standardization, Geneva, 1997
- Jahn, J.: Vector Optimization: Theory, applications, and extensions, Springer, Heidelberg, 2004
- Janis, I. L.: Victims of Groupthink, Houghton Mifflin, Boston, 1972

- Janis, I. L., Mann, L.: Decision Making: a Psychological Analysis of Conflict, Choice and Commitment, Free Press, New York, 1977
- Jansen, B.: Sensitivity analysis in linear programming: just be careful! European Journal of Operational Research 101 pp. 15-28, 1997
- Jansen, I.: BREF on Surface Treatment using Solvents (Draft), EIPPCB, Sevilla, 2004a
- Jansen, I., Litten, D.: Report of the Kick-Off Meeting: TWG Surface Treatment using Solvents, EIPPCB, Sevilla, 2003
- Jansen, I.: The 'Sevilla Process' - Best Available Techniques in surface treatment using organic solvents Integrated Scenario Analysis and Decision Support for the Modern Factory pp. 127-136, French-German Institute for Environmental Research (DFIU/IFARE), Karlsruhe, 2004b
- Jelassi, M. T., Kersten, G. T., Zions, S.: An Introduction to Group Decision and Negotiation Support Readings in Multiple Criteria Decision Aid, Springer, Heidelberg, 1990
- Joas, R., Schott, R., Geldermann, J., Wenzel, S., Avci, N., Rentz, O., Felbermayer, W., Prechtl, F., Mitterwallner, R.: Vorschlag zu einem Maßnahmenplan zur Reduktion der Emissionen der Ozon-Vorläufersubstanzen NOx und VOC in Österreich bis 2010, Österreichisches Umwelt- und Wirtschaftsministerium, Wien, München/Karlsruhe, 2002
- Joas, R., Schott, R., Peters, N. H., Geldermann, J., Rentz, O.: VOC-Minderungspotenzial beim Transport und Umschlag von Mineralölprodukten mittels Kesselwagen, Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamts (UBA, Berlin), Mpchen / Wien / Karlsruhe, 2003
- Jochem, E.: Hilfen und Irrtümer beim Rückgriff des Prognostikers auf die Vergangenheit. In: Dierkes, M (eds.) Technik und Parlament. Technikfolgen-Abschätzung: Konzepte, Erfahrungen, Chancen pp. 96-114, Edition Sigma, Berlin, 1986
- Jochem, E.: Some Critical Remarks on Today's Bottom-up Energy Models. In: Hake, J-F, Markewitz, P (eds.) Modellinstrumente für CO₂-Minderungsstrategien pp. 271-284, Jülich, 1997
- Kafka, C.: Konzeption und Umsetzung eines Leitfadens zum industriellen Einsatz von Data-Mining, Universität Karlsruhe, 1999
- Kahneman, D., Slovic, P., Tversky, A.: Judgment under uncertainty: heuristics and biases, Cambridge University Press, Cambridge, 1982
- Kahneman, D., Tversky, A.: Judgment under Uncertainty: Heuristics and Biases. Science 185 pp. 1124-1131, 1974
- Kaluza, B., Blecker, T.: Entsorgungsnetzwerke als Instrument des betrieblichen Umweltmanagements. In: Kaluza, B (eds.) Kreislaufwirtschaft und Umweltmanagement, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1998
- Kaminsky, G.: Praktikum der Arbeitswissenschaft, Hanser, München, 1980
- Karl, U.: Regionales Stoffstrommanagement : Instrumente und Analysen zur Planung und Steuerung von Stoffströmen auf regionaler Ebene, Karlsruhe, 2003
- Kassimatis, K., Spyrou, S.: Stock and credit market expansion and economic development in merging markets: further evidence utilizing cointegration analysis. Applied Economics 33 pp. 1057-1064, 2001
- Keefer, D. L., Kirkwood, C. W., Corner, J. L.: Perspective on Decision Analysis Applications, 1990 - 2001 (with discussion by R.P. Hamäläinen and S. Cantor; in press). Decision Analysis, 2004
- Keeney, R. L., Raiffa, H.: Decisions with multiple objectives: Preferences and value tradeoffs, John Wiley, New York, 1976
- Keilus, M.: Produktions- und kostentheoretische Grundlagen einer Umweltplankostenrechnung. In: Universität Köln (eds.), 1993
- Kern, W.: Die Messung industrieller Fertigungskapazitäten und ihrer Ausnutzung: Grundlagen u. Verfahren, Westdeutscher Verlag, Köln, 1962
- Kern, W.: Handwörterbuch der Produktionswirtschaft. In: Kern, W (eds.), Schäffer-Poeschel, Stuttgart, 1996
- Kersten, G. E.: e-democracy and participatory decision processes: lessons from e-negotiation experiments. Journal of Multi Criteria Decision Analysis 12 (2-3) pp. 127-144, 2003
- Kersten, G. E., Szapiro, T.: Generalized Approach to Modelling Negotiations. European Journal of Operational Research 26 pp. 160-168, 1986
- Keyser, W. D., Peeters, P.: The exploration of the enriched dominance graph by the ARGUS-method, 12th Mini Euro Conference, Belgium, 2002
- Keyser, W. d., Peeters, P.: A note on the use of PROMETHEE multicriteria methods. European Journal of Operational Research 89 pp. 457-461, 1996
- Khmelnitsky, E., Kogan, K.: Optimal policies for aggregate production and capacity planning under rapidly changing demand conditions. International Journal of Production Research 34 (7) pp. 1929-1941, 1996

- Kippelen, C., Spengler, T., Brunn, H., Rentz, O.: Ganzheitliche Bilanzierung und Bewertung von Produktionsprozessen - dargestellt am Beispiel von Reinigungssystemen für die Oberflächenbehandlung. Staubreinhaltung der Luft 55 pp. 361-366, 1995
- Klamt, S.: Modellierung von Stoffstromnetzen in Umberto Stoffstromanalyse und -bewertung, Institut für Umwelt systemforschung der Universität Osnabrück, 1997
- Kleinaltenkamp, M., Plinke, W.: Technischer Vertrieb - Grundlagen des Business to Business Marketing 2, Springer Verlag, 2000
- Klimont, Z., Cofala, J., Amann, M.: Estimating Costs for Controlling Emissions of Volatile Organic Compounds (VOC) from Stationary Sources in Europe IIASA Interim Report IR-00-51, Laxenburg, 2000
- Klingebiel, N.: Prozeßinnovationen als Instrumente der Wettbewerbsstrategie, Erich Schmidt, Berlin, 1989
- Kloock, J.: Zur gegenwärtigen Diskussion der betriebswirtschaftlichen Produktionstheorie und Kostentheorie. Zeitschrift für Betriebswirtschaft Ergänzungsheft I pp. 49-82, 1969a
- Kloock, J.: Betriebswirtschaftliche Input-Output-Modelle, Gabler, Wiesbaden, 1969b
- Kloock, J.: Neuere Entwicklungen betrieblicher Umweltkostenrechnungen. In: Wagner, G R (eds.) Betriebswirtschaft und Umweltschutz, Schäffer-Poeschel Verlag, 1993
- Klöpfer, W., Renner, I.: Methodik der Wirkungsbilanz im Rahmen von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien, UBA-FB 94-095 UBA-Texte 23/95: Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen - Wirkungsbilanz und Bewertung, 1995
- Knörr, W., Duennebeil, A., Helms, H.: Überarbeitung des Datentransfers zwischen den Datenbanken TREMOD (Transport Emission Estimation Model) und ZSE ("Zentrales System Emissionen"), im Auftrag des Umweltbundesamts (UBA Berlin), Heidelberg, 2003
- Knörr, W., Höpfner, U., Helms, H.: Daten- und Rechenmodell: "Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1980-2020 Ufoplan Nr. 10506057, im Auftrag des Umweltbundesamts, Heidelberg, 2002
- Kobayashi, S., Umeda, T., Ichikawa, A.: Synthesis of optimal heat exchange systems - an approach by the optimal assignment problem in linear programming. Chemical Engineering Science 26 pp. 1367-1380, 1971
- Koopmans, T. C.: Analysis of Production as an Efficient Combination of Activities. In: Koopmans, T C (eds.) Activity Analysis of Production and Allocation pp. 33-97, New York, 1951
- Koufos, D., Retsina, T.: Practical energy and water management through pinch analysis for the pulp and paper industry. Water Science and Technology 43 (2) pp. 327-332, 2001
- Kölbel, H., Schulze, J.: Projektierung und Vorkalkulation in der chemischen Industrie, Springer, Heidelberg, 1960
- Kriwald, T., Haasis, H.-D.: Betriebliches Wissensmanagement in Produktion und Umweltschutz. In: Haasis, H-D, Kriwald, T (eds.) Wissensmanagement in Produktion und Umweltschutz pp. 1-20, Springer, Heidelberg, 2001
- Kruschwitz, L.: Investitionsrechnung 7, München, 1998
- Kurbel, K.: Entwicklung und Einsatz von Expertensystemen: eine anwendungsorientierte Einführung in wissensbasierte Systeme, Springer, Heidelberg, 1992
- Küpper, H.-U.: Interdependenzen zwischen Produktionstheorie und der Organisation des Produktionsprozesses, Duncker Humblot, Berlin, 1980
- Küpper, H.-U.: Kapazität und Investition als Gegenstand der Investitions-Controlling. In: Corsten, H, Köhler, R, Müller-Merbach, H, Schröder, H H (eds.) Kapazitätsmessung, Kapazitätsgestaltung, Kapazitätsoptimierung : eine betriebswirtschaftliche Kernfrage pp. 115-132, Schäffer-Poeschel, Stuttgart, 1992
- Kytzia, S., Seidl, I.: Monetarisierung - ein Weg für die vergleichende Bewertung von Umweltschäden? In: Hofstetter, P, Mettier, T, Tietje, O (eds.) Ansätze zum Vergleich von Umweltschäden, Nachbearbeitung des 9. Diskussionsforums Ökobilanzen vom 4. Dezember 1998 pp. 34-43, Zürich, 1999
- Laforsch, M.: Kosten der Luftreinhaltung: ein Ansatz zur Erstellung von Kostenfunktionen für die Emissionsminderung zur Unterstützung internationaler umweltpolitischer Verhandlungen. Peter Lang Verlag, Frankfurt am Main, 1999
- Laguna, M.: Applying Robust Optimization to Capacity Expansion of One Location in Telecommunications with Demand Uncertainty. Management Science 44 (11) pp. S101-S110, 1998
- Lakhani, H.: Empirical Implications of Mathematical Functions Used to Analyze Market Penetration of New Products. Technological Forecasting and Social Change 15, 1979
- Landerretche, O.: El Fomento de la Pequeña y Mediana Empresa y los Desafíos de la Globalización Colección Ideas Año 3 (25), Fundación Chile 21, 2002

- Landrieu, G., Mudgal, S.: Simple is beautiful - and efficient. Commentaries on the results of studies requested from IIASA by the French Ministry for Land-Use Planning and the Environment. Task Force on Integrated Assessment Modelling, 25th session, Stockholm, 2000
- Lange, M.: Europäische Anforderungen zum integrierten Umweltschutz Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN: Fortschritte bei der thermischen, katalytischen, sorptiven und biologischen Abgasreinigung (VDI-Berichte Nr. 1241), VDI Verlag, Düsseldorf, 1996
- Laux, H.: Entscheidungstheorie. 5. Auflage. Springer, Heidelberg, 2003
- Lave, L. B., Dowlatabadi, H.: Climate Change Policy: The Effects of Personal Beliefs and Scientific Uncertainty. Environmental Science and Technology 27 (10) pp. 1962-1972, 1993
- Lawless, J. F.: Statistical Models and Methods for Lifetime Data, Wiley, New York, 1982
- Layer, M.: Optimale Kapazitätsausnutzung und Kapazitätsbereitstellung : sequentielle Produktions- und Investitionsplanung mit Hilfe der dynamischen Programmierung, Physica-Verlag, Würzburg, 1975
- Leffland, K., Kaersgaard, H.: Comparing environmental impact data on cleaner technologies, EEA (European Environmental Agency), Kopenhagen, 1997
- Lehni, M.: eco-efficiency - creating more value with less impact, World Business Council for Sustainable Development, 2000
- Leontief, W.: Input-Output Analysis and Economic Structure: Studies in the Structure of the American Economy: Theoretical and Empirical Explorations in Input-Output Analysis. The American Economic Review (4) pp. 626-636, 1955
- Leontief, W.: Input-Output Analysis Input-Output Economics pp. 134-155, 1966
- Letmathe, P.: Umweltbezogene Kostenrechnung, Vahlen, München, 1998
- Letmathe, P.: Flexible Standardisierung : ein dezentrales Produktionsmanagement-Konzept für kleine und mittlere Unternehmen, Deutscher Universitäts-Verlag, Wiesbaden, 2002
- Levenbach, H.: Econometric Methods for Managerial Applications. In: Makridakis, S (eds.) The Handbook of Forecasting: A Manager's Guide, Wiley, New York, 1987
- LfU: Betriebliche Energie- und Stoffstrommanagementsysteme - Methoden, Praxiserfahrungen, Software - eine Marktanalyse, Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg, Karlsruhe, 2000
- Liebscher, H.: Aktuelles und Informatives von der VOC-Gesetzgebung in Europa, Deutschland und anderen EU-Staaten für den Fahrzeugreparaturlackierbereich. Der Fahrzeug- und Metall-Lackierer (fml) 44 pp. 8-10, 2000
- Lillich, L.: Nutzwertverfahren, Physica-Verlag, Heidelberg, 1992
- Lindstädt, H.: Optimierung der Qualität von Gruppenentscheidungen: ein simulationsbasierter Beitrag zur Principal-Agent-Theorie. Physica-Verlag, Heidelberg, 1997.
- Lindstedt, M. R. K., Hämäläinen, R. P., Mustajoki, J.: Using Intervals for Global Sensitivity and Worst Case Analyses in Multicriteria Value Trees. In: Köksalan, M, Zonts, S (eds.) Proceedings of the Fifteenth International Conference on Multiple Criteria Decision Making (MCDM) pp. 177-186, Ankara, 2001
- Linnhoff, B.: Systematisches Vorgehen bei Utility Einsparung - Beispiele Wasser und Energie. Umweltmanagement Symposium, Stuttgart, 2002
- Linnhoff, B.: Mit der Pinch-Technologie Prozesse und Anlagen optimieren - Eine Methode des betrieblichen Energie- und Stoffstrommanagements. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 2004
- Linnhoff, B., Flower, J. R.: Synthesis of Heat Exchanger Networks: I, Systematic Generation of Networks with Various Criteria of Optimality. AIChE J. 24 pp. 633, 1978
- Linnhoff, B., Turner, J. A.: Heat-recovery networks: new insights yield big savings. Chemical Engineering, 1981
- Liu, S., Ong, H. L.: A comparative study of algorithms for the flowshop scheduling problem. Asia-Pacific Journal of Operational Research 19 pp. 205-222, 2002
- Lootsma, F. A.: Multi-Criteria Decision Analysis via Ratio and Difference Judgement, Kluwer, Dordrecht, 1999
- Lundie, S.: Ökobilanzierung und Entscheidungstheorie - Praxisorientierte Produktbewertung auf der Basis gesellschaftlicher Werthaltungen, Springer, Heidelberg, 1999
- Mai, M.: Technikbewertung in Politik und Wirtschaft : Beitrag zum Problem ihrer Institutionalisierung, Baden-Baden, 2001
- Manne, A. S.: Investments for capacity expansion : size, location and time-phasing, Allen and Unwin, London, 1967
- Manz, K., Dahmen, A., Hoffmann, L.: Entscheidungstheorie, Vahlen, München, 2000
- Mareschal, B.: Weight stability intervals in multicriteria decision aid. European Journal of Operational Research 33 pp. 54-64, 1998

- Markworth, R.: Entwicklungsbegleitendes Digital Mock-Up im Automobilbau, Shaker Verlag, Aachen, 2003
- Martel, C.: Schwermetallströme in Kohlekraftwerken : ein Beitrag zur Planung und Steuerung industrieller Stoffströme bei Kuppelproduktion, Peter Lang Verlag, Frankfurt am Main, 1999
- Matley, J.: CE Plant Cost Index revised. Chemical Engineering (89), 1982
- May, T.: Umweltmanagement im Lackierbetrieb, Vinzenz-Verlag, Hannover, 1997
- May, T.: Ressourcen sinnvoll einsetzen: Lackieranlagen hinsichtlich Ökologie und Ökonomie optimieren, ILUS - Industrielackierer unter sich, Stuttgart, 2001
- Mayer, R.: Kapazitätskostenrechnung : Neukonzeption einer kapazitäts- und prozeßorientierten Kostenrechnung, Vahlen, München, 1998
- Männel, W.: Bedeutung und Aufgaben des Anlagencontrolling. KRP-Sonderheft 1/99 pp. 5-13, 1999
- Meade, L., Sarkis, J.: Strategic analysis of logistics and supply chain management systems using the analytical network process. Transportation Research - Part E 34 (3) pp. 201-215, 1998
- Mellerowicz, K.: Allgemeine Fragen der Kostenrechnung und Betriebsabrechnung (Kosten und Kostenrechnung) 4, Rudolf Haufe Verlag, Freiburg im Breisgau, 1966
- Menig, H., Krill, H., Jäschke, T.: Kosten und Effizienz biologischer Verfahren im Vergleich zu anderen Abluftreinigungsverfahren. Biological Waste Gas Cleaning, Proceedings of an International Symposium, 1997
- Merkle, A., Terzis, A.: Digitale Funkkommunikation mit Bluetooth : Theorie und Praxis, Bluetooth-Simulator, konkurrierende Systeme, Franzis, Poing, 2002
- Mertens, P.: Mittel- und langfristige Absatzprognose auf der Basis von Sättigungsmodellen. In: Mertens, P. (eds.) Prognoserechnung 5, Physica-Verlag, Heidelberg, 1994
- Mertens, P., Borkowski, V., Geis, W.: Betriebliche Expertensystem-Anwendungen 3, Springer, Heidelberg, 1993
- Messner, S., Struberger, M.: User's Guide for MESSAGE III WP-95-69, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, 1995
- Meszaros, C. S., Rapcsak, T.: On sensitivity analysis for a class of decision system. Decision Support Systems 16 pp. 231-240, 1996
- Mettier, T.: Der Vergleich von Schutzgütern - Ausgewählte Resultate einer Panel-Befragung. In: Hofstetter, P., Mettier, T., Tietje O. (eds.) Ansätze zum Vergleich von Umweltschäden, Nachbearbeitung des 9. Diskussionsforums Ökobilanzen vom 4. Dezember 1998, Zürich, 1999
- Meyer-Kramer, F.: Technikfolgenabschätzung im Kontext von Innovationsdynamik und Globalisierung. In: Petermann, Th., Coenen, R. (eds.) Technikfolgen-Abschätzung in Deutschland: Bilanz und Perspektiven pp. 197-215, Campus, Frankfurt, 1999
- Miller, G. A.: The magic number seven plus or minus two: some limits on our capacity for communicating information. The Psychological Review 63 pp. 81-97, 1956
- Miller, N., Snyder, L., Stavins, R.: The Effects of Environmental Regulation on Technology Diffusion: The Case of Chlorine Manufacturing Working Paper RPP-2003-02, Harvard University, Cambridge, MA, 2003
- Milling, P.: Der technische Fortschritt beim Produktionsprozeß: ein dynamisches Modell für innovative Industrieunternehmen, Gabler, Wiesbaden, 1974
- Ministerio Secretaría General de la Presidencia de la República: Declara Zona Saturada por Ozono, material particulado respirable, partículas en suspensión y monóxido de carbono, y zona latente por dióxido de nitrógeno, al área que indica D.S. N° 131/96 del MINSEGPRES, 1996
- Mißler-Behr, M.: Methoden der Szenarioanalyse, Deutscher Universitätsverlag, Wiesbaden, 1993
- Molina, A., Sanchez, J. M., Kusiak, A.: Handbook of Life Cycle Engineering, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 1998
- Morlock, C.: Eng verflochten - Vielschichtige Beziehungen in der Farben- und Lackindustrie transparent gemacht. Farbe & Lack 02, 2001
- Möhrle, M. G., Isenmann, R.: Technologie-Roadmapping: Zukunftsstrategien für Technologieunternehmen, Springer, Heidelberg, 2002
- Möller, A., Rolf, A.: Methodische Ansätze zur Erstellung von Stoffstromanalyse. In: Schmidt, M., Schorb, A. (eds.) Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits, Springer, Berlin, 1995
- Möller, A., Rolf, A., Palperi, M., Wohlgemuth, V.: Foundations and Applications of computer based Material Flow Networks for Environmental Management. In: Rautenstrauch, C. (eds.) Environmental Information Systems in Industry and Public Administration, Idea Group Publishing, Hershey, 2001
- Mugler, J.: Betriebswirtschaftslehre der Klein- und Mittelbetriebe (Band 1), Springer, 1998
- Munda, G.: Multicriteria Evaluation in a Fuzzy Environment: Theory and Applications in Ecological Economics, Physica-Verlag, Heidelberg, 1995

- Mustajoki, J., Hämäläinen, R. P.: Web-HIPRE: Global Decision Support by Value Tree and AHP Analysis. *INFOR* 38 (3) pp. 208-220, 2000
- Mustajoki, J., Hämäläinen, R. P., Marttunen, M.: Participatory multicriteria decision support with Web-HIPRE: A case of lake regulation policy. *Environmental Modelling & Software* 19 (6) pp. 537-547, 2004
- Müller, J.: Vorgehensweise bei Materialschichtdickenmessungen, Institut für Fahrzeuglackierung, Frankfurt, 2000
- Nagel, R. N.: Environmental Supply Chain Management versus Life Cycle Analysis Method Eco-Indicator '95: a Relative Business Perspective versus an Absolute Environmental Perspective, IEEE, Delft University of Technology, 2000
- Neubürger, K. W.: Risikobeurteilung bei strategischen Unternehmungsentscheidungen : Grundlagen des Einsatzes eines Risiko-Chancen-Kalküls unter Berücksichtigung informatorischer Unvollkommenheit in deterministischen Simulationsmodellen, Poeschel, Stuttgart, 1980
- Neumann, K.: Operation Research Verfahren - Band I, Hauser, München, 1975
- Neumann, K.: Produktions- und Operationsmanagement, Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 1996
- Neumann, K., Morlock, M.: Operations Research, Hanser, München, Wien, 1993
- Niederhübner, N.: Indikatorprognosen. In: Mertens, P (eds.) Prognoserechnung 5, Physica-Verlag, Heidelberg, 1994
- Nunge, S.: Der Referenzanlagenansatz zur Ableitung von Luftreinhaltestrategien VDI Fortschrittsberichte 15 (Umwelttechnik) (234), VDI Verlag, Düsseldorf, 2001
- Nunge, S., Geldermann, J., Rentz, O.: Stoff- und Energieströme optimiert Innerbetriebliches Stoffstrommanagement für KMU in der Industrie- und Lohnlackierung. *Metalloberfläche* 7 pp. 28-31, 2001
- Nunge, S., Geldermann, J., Rentz, O.: Der Einsatz der Clusteranalyse zur Definition von Referenzanlagen. *Operations Research Proceedings 2001*, Springer Verlag, Berlin, 2002
- Nunge, S., Karl, U., Geldermann, J., Rentz, O.: Requirements for Input Data to International Activities Supporting the Development of Emission Reduction Strategies in the Framework of Long-range Transboundary Air Pollution. In: Grennfelt, P, Lindau, L, Sternhufvud, C (eds.) Workshop on future needs for regional air pollution strategies, Proceedings of a Workshop organised by The Swedish ASTA Programme and The Nordic Council of Ministers in collaboration with the UN/ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution and the European Commission DG Environment, 2000
- O'Riordan, T.: Frameworks for Choice: Core Beliefs and the Environment. *Environment* 37 (8) pp. 4-9, 1995
- Obst, M., Hoffmann, U., Siegfried, F., Trauer, H.: Vermeidung von Abfällen durch abfallarme Produktionsverfahren - Kunststoffteilelackierung Studie im Auftrag der ABAG-Abfallberatungsagentur, Fellbach, 1994
- Obst, M., Siegfried, F.: Vermeidung von Abfällen durch abfallarme Produktionsverfahren – Holzlackierung Studie im Auftrag der ABAG-Abfallberatungsagentur, Fellbach, 1993
- Oder, C.: Entwicklung eines auf der Theorie der unscharfen Mengen basierenden Energie-Emissions-Modells : Planung emissionsarmer Energiesysteme mittels Fuzzy Sets, dargestellt am Beispiel Litauens, Universität Karlsruhe (TH) 1994
- Oenning, A.: Theorie betrieblicher Kuppelproduktion, Physica-Verlag, Heidelberg, 1997
- Oertel, D.: Emissionskataster als Beitrag zum Umweltberichtswesen: am Beispiel des Sektors Energieerzeugung. Peter Lang Verlag, Frankfurt, 1997
- Ondratscheck, D.: Jahrbuch "Besser Lackieren", Vinzenz, Hannover, 2002
- Ossadnik, W.: Mehrzielorientiertes strategisches Controlling, Physica-Verlag, Heidelberg, 1998
- Owen, J. W.: LCA Impact Assessment Categories - Technical Feasibility and Accuracy. *International Journal of Life Cycle Assessment* 1 (1) pp. 151-159, 1996
- Pack, M.: Kapazitätsmessung und Kapazitätsplanung in Dienstleistungsbetrieben mit Handwerkscharakter am Beispiel der Kraftfahrzeug-Werkstätten. Peter Lang, Frankfurt, 1993
- Parthasarathy, G., El-Halwagi, M. M.: Optimum mass integration strategies for condensation and allocation of multicomponent VOCs. *Chemical Engineering Science* 55 pp. 881-895, 2000
- Partidario, P. J., Vergragt, J.: Planning of strategic innovation aimed at environmental sustainability: actor-networks, scenario acceptance and backcasting analysis within a polymeric coating chain: *Futures. The Journal of Forecasting Planning and Policy* 34 pp. 841-862, 2002
- Paschen, H.: Technology Assessment - ein strategisches Rahmenkonzept für die Bewertung von Technologien. In: Dierkes, M, Petermann, Th, von Thienen, V (eds.) *Technik und Parlament. Technikfolgen-Abschätzung: Konzepte, Erfahrungen, Chancen* pp. 21-46, Edition Sigma, Berlin, 1986
- Paton, D., Flin, R.: Disaster stress: an emergency management perspective. *Disaster Prevention and Management* 8 pp. 261-267, 1999
- Pauli, G.: Zero emissions: The ultimate goal of cleaner production. *Journal of Cleaner Production* 5 (1-2) pp. 109-113, 1997

- Pawlowsky, P.: Wissensmanagement in der lernenden Organisation, Universität Paderborn, 1994
- Penkuhn, T.: Umweltintegriertes Stoffstrommanagement in der Prozessindustrie, Peter Lang Verlag, Frankfurt am Main, 1997
- Perkins, R., Neumayer, E.: The international diffusion of new technologies: a multi-technology analysis of latecomer advantage and global economic integration, London School of Economics and Political Science, London, 2004
- Pesonen, H.-L., Ekwall, T., Fleischer, G., Huppkes, G., Jahn, C., Klos, Z., Rebitzer, G., Sonnemann, G. W., Tintinelli, A., Weidema, B. P., Wenzel, H.: Framework for Scenario Development in LCA. International Journal of Life Cycle Assessment pp. 21-30, 2000
- Peters, M. S., Timmerhaus, K. D., West, R. E.: Plant design and economics for chemical engineers 5, McGraw-Hill, New York, 2003
- Petri, C. A.: Kommunikation mit Automaten Technische Hochschule Darmstadt, Dissertation, 1992
- Pfeiffer, W., Dörrie, U., Stoll, E.: Menschliche Arbeit in der industriellen Produktion, Vandenhoeck und Ruprecht, Göttingen, 1977
- Pfingsten, A.: Mikroökonomik, Springer, Heidelberg, 1989
- Picker, A., Van Halteren, A.: Handbuch der Klebetechnik, Vieweg, Wiesbaden, 2000
- Pinedo, M.: Scheduling - Theory, Algorithms, and Systems, Prentice Hall, Englewood Cliffs, 1995
- Piro, A.: Betriebswirtschaftliche Umweltkostenrechnung: Gestaltung einer flexiblen Plankostenrechnung als betriebliches Umwelt-Informationssystem, Physica-Verlag, Heidelberg, 1994
- Plapp, T.: Wahrnehmung von Risiken aus Naturkatastrophen. Eine empirische Untersuchung in sechs gefährdeten Gebieten Süd- und Westdeutschlands, Universität Karlsruhe (TH) 2003
- Pocius, A. V.: Adhesion and adhesives technology : an introduction 2, Hanser, München, 2002
- Porter, M.: Wettbewerbsstrategie, Methoden zur Analyse von Branchen und Konkurrenten, Campus Verlag, Frankfurt am Main, 1983
- Posch, M., De Smet, P. A. M., Hettelingh, J.-P., Downing, R. J.: Calculation and mapping of critical thresholds in Europe Status Report 1997, Coordination Center for Effects, RIVM, Bilthoven, 1997
- Pöyhönen, M., Vrolijk, H., Hämäläinen, R. P.: Behavioral and procedural consequences of structural variation in value trees. European Journal of Operational Research 134 pp. 216-227, 2001
- Proctor, W., Drechsler, M.: Deliberative Multi-criteria Evaluation - A case study of recreation and tourism options in Victoria, Australia 57th Meeting of the European Working Group Multiple Criteria Decision Aid-ing, Viterbo, 2003
- Puppe, F.: Einführung in Expertensysteme, Springer, Heidelberg, 1988
- Rabl, A., Eyre, N.: An estimate of regional and global O₃ damage from precursor NO_x and VOC emissions. Environment International 24 (8) pp. 835-850, 1998
- Radgen, P.: Energiesystemanalyse eines Düngemittelkomplexes, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1996
- Rapp, F.: Normative Technikbewertung : Wertprobleme der Technik und die Erfahrungen mit der VDI-Richtlinie 3780, Edition Sigma, Berlin, 1999
- Raskob, W., Bertsch, V., Geldermann, J., Baig, S., Gering, F.: Demands to and experience with the Decision Support System RODOS for off-site emergency management in the decision making process in Germany Proceedings of the Second International ISCRAM Conference, Brussels, Belgium, 2005
- Ravi, V., Shankar, R., Tiwari, M. K.: Analyzing alternatives in reverse logistics for end-of-life computers: ANP and balanced scorecard approach. Computers & Industrial Engineering 48 pp. 327-356, 2005
- Raynolds, M., Fraser, R., Checkel, D.: The Relative Mass-Energy-Economic (RMEE) Method for System Boundary Selection. International Journal of Life Cycle Assessment 5 (1) pp. 37-46, 2000
- REFA - Verband für Arbeitszeitstudien und Betriebsorganisation e.V.: Planung und Gestaltung komplexer Produktionssysteme 2, Carl Hanser Verlag, München, 1990
- REFA - Verband für Arbeitszeitstudien und Betriebsorganisation e.V.: Methodenlehre des Arbeitsstudiums; Teil 2: Datenermittlung 7, Carl Hanser Verlag, München, 1992
- REFA: Methodenlehre des Arbeitsstudiums; Teil 2: Datenermittlung. In: Verband für Arbeitszeitstudien und Betriebsorganisation e.V.(REFA) (eds.) 7, Carl Hanser Verlag, München, 1992
- Reibnitz, U. v.: Szenario-Technik, Gabler, Wiesbaden, 1991
- Reinecke, M.: Ein Eindruck von Theorie und Anwendbarkeit der Petri-Netze. In: Matthies, M (eds.) Stoffstromanalyse und -bewertung, Institut für Umweltforschung der Universität Osnabrück, 1997
- Remer, D. S., Chai, L. H.: Design cost factors for scaling-up engineering equipment. Chemical Engineering (8), 1990
- Remmers, J.: Zur Ex-ante-Bestimmung von Investitionen bzw. Kosten für Emissionsminderungsmaßnahmen und den Auswirkungen der Datenqualität in meso-skaligen Energie-Umwelt-Modellen, Universität Karlsruhe, 1991

- Renn, O.: The Role of Risk Communication and Public Dialogue for Improving Risk Management. *Risk, Decision and Policy* 3 pp. 5-30, 1998
- Renn, O., Webler, T., Wiedermann, P.: Fairness and Competence in Citizen Participation: Evaluating Models and Environmental Discourse, Kluwer, Dordrecht, 1995
- Rentz, O.: Methodische Möglichkeiten und Ansätze zur Berücksichtigung des Begriffs "Verhältnismäßigkeit der Mittel" bei der Richtlinienarbeit Dokumentation zum VDI-Informationssymposium "Aktuelle Probleme der Richtlinienarbeit zur Emissionsminderung" pp. 65-75, VDI (Verein Deutscher Ingenieure), Düsseldorf, 1980
- Rentz, O.: A linear model for the determination of pollution control cost in industry. In: Eichhorn, W (eds.) *Economic Theory of Natural Resources. Economic Theory of Natural Resources* pp. 481-487, 1982
- Rentz, O., Avci, N., Zundel, T., Holtmann, T.: Impact économique de la Directive Européenne sur la Limitation des Emissions de COV en Provenance de L'Utilisation des Solvants en France (Tome I et II), in Zusammenarbeit mit CITEPA, ADEME, Paris, 2000a
- Rentz, O., Püchert, H., Penkuhn, T., Spengler, T.: Stoffstrommanagement in der Eisen- und Stahlindustrie - Konkretisierung des §5 Abs.1 Nr.3 Bundesimmissionsschutzgesetz - Teil 2: Anlagen der Eisen- und Stahlindustrie Berichte 5/96, Umweltbundesamt, Berlin, 1996
- Rentz, O., Spengler, T., Hähere, S., Sieverdingbeck, A.: Prozeßintegrierte Umweltschutzmaßnahmen in der Eisen- und Stahlindustrie, Abschlußbericht des BMBF-Forschungsvorhabens, Karlsruhe, 1997
- Rentz, O.: Die Wirtschaftlichkeit des Einsatzes emissionsmindernder Maßnahmen in der lösungsmittelverarbeitenden Industrie unter besonderer Berücksichtigung von Nachverbrennungsanlagen; Techno-ökonomische Optimierungsüberlegungen bei der Entfernung von Organics aus Abluftströmungen 4.Symposium über branchenspezifische Emissionen: Lösungsmittelverarbeitende Betriebe pp. 18-22, München, 1976
- Rentz, O.: Techno-Ökonomie betrieblicher Emissionsminderungsmaßnahmen, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1979
- Rentz, O.: Integrierter Umweltschutz. In: Junkernheinrich, M, Klemmer, P, Wagner, G R (eds.) Handbücher zur angewandten Umweltforschung Handbuch zur Umweltökonomie, Analytica, Berlin, 1995
- Rentz, O.: Operations research and environmental policy. In: Haasis, H-D, Spengler, T (eds.) Produktion und Umwelt pp. 1-26, Springer, Heidelberg, 2004
- Rentz, O., Allemand, N., Avci, N., Bouscarel, R., Geldermann, J., Zundel, T.: Etude de l'impact économique de la Proposition de Directive sur la réduction des émissions de COV dues à l'utilisation de solvants dans 24 secteurs industriels et de la faisabilité de l'optimisation économique de stratégies de réduction des émissions de COV au niveau régional [Studie über die ökonomische Auswirkungen des Entwurfs der EU-Lösemittelrichtlinie für die Reduktion der VOC Emissionen, hervorgerufen durch den Gebrauch von Lösemitteln in 24 industriellen Sektoren, und Konzeption von wirtschaftlich optimalen Emissionsreduktionsstrategien auf regionaler Ebene], 2000b
- Rentz, O., Avci, N., Geldermann, J.: Lösemittelbilanz und Reduzierungsplan für kleine und mittlere Unternehmen der KFZ-Reparaturlackierung. Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Stuttgart, 2001a
- Rentz, O., Avci, N., Holtmann, T., Nunge, S., Zundel, T.: Elaboration de fonctions de coûts pour la réduction des émissions de composés organiques volatils pour la France [Ermittlung einer Kostenfunktion für die Emissionsreduktion von flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) in Frankreich], 1999a
- Rentz, O., Avci, N., Peters, N.-H., Geldermann, J.: Entwicklung eines praxisorientierten Leitfadens zum verbesserten Einsatz von Wasserlacken in kleinen und mittleren Unternehmen der Kfz-Reparaturlackierung, Endbericht im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (Stuttgart), 2001b
- Rentz, O., Avci, N., Zhang, K., Geldermann, J.: Entwicklung eines leistungsfähigen Systems zur multikriteriellen Entscheidungsunterstützung, Im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie (BMWi) im Rahmen des Programms „Innovationskompetenz mittelständischer Unternehmen“, 2001c
- Rentz, O., Blümel, F., Lonjaret, J.-P., Geldermann, J., Große-Ophoff, M.: Stoffstrommanagement für kleine und mittlere Unternehmen aus dem Bereich der Autoreparaturlakierung Initiativen zum Umweltschutz Band 20, Erich Schmidt Verlag, 2000c
- Rentz, O., Geldermann, J., Jahn, C., Spengler, T.: Vorschlag für eine medienübergreifende Bewertungsmethode zur Identifikation der „Besten verfügbaren Techniken“ BVT im Rahmen der Arbeiten der Europäischen Kommission / Proposal for an integrated approach for the assessment of cross-media aspects relevant for the determination of 'Best Available Techniques' BAT in the European Union Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin, Karlsruhe, 1998a

- Rentz, O., Geldermann, J., Wenzel, S., Avci, N., Joas, R., Schott, R., Felbermayer, W., Prechtl, F., Mitterwallner, R.: Vorschlag zu einem Maßnahmenplan zur Reduktion der Emissionen der Ozon-Vorläufersubstanzen NOx und VOC in Österreich bis 2010, 2002
- Rentz, O., Haasis, H.-D., Morgenstern, T.: Optimal Strategies for Reducing Emissions from Energy Conversion and Energy Use in all Countries of the European Community, Karlsruhe, 1990a
- Rentz, O., Hähere, S., Jochum, R., Geldermann, J., Krippner, M., Jahn, C., Spengler, T., Schultmann, F.: Exemplarische Untersuchung zum Stand der praktischen Umsetzung des integrierten Umweltschutzes in der Metallindustrie und Entwicklung von generellen Anforderungen / Exemplary investigation into the state of the practical realisation of integrated environmental protection within the metal industry and development of general requirements, Abschlussbericht zum gleichnamigen Projekt im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA Berlin), 1999b
- Rentz, O., Holtmann, T., Samaras, Z., Tympanidis, Y., Zachariadis, T., Aslanoglou, M., Kulicke, K., Zierock, K.-H.: Development of a Methodology and a Computer Model for Forecasting Atmospheric Emissions from Relevant Mobile and Stationary Sources; Volume III: Description of Methodologies to Calculate Emissions from Individual Sub-Sectors Final Report for the European Commission, 1995a
- Rentz, O., Jattke, A., Lüth, O., Schöttle, H., Wietschel, M., Van Hermelen, T., De Kruijk, H., Van Ostvoorn, F., Stoffer, B., Amann, M.: Strategies for Reducing Emissions and Depositions in Central and Eastern European Countries - An Integrated Analysis for International Strategies, Final Report, Karlsruhe, 1995b
- Rentz, O., Jourdan, M., Röll, C., Schneider, C., Elichegaray, C., Stroebel, R., Vidal, J. P., Brun, M.-J.: PROJECTBUREAU KWS 2000: Emissions of Volatile Organic Compounds (VOC) from Stationary Sources and Possibilities of Their Control, VOC Task Force Final Report, Economic Commission for Europe, Karlsruhe, 1990b
- Rentz, O., Laforsch, M., Holtmann, T., Nunge, S., Avci, N.: Technologies, Measures and Costs for the Avoidance of VOC Emissions as a Basis for Integrated Assessment Models in the Framework of the UN/ECE, Karlsruhe, 1998b
- Rentz, O., Laforsch, M., Nunge, S., Holtmann, T., Zundel, T., Avci, N.: Technologien, Maßnahmen und Kosten der Vermeidung von VOC-Emissionen als Basis für Integrated Assessment Modelle im Rahmen der UN/ECE Hauptteil, Projektendbericht, Forschungsvorhaben 10404353, On behalf of the German Federal Environmental Agency (UBA Berlin), Karlsruhe, 1998c
- Rentz, O., Nunge, S., Geldermann, J.: Einführung eines innerbetrieblichen Energie- und Stoffstrommanagements bei einem mittelständischen Industrielackierbetrieb für Kleinteile in Baden-Württemberg Endbericht, Studie im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg, Deutsch-Französisches Institut für Umweltforschung, 2000d
- Rentz, O., Nunge, S., Holtmann, T., Laforsch, M., Zundel, T.: Technico-economic assessment of abatement techniques for air pollutants. Pollution Atmosphérique 1 (1) pp. 117-124, 1999c
- Rentz, O., Nunge, S., Karl, U., Holtmann, T., Zundel, T.: Feasibility Study on the Development of a Design for an Emission Projection Model Based on the CORINAIR-Approach, Final report, December 1999, On behalf of the Federal Environmental Agency (UBA Berlin), Karlsruhe, 1999d
- Rentz, O., Nunge, S., Karl, U., Holtmann, T., Zundel, T.: Machbarkeitsstudie zur Entwicklung eines Emissionsprojektionsmodells auf der Grundlage des CORINAIR-Ansatzes, Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, Karlsruhe, 1999e
- Rentz, O., Nunge, S., Laforsch, M., Holtmann, T.: Erarbeitung der technisch-wissenschaftlichen Grundlagen zur Fortschreibung und Bewertung der UN/ECE-Protokolle zur Verminderung des grenzüberschreitenden Transportes von Kohlenwasserstoffen und Stickoxiden aus stationären Quellen Endbericht, Karlsruhe, 1999f
- Rentz, O., Nunge, S., Laforsch, M., Holtmann, T.: BAT Background Document of the Task Force on the Assessment of Abatement Options/techniques for Nitrogen Oxides (NO_x), Federal Environmental Agency (UBA Berlin), 1999g
- Rentz, O., Peters, N.-H., Nunge, S., Geldermann, J.: Bericht über Beste Verfügbare Techniken (BVT) in den Bereichen der Lack- und Klebstoffanwendung in Deutschland / Reports on the Best Available Techniques (BAT) in the Sectors of Paint and Adhesive Application in Germany (deutsch / english), VDI-Verlag, Düsseldorf, 2003a
- Rentz, O., Peters, N.-H., Wenzel, S., Geldermann, J., Joas, R., Schott, R.: Study to identify reductions in VOC emissions due to the restrictions in the VOC content of products Final Report on behalf of the European Commission (DG ENV), Karlsruhe, 2002c
- Rentz, O., Schollenberger, H., Geldermann, J.: Arbeitszeitstudie für die Autoreparaturlackierung in Herstellerwerkstätten - Projekt im Auftrag des VDA unter Beteiligung der Marken Audi, BMW, Ford, Opel, Porsche und VW, Karlsruhe, 2003b

- Rentz, O., Spengler, T., Geldermann, J.: Entwicklung eines multikriteriellen Entscheidungsunterstützungssystems zur optimalen Allokation produktionsintegrierter Umweltschutzmaßnahmen Endbericht des gleichnamigen Projekts im Auftrag der Volkswagenstiftung, Karlsruhe, 1998d
- Rentz, O., Wenzel, S., Geldermann, J.: Integrated Energy Efficiency and the Determination of BAT, Study on behalf of Electricité de France (EdF), 2003c
- Rhodes, A. K.: Worldwide Refining - Distillation Capacity Exceeds 76 million b/d, Hydrotreating Surges. Oil & Gas Journal Special December 23, 1996
- Riahi, K., Roehrl, R. A.: Greenhouse Gas Emissions in a Dynamics-as-usual Scenario of Economic and Energy Development. Technological Forecasting and Social Change 63 (2-3) pp. 175-205, 2000
- Richter-von Hagen, C., Stucky, W.: Business-Process- und Workflow-Management: Prozessverbesserung durch Prozessmanagement, Teubner, Stuttgart, 2004
- Riebel, P.: Die Kuppelproduktion : Betriebs- und Marktprobleme, Westdeutscher Verlag, Köln, 1955
- Riebel, P.: Einzelkosten- und Deckungsbeitragsrechnung : Grundfragen einer markt- und entscheidungsorientierten Unternehmensrechnung 7. Auflage, Gabler, Wiesbaden, 1994
- Riebel, P., Paudtke, H., Zscherlich, W.: Verrechnungspreise für Zwischenprodukte, Westdeutscher Verlag, Opladen, 1973
- Ritchie, A., Ollerenshaw, B., Hanny, R., Reynolds, F., Conlin, H.: Reducing VOC emissions from the Vehicle Refinishing Sector, European Commission, Brussels, 2000
- Roelant, G., Kemppainen, A. J., Shonnard, D. R.: Assessment of the automobile assembly paint process for energy, environment and economic improvement. Journal of Industrial Ecology (to be published), 2004
- Rohde, J.: Hierarchical supply chain planning using artificial neural networks to anticipate base-level outcomes. OR Spectrum 26 (4) pp. 471-492, 2005
- Rommelfanger, H.: Fuzzy Decision Support-Systeme - Entscheiden bei Unschärfe. 2. Auflage, Springer, Berlin, 1994
- Rommelfanger, H., Eickemeier, S. H.: Entscheidungstheorie - Klassische Konzepte und Fuzzy-Erweiterungen 2. Auflage, Springer, Berlin, 2002
- Rosenau, D.: Computergestütztes Stoffstrommanagement in der Automobilindustrie Produktion und Umwelt, 4. Management-Symposium, 2002
- Rosenstengel, B., Wienand, U.: Petri-Netze - Eine anwendungsorientierte Einführung 4, Vieweg, Braunschweig, 1991
- Rotmans, J., van Asselt, M. B. A., de Bruin, A. J., den Elzen, M. G. J., de Greef, J., Hilderink, H., Hoekstra, A. Y., Janssen, M. A., Koster, H. W., Martens, W. J. M., Niessen, L. W., de Vries, H. J. M.: Global Change and Sustainable Development: A Modeling Perspective for the Next Decade RIVM-Report No. 461502000, National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Bilthoven (NL), 1994
- Rousseeuw, P., Leroy, A. M.: Robust Regression and Outlier Detection, John Wiley and Sons, New York, 1987
- Roy, B.: Selektieren, Sortieren und Ordnen mit Hilfe von Präferenzrelationen. Zeitschrift für betriebswirtschaftliche Forschung 32 pp. 465-497, 1980
- Roy, B., Bouyssou, D.: Aide multicritère à la décision, Economica, Paris, 1993
- Röll, C. M.: Zur Klassifizierung flüchtiger organischer Verbindungen (VOC) im Hinblick auf Emissionsminderungsmaßnahmen, Peter Lang Verlag, Frankfurt am Main, 1994
- Röpenack, A.: Ökologische Produktoptimierung mit Umweltmanagementsystemen und Ökobilanzen. In: Sietz, M (eds.) Umweltschutz, Produktqualität und Unternehmenserfolg: vom Öko-Audit zur Ökobilanz, Springer-Verlag, 1998
- Russell, C. S.: Residuals management in industry: a case study of petroleum refining, Johns Hopkins University Press, Baltimore, 1973
- Rustage, R.: Memorandum to the Economics and Cross-Media Effects TWG Members (unpublished), Sevilla, 2003
- Rypdal, K., Winiwarter, W.: Uncertainties in GHG emission inventories. Environmental Policy and Science 4/2 (3) pp. 107-116, 2001
- Saaty, T. L.: The Analytic Hierarchy Process, New York, 1980
- Saaty, T. L.: How to make a decision: The Analytic Hierarchy Process. European Journal of Operational Research 48 pp. 9-26, 1991
- Saaty, T. L.: The Analytic Network Process, RWS Publications, Pittsburgh, 1996
- Sachs, L.: Angewandte Statistik, Springer, Berlin, 1992
- Sadowski, F.: Basiswissen Autoreparaturlackierung, Vogel, Würzburg, 2000

- Salminen, P., Hokkanen, J., Lahdelma, R.: Comparing multi-criteria methods in the context of environmental problems. European Journal of Operational Research 104 pp. 485-496, 1998
- Salo, A., Cuhls, K.: Technology foresight - past and future. Journal of Forecasting 22 (2-3) pp. 79-82, 2003
- Salo, A., Hämäläinen, R. P.: On the measurement of preferences in the analytical hierarchy process (with discussion). Journal of Multi Criteria Decision Analysis, 1997
- Salo, A., Liesiö, J.: A Case Study in Participatory Priority-Setting for a Scandinavian Research Programme. (submitted), 2005
- Salo, A.: On the role of decision analytic modelling. In: Stirling, A (eds.) On science and precaution in the management of technological risk (Vol. II, Case Studies) pp. 123-141, European Commission, Joint Research Centre, EUR 19056/EN/2, 2001
- Samaras, Z., Zachariadis, T., Holtmann, T., Rentz, O., Zierock, K.-H.: A methodology and a database for forecasting anthropogenic atmospheric emissions in Europe. Atmospheric Environment 33 pp. 3389-3404, 1999
- Sarkis, J.: A methodological framework for evaluating environmentally conscious manufacturing programs. Computers and Industrial Engineering 36 pp. 793-810, 1999
- Sarkis, J.: A strategic decision framework for green supply chain management. Journal of Cleaner Production 11 pp. 379-409, 2003
- Sauernheimer, K., Ködding, G.: Internationale Aspekte der Umweltökonomie. In: Junkernheinrich, M., Klemmer, P., Wagner, G R (eds.) Handbücher zur angewandten Umweltforschung Handbuch zur Umweltökonomie pp. 69-75, Analytica, Berlin, 1995
- Säuberlich, F.: KDD und Data Mining als Hilfsmittel zur Entscheidungsunterstützung, Peter Lang Verlag, Frankfurt am Main, 2000
- Schärlig, A.: Décider sur plusieurs critères - Panorama de l'aide à la décision multicritère 2, Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, 1990
- Schembra, M., Schulze, J.: Schätzung der Investitionskosten bei der Prozessentwicklung. Chemie Ingenieur Technik 65 pp. 41-47, 1993
- Scheubrein, R.: Computerunterstützte Gruppenentscheidungen, Gabler, Wiesbaden, 2000
- Schiff, M.: Chile's Trade and Regional Integration: An Assessment. The World Economy 25 pp. 973-990, 2002
- Schleef, H. J.: Zur Techno-ökonomischen Bewertung des gestuften Ausbaus von Kombikraftwerken, Universität Karlsruhe, 1999
- Schleisner, L.: Comparison of methodologies for externality assessment. Energy Policy 28 pp. 1127-1136, 2000
- Schlénzig, C.: PlaNet: Ein entscheidungsunterstützendes System für die Energie- und Umweltplanung, Universität Stuttgart, 1997
- Schmid, G.: Die technisch-ökonomische Bewertung von Emissionsminderungsstrategien mit Hilfe von Energiemodellen Universität Stuttgart, Dissertation, Stuttgart, 1996
- Schmidt, M.: Betriebliches Stoffstrommanagement. In: Dyckhoff, H (eds.) Umweltmanagement: zehn Lektionen in umweltorientierter Unternehmensführung pp. 121-150, Springer, Heidelberg, 2000
- Schmidt, M.: Verknüpfung gekapselter Produktionsmodelle durch Stoffstromnetze und Einbindung von Tools des Operations Research. In: Fichtner, W, Geldermann, J (eds.) Einsatz von OR-Verfahren zur technooekonomischen Analyse von Produktionssystemen, Verlag Peter Lang, Frankfurt, 2002
- Schmidt, M., Schorb, A.: Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits, Springer, Berlin, 1995
- Schmidt, W. P., Sullivan, J.: Weighting in life cycle assessment in a global context. International Journal of Life Cycle Assessment 7 (1) pp. 5-10, 2002
- Schmitz, S., Oels, H.-J., Tiedemann, A.: Ökobilanz für Getränkeverpackungen / Life-cycle assessment for drinks packaging systems UBA-Texte 52/95 / UBA-Texts 19/96 (english), Umweltbundesamt, Berlin, 1995
- Schneeberger, H.: Punkt-, Intervallprognose und Test auf Strukturbruch mit Hilfe der Regressionsanalyse. In: Mertens, P (eds.) Prognoserechnung 5, Physica-Verlag, Heidelberg, 1994
- Schneeweiss, C.: Planung: Systemanalytische und entscheidungstheoretische Grundlagen, Springer, Heidelberg, 1991
- Schneeweiss, C.: Hierarchies in Distributed Decision Making, Springer, Heidelberg, 1999
- Schneeweiss, C.: Einführung in die Produktionswirtschaft, Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 2002
- Schnitzer, H.: Grundlagen der Stoff- und Energiebilanzierung, Vieweg, Braunschweig, 1991
- Scholl, A.: Robuste Planung und Optimierung: Grundlagen - Konzepte und Methoden - Experimentelle Untersuchungen, Springer, Heidelberg, 2001
- Schollenberger, H.: Analyse und Verbesserung der Arbeitsabläufe in Betrieben der Reparatlackierung; Universitätsverlag Karlsruhe, 2006

- Schollenberger, H., Geldermann, J., Rentz, O.: Analysis of time and motion studies in the sector of vehicle refinishing Proceedings of the 17th International Conference on Production Research, Blacksburg, 2003a
- Schollenberger, H., Geldermann, J., Rentz, O.: Zeitbasierte Materialflüsse zur Planung des Arbeitsablaufs am Beispiel der Autoreparaturlackierung. Umweltwirtschaftsforum 11 (3) pp. 68-73, 2003b
- Schollenberger, H., Geldermann, J., Treitz, M., Rentz, O.: Adapting European BAT Approaches: Case Studies from Chile and China. Journal of Cleaner Production (submitted) Special Issue on Cleaner technologies diffusion - Modelling, case studies and policy, 2005a
- Schollenberger, H., Geldermann, J., Treitz, M., Rentz, O.: Best Available Techniques for Industrializing Countries: The Example of Chile and China Proceedings of the First Conference of Environmental Science and Technology, American Academy of Sciences, New Orleans, 2005b
- Schollenberger, H., Hubert, I., Geldermann, J., Rentz, O.: The Future of Metal Coating Integrated Scenario Analysis and Decision Support for the Modern Factory pp. 85-91, French-German Institute for Environmental Research (DFI/IIFARE), Karlsruhe, 2004
- Schulze, J.: Modernisierter Preisindex für Chemieanlagen. Chemische Industrie (32), 1980
- Schwarz, W., Leisewitz, A.: Lösemittelemissionen aus Reinigungsanlagen - Stand der Technik und Minderungspotenziale zur Senkung der VOC-Emissionen. Metallocberfläche 54 (6) pp. 21-24, 2000
- Seebregts, A. J., Goldstein, G. A., Smekens, K. E. L.: ECN MARKAL Model of Western Europe OR2001 Conference, Energy and Environment Session, Duisburg, 2001
- Seibel, M.: Der Stand der Technik im Umweltrecht Umweltrecht in Forschung und Praxis, Bd. 10, Verlag Dr. Kovač, Hamburg, 2003
- Seifert, J. W.: Visualization, Presentation, Moderation 2, Wiley-VCH, Weinheim, 2002
- Seppälä, J.: Decision analysis as a tool for life cycle impact assessment. In: Klöpffer, W. & Hutzinger, O., LCA Documents 4. Eco-Informa Press, Bayreuth. In: Klöpffer, W, Hutzinger, O (eds.) LCA Documents, Eco-Informa Press, Bayreuth, 1999
- Seppälä, J.: Life cycle impact assessment based on decision analysis, Helsinki, 2003
- Seppälä, J., Basson, L., Norris, G. A.: Decision analysis frameworks for life-cycle impact assessment. Journal of Industrial Ecology 5 (4) pp. 45-68, 2002
- Servatius, H.-G.: Methodik des strategischen Technologie-Managements: Grundlage für erfolgreiche Innovationen, Erich Schmidt, Berlin, 1985
- Seuring, S.: Integrated chain management and supply chain management comparative analysis and illustrative cases. Journal of Cleaner Production (12) pp. 1059-1071, 2004
- Simpson, L.: Do decision makers know what they prefer?: MAVT and ELECTRE. Journal of the Operational Research Society 47 pp. 919-929, 1996
- Singhofen, A., Hemming, C. R., Weidema, B. P., Grisel, L., Bretz, R., Smet, B. d., Russel, D.: Life Cycle Inventory Data: Development of a Common Format. International Journal of Life Cycle Assessment 1 (3) pp. 171-178, 1996
- Singhvi, A., Madhavan, K. P., Shenoy, U. V.: Pinch analysis for aggregate production planning in supply chains. Computers and Chemical Engineering 28 pp. 993-999, 2004
- Singhvi, A., Shenoy, U. V.: Aggregate Planning in Supply Chains by Pinch Analysis. Transaction of the Institution of Chemical Engineers 80 (A), 2002
- Sinkko, K.: Nuclear Emergency Response Planning based on Participatory Decision Analytic Approaches, Helsinki University of Technology (HUT), 2004
- Sinkko, K., Hämäläinen, R. P., Hänninen, R.: Experiences in Methods to involve Key Players in Planning Protective Actions in the Case of a nuclear Accident. Radiation Protection Dosimetry, 2004
- Soest, J. P. V., Sas, H., De Witt, G.: Apples, Oranges and the Environment: Prioritising Environmental Measures on the Basis of their Cost-effectiveness, Centre for Energy Conservation and Environmental Technology, Delft, 1998
- Souren, R.: Theorie betrieblicher Reduktion : Grundlagen, Modellierung und Optimierungsansätze stofflicher Entsorgungsprozesse, Physica-Verlag, Heidelberg, 1996
- Spangenberg, J. H., Omann, I., Hinterberger, F.: Sustainable growth criteria - Minimum benchmarks and scenarios for employment and the environment. Ecological Economics 42 pp. 429-444, 2002
- Späth, H.: Cluster-Formation und -Analyse, Theorie, FORTRAN-Programme und Beispiele, Oldenbourg Verlag, München Wien, 1983
- Spengler, T.: Industrielles Stoffstrommanagement - Betriebswirtschaftliche Planung und Steuerung von Stoff- und Energieströmen in Produktionsunternehmen Universität Karlsruhe Habilitationsschrift, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1998
- Spengler, T., Geldermann, J., Häbre, S., Sieverdingbeck, A., Rentz, O.: Multicriteria Decision Support System for Ecological Management. Greener Management International 18 pp. 59-77, 1997a

- Spengler, T., Geldermann, J., Hähre, S., Sieverdingbeck, A., Rentz, O.: Development of a multiple criteria based decision support system for environmental assessment of recycling measures in the iron and steel making industry. *Journal of Cleaner Production* 6 (1) pp. 37-52, 1998a
- Spengler, T., Geldermann, J., Rentz, O.: Multikriterielle Entscheidungsverfahren zur ganzheitlichen Bewertung von Investitionsalternativen - dargestellt am Beispiel von Oberflächenreinigungssystemen. *Zeitschrift für Planung* 8 pp. 55-79, 1997b
- Spengler, T., Hähre, S., Rentz, O.: Stoffflussbasierte Umweltkostenrechnung zur Bewertung industrieller Kreislaufwirtschaftskonzepte - dargestellt am Beispiel der Eisen- und Stahlindustrie. *Zeitschrift für Betriebswirtschaftslehre* 68 (2) pp. 147-174, 1998b
- Spengler, T., Ploog, M., Schröter, M.: Integrierte Recyclingprogrammplanung der Demontage und verfahrenstechnischen Aufbereitung von Elektronikschrott. In: Fichtner, W, Geldermann, J (eds.) *Einsatz von OR-Verfahren zur technooökonomischen Analyse von Produktionssystemen* pp. 21-36, Peter Lang Verlag, Frankfurt, 2002
- Spengler, T., Ploog, M., Schröter, M.: Integrated planning of acquisition, disassembly and bulk recycling: a case study on electronic scrap recovery. *OR Spectrum* 25 (3) pp. 413-442, 2003
- Spilimbergo, A.: Copper and the Chilean Economy, 1960 - 98. *Policy Reform* 5 (2) pp. 115-126, 2002
- Spreng, D., Schwarz, J.: Energie, ihre Bedeutung für die Wirtschaft Materialien zur Schriftenreihe RAVEL-Industrie, Bern, 1993
- Stachowiak, E., Heine, B.: Klebetechnik als Fügeverfahren - Einstieg für die Anwendung, VDI Fortschrittsberichte, Düsseldorf, 1998
- Stadtler, H.: Hierarchische Produktionsplanung bei losweiser Fertigung, Heidelberg, 1988
- Staiger, B., Friedrich, S., Schütte, H.-W.: Das große China Lexikon, Primus Verlag, Darmstadt, 2003
- Stankiewicz, A.: Re-engineering the chemical process plant: process intensification, Dekker, New York, 2004
- Steenblik, R., Andrew, D.: Trade and environment. *Observer* 233, 2002
- Stein, G., Wagner, H.-F.: Das IKARUS Projekt: Klimaschutz in Deutschland - Strategien für 2000-2020. In: Stein, G, Wagner, H-F (eds.), Springer, Berlin, 1999
- Sterling, A.: Multi-criteria mapping. Mitigating the problems of environmental valuation? In: Foster, J (eds.) *Valuing Nature? Ethics, economics and the environment*, Routledge, London, 1997
- Steven, M.: Hierarchische Produktionsplanung, Heidelberg, 1994
- Stockholm Environment Institute: An Outline of the Stockholm Environment Institute's Coordinated Abatement Strategies Model. In: Stockholm Environment Institute at York (eds.), York, 1991
- Strebel, H.: Innovations- und Technologiemanagement, WUV, Wien, 2003
- Strunz, H.: Entscheidungstabellentechnik: Grundlagen u. Anwendungsmöglichkeiten bei der Gestaltung rechnergestützter Informationssysteme, Hanser, München, 1977
- Stummer, C.: Faire Gruppenentscheidungen in der Investitionsplanung. *OR Spectrum* 23 pp. 431-443, 2001
- Suzuki, M.: Realisation of a Sustainable Society - Zero Emissions Approaches GRATAMA Workshop, The United Nations University, Osaka, 2000
- Svantesson, I.: Mind Mapping und Gedächtnistraining, GABAL Verlag, Offenbach, 2001
- SYKE: Energy Efficiency in Environmental Permits IMPEL Report (European Union Network for the Implementation and Enforcement of Environmental Law), 2002
- Teich, T.: Optimierung von Maschinenbelegungsplänen unter Benutzung heuristischer Verfahren, Josef Eul, Lohmar, Köln, 1998
- Tempelmeier, H., Derstroff, M.: A Lagrangean-based heuristic for dynamic multi-level, multi-item constrained lotsizing with setup times. *Management Science* 41 pp. 738-757, 1996
- Tempelmeier, H., Helber, S.: A heuristic for dynamic multi-item multi-level capacitated lotsizing for general product structures. *European Journal of Operational Research* 75 pp. 296-311, 1994
- Thompson, M., Ellis, R., Wildavsky, A.: Cultural Theory, Westview Print, Boulder USA, 1990
- Tietze-Stöckinger, I.: Kosteneinsparpotenziale durch Erweiterung der Systemgrenzen, Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe, 2005
- Treitz, M.: Ressourceneffizienz in der industriellen Produktion, Dissertation (in Vorbereitung); Universität Karlsruhe (TH), 2006
- Treitz, M., Bertsch, V.; Geldermann, J., Rentz, O.: Preference and Data Sensitivity Analyses for Multi-Criteria Decision Support. *Journal of Multi Criteria Decision Analysis* (accepted) 2006
- Treitz, M., Geldermann, J., Rentz, O.: Mehrzielentscheidungen in der integrierten Anlagenplanung auf der Grundlage der Pinch-Analyse. In: Geldermann, J, Treitz, M (eds.) *Entscheidungstheorie und -praxis in industrieller Produktion und Umweltforschung*, Shaker, Aachen, 2004a

- Treitz, M., Schollenberger, H., Bertsch, V., Geldermann, J., Rentz, O.: Process Design based on Operations Research: A Metric for Resource Efficiency Clean Environment for All: 2nd International Conference on Environmental Concerns: Innovative Technologies and Management Options, Xiamen, P.R.China, 2004b
- Triantaphyllou, E., Sanchez, A.: A sensitivity analysis approach for some deterministic multi-criteria decision making methods. *Decision Sciences* 28 (1) pp. 151-189, 1997
- Troncoso, J.: CORFO: The Chilean Economic Development Agency. *Economic Development Review* Spring 2000 pp. 45-48, 2000
- Tsatsaronis, G., Pisa, J. J., Lin, L.: The effect of assumptions on the detailed exergoeconomic analysis of a steam power plant design configuration, Part 1: Theoretical Development A Future for energy - Flowers '90: Proceedings of the Florence World Energy Research Symposium, Firenze, 1990
- Tuma, A., Haasis, H.-D., Rentz, O.: Development of emission orientated production control strategies using Fuzzy Expert Systems, Neural Networks and Neuro-Fuzzy-approaches. *Fuzzy Sets and Systems* 77 pp. 255-264, 1996
- Tuma, A., Siestrup, G., Haasis, H.-D.: Stoffstrommanagement auf der Basis von Fuzzy-Petri-Netzen. In: Grützner, R (eds.) *Modellbildung und Simulation im Umweltbereich*, Vieweg, Wiesbaden, 1997
- Tversky, A., Kahneman, D.: The framing of decisions and the psychology of choice. *Science* 211 pp. 453-458, 1981
- TWG: Integrated Pollution Prevention and Control - Draft Document on Economic and Cross-Media Effects, EIPPCB - TWG on Economic and cross media issues under IPPC, Seville, 2003
- TWG on Economic and cross media issues under IPPC: Integrated Pollution Prevention and Control - Draft Document on Economic and Cross-Media Effects, EIPPCB, Seville, 2003
- Ullrich, H.: Anlagenbau: Kommunikation, Planung, Management, Thieme, Stuttgart, 1983
- Ullrich, H.: Wirtschaftliche Planung und Abwicklung verfahrenstechnischer Anlagen, Vulkan, Essen, 1996
- Umeda, T., Harada, T., Shiroko, K.: A Thermodynamic Approach to the Synthesis of Heat Integration Systems in Chemical Processes. *Computers and Chemical Engineering* 3 pp. 273-282, 1979
- Umweltzentrum für Handwerk und Mittelstand e.V.: Nutzbarmachung des VOC-Minderungspotentials im Schreinereihandwerk: Praxisgerechte Lösemittelbilanzierung in Schreinerei Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden Württemberg, Stuttgart, 2000
- UNEP: Agenda 21, 1992
- UNEP: International Declaration on Cleaner Production, UNEP, Paris, 1998
- UNEP: Cleaning Up: Experiences and Knowledge to Finance Investments in Cleaner Production, Division of Technology, Industry and Economics, Paris, 2003
- UNEP: Water for the future UNEP 2003 Annual Report, 2004
- US-EPA: Control Technologies for Hazardous Air Pollutants - Handbook, Cincinnati, 1991
- Van der Voort, E., Donni, E., Thonet, C., Bois D'Enghien, E., Dechamps, C., Guilmot, J. F.: Energy Supply Modeling package - EFOM 12C MARK I. Vol. II (User's Guide) & Vol. III (Mathematical Description) EUR 8896 EN, Commission of the European Communities, DG XII, Brussels, 1984
- van Huylenbroeck, G.: The Conflict Analysis Method: bridging the gap between ELECTRE, PROMETHEE and ORESTE. *European Journal of Operational Research* 82 (3) pp. 490-502, 1995
- VDI: Richtlinie 3800: Kostenermittlung für Anlagen und Maßnahmen zur Emissionsminderung. VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft (6), Verein Deutscher Ingenieure (VDI), Düsseldorf, 1979
- VDI: Richtlinie 3780: Technikbewertung : Begriffe und Grundlagen = Technology assessment, Verein Deutscher Ingenieure (VDI), Düsseldorf, 1991
- VDI: Instrumente zur Minderung energiebedingter Klimaemissionen - IKARUS. In: Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf, 1994
- VDI: Richtlinie 3800: Ermittlung der Aufwendungen für Maßnahmen zum betrieblichen Umweltschutz. / Guideline 3800: Determination of costs for industrial environmental protection measures, The German Association of Engineers (VDI) Commission on Air Pollution Prevention of VDI and DIN - Standards Committee (KRdL), 2001
- VDI Richtlinie 3456: Emissionsminderung: Reparaturlackierung für PKW und NFZ (Klein und Mittelbetriebe), 2000
- Venables, W.N., Ripley, B.D.: Modern Applied Statistics with S-PLUS, Springer, New York, Berlin, 1999
- Venables, W.N., Smith, D.M.: An introduction to R, 2002
- Vetschera, R.: Entscheidungsunterstützende Systeme für Gruppen - Ein rückkopplungsorientierter Ansatz, Heidelberg, 1990
- Vetschera, R.: Volume-based sensitivity analysis for multi-criteria decision models Methods of multicriteria decision theory-Proceedings of the 6th workshop of the DGOR-working group multicriteria optimization and decision theory pp. 275-289, Alexisbad, 1996

- Vetter, M.: Aufbau betrieblicher Informationssysteme mittels pseudo-objektorientierter, konzeptioneller Datenmodellierung 8, Teubner, Stuttgart, 1998
- Von Winterfeldt, D., Edwards, W.: Decision Analysis and Behavioral Research, Cambridge University Press, Cambridge, 1986
- Wang, Y. P., Smith, R.: Wastewater Minimisation. Chemical Engineering Science 49 (7) pp. 981-1006, 1994
- Watzlawick, P.: How real is real? German edition: Wie wirklich ist die Wirklichkeit?: Wahn, Täuschung, Verstehen, Piper, München, 1976
- Weber, M., Borcherding, K.: Behavioural problems in weight judgements. European Journal of Operational Research 67 pp. 1-12, 1993
- Weistroffer, H. R., Smith, C. H., Narula, S. C.: Multiple Criteria Decision Support Software. In: Figueira, J., Greco, S., Ehrgott, M. (eds.) Multiple Criteria Decision Analysis - State of the Art Surveys pp. 989-1018, Springer, New York, 2005
- Weltbank: World Development Report 2003: Sustainable Development in a Dynamic World, Washington, 2002
- Westkämper, E.: Strategien der Produktion 5, Hanser, München, 2000
- Westkämper, E., Warnecke, H. J.: Einführung in die Fertigungstechnik 5, Teubner, Stuttgart, 2002
- Weule, H.: Integriertes Forschungs- und Entwicklungsmanagement: Grundlagen, Strategien, Umsetzung, Hanser, München, 2002
- White, R.: The Greening of Industrial Ecosystems. In: Allenby, B R, Richards, D (eds.) pp. Preface v-vi, National Academic Press, Washington DC, 1994
- WHO: Air Quality Guidelines for Europe European Series, No. 91 2, WHO Regional Publications, Copenhagen, 2000
- Wietschel, M.: Die Wirtschaftlichkeit klimaverträglicher Energieversorgung - Entwicklung und Bewertung von CO₂-Minderungsstrategien in der Energieversorgung und -nachfrage, Erich Schmidt, Berlin, 1995
- Wietschel, M.: Produktion und Energie: Planung und Steuerung industrieller Energie- und Stoffströme, Peter Lang Verlag, Frankfurt am Main, 2001
- Wietschel, M., Lüth, O. A., Rentz, O.: Der Integrated Assessment Ansatz zur Entwicklung von Luftreinhaltestrategien. In: Lessing, H., Lipek, U W (eds.) Informatik für den Umweltschutz, 10. Symposium, Hannover, Metropolis, Marburg, 1996
- Wietschel, M.: Stoffstrommanagement, Verlag Peter Lang, Frankfurt (Main), 2002
- Wietschel, M., Dreher, M., Fichtner, W., Göbel, M., Rentz, O.: PERSEUS: State of Model Development, Applications and Perspectives. In: Hake, J-F, Markewitz, P (eds.) Modellinstrumente für CO₂-Minderungsstrategien, pp. 223-240, Jülich, 1997
- Wildemann, H.: Wissensmanagement und Unternehmenserfolg: Erfolgspotentiale, Einführungsstrategien und Organisation des Wissensmanagements. In: Haasis, H-D, Kriwald, T (eds.) Wissensmanagement in Produktion und Umweltschutz pp. 21-44, Springer, Heidelberg, 2001
- Williams, R.: "Six-Tenth Factor" aids in approximating costs. Chemical Engineering 54 (12), 1947
- Winder, C., Turner, P. J.: Solvent Exposure and Related Work Practices Amongst Apprentice Spray Painters in Automotive Body Repair Workshops. Annals of Occupational Hygiene 36 pp. 385-394, 1992
- Winiwarter, W., Orthofer, R.: Unsicherheit der Emissionsinventur für Treibhausgase in Österreich OEFZS--S-0072, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf GmbH, Seibersdorf, 2000
- Winiwarter, W., Rypdal, K.: Assessing the uncertainty associated with national greenhouse gas emission inventories: a case study for Austria. Atmospheric Environment 35 (32) pp. 5425-5440, 2001
- Winston, L. W.: Operations research 2. edition, PWS-Kent publishing, Boston(USA), 1991
- Wittmann, W.: Produktionstheorie, Berlin, 1968
- Woischwill, D.: Strategische Kapazitätsplanung auf der Grundlage von Investitionsmodellen, Universität Hamburg, 1993
- Wolfrum, B.: Strategisches Technologiemanagement 2, Gabler, Wiesbaden, 1991
- Workline GmbH: Anwenderhandbuch PROUT 1.2, Rüsselsheim, Rüsselsheim, 2002
- Wright, G., Goodwin, P.: Future-Focussed Thinking: Combining Scenario Planning with Decision Analysis. Journal of Multi Criteria Decision Analysis 8 (6) pp. 311-321, 1999
- Zachariadis, T., Samaras, Z., Zierock, K.-H.: Dynamic Modelling of Vehicle Populations: An Engineering Approach for Emission Calculations. Technological Forecasting and Social Change 50 pp. 135-149, 1995
- Zahn, E.: Handbuch Technologiemanagement, Schäffer-Poeschel, Stuttgart, 1995
- Zangemeister, Ch.: Nutzwertanalyse in der Systemtechnik 4. Auflage, Wittemann, München, 1976
- Zäpfel, G.: Produktionswirtschaft: Operatives Produktions-Management, de Gruyter, Berlin, New York, 1981
- Zäpfel, G.: Strategisches Produktions-Management, de Gruyter, Berlin, New York, 1989

- Zhang, K.: Entwicklung eines integrierten multikriteriellen Gruppenentscheidungsunterstützungssystems (MGDSS), Shaker, Aachen, 2004
- Zhelev, T. K., Semkov, K. A.: Cleaner flue gas and energy recovery through pinch analysis. Journal of Cleaner Production 12 pp. 165-170, 2004
- Zhou, Z., Cheng, S., Hua, B.: Supply chain optimization of continuous process industries with sustainability considerations. Computers and Chemical Engineering 24 (2-7) pp. 1151-1158, 2000
- Zierock, K.-H., Salomon, N.: Die Umsetzung des Artikels 16 Abs. 2 der EG-IVU-Richtlinie auf internationaler und nationaler Ebene. Zeitschrift für Umweltrecht 9 (5) pp. 169, 1998
- Zimmermann, H. J.: Fuzzy Sets, Decision Making, and Expert Systems, Kluwer, Boston, 1987
- Zimmermann, H. J., Gutsche, L.: Multi-Criteria Analyse, Springer, Heidelberg, 1991
- Zimmermann, P., Frischknecht, R., Ménard, M.: Background inventory data. In: Schaltegger, S (eds.) Life Cycle Assessment (LCA) - Quo vadis? pp. 39-49, Birkhäuser, Basel, 1996
- Zundel, T., Fichtner, W., Avci, N., Frank, M., Rentz, O.: Dynamic energy and mass flow optimisation models for the elaboration of cost functions for VOC and NO_x Emission reduction: Methodological Issues. Pollution Atmosphérique, Numéro spécial "Atelier d'Angers", 2000
- Zweck, A.: Technologiefrherkennung: Ein Instrument zwischen Technikfolgenabschätzung und Technologiemanagement. In: Bröchler, S, Simonis, G, Sundermann, K (eds.) Handbuch Technikfolgenabschätzung pp. 155-164, Edition Sigma, Berlin, 1999

Schlagwortverzeichnis

- Ablaufplanung 112
Aktivitätsanalyse 87
Allokation 32, 37, 71, 192
Analytischer Hierarchie Prozess (AHP) 124
Analytischer Netzwerk-Prozess (ANP) 125
Anlage 56
Anlagenoptimierung 89
Ausreißer 110
Benchmarking 80
beste verfügbare Techniken 7, 10, 19, 53
Betriebsanalysen 104, 185
Cleaner Production 33
Clusteranalyse 47
CORINAIR Inventar 46
Data Mining 75
Digital Mock-Up 116
effiziente Lösung 193
Emissionsfaktor 46
Emissionshandel 12
Emissionsminderungsmaßnahmen 34
Energieverbrauch 90, 95, 217
Exergo-Ökonomie 201
Fließbilder 57
Flowsheeting 85, 205
Flow-Shop Problem 113
Größendegression 40
Gruppenentscheidungen 119
hierarchische Planung 151
industrielle Schwellenländer 216
Investitionsschätzung 39
IVU-Richtlinie 9
Kapazität 40, 54, 113, 158, 220
Kompensation 126
Kompromiss 120
Kostenfunktion 153, 173
Kuppelproduktion 32, 54
Lackmaterialien 63
Lebensdauermodell 164
Lernkurveneffekte 189
lineare Optimierung 153, 167, 221
Lösemittelbilanz 100
MADM-Verfahren 123
Maschinenbelegung 112
Messaufwand 96
Metrik 214
MINLP-Problem 212
Moderation 149
Monetarisierung 26, 193
Multi Objective Pinch Analysis (MOPA) 212
Nachhaltigkeit 26, 216
Notfallmanagement 23
Nutzwertanalyse 123
Ökobilanz 28, 82, 146
Outranking-Verfahren 125
Petri-Netz 84
Pinch-Analyse 200
Präferenzfunktionen 127
Produktionsfunktionen 87
Produktrisikoanalyse 23
PROMETHEE 125
Prozessoptimierung 33, 200
Prozessrisikoanalyse 23
Prozesszeit 106
quasi-dynamische Optimierung 157
rank reversals 132
Rationalität 119
Recycling 116
REFA 107
Referenzanlagenansatz 44, 178
Retrofit 36
Reverse Supply Chain Management 116
Sankey-Diagramm 96
Sekundärmaßnahmen 37
Sensitivitätsanalysen 133
Service-Engineering 187
Simulation 85
Stabilitätsintervalle 140
Stoffstrommanagement 32, 82
Szenario 176, 195
Technikbewertung 70
Technikfolgenabschätzung 21
Technologie-Diffusionskurven 221
Technologietransfer 217
technologischer Wandel 57
Technology Forecasting 24
Transitionsspezifikation 84
Transportproblem 205
Unsicherheiten 181, 187, 189, 220
Wertschöpfungskette 71, 197, 204, 218
Wirkungsabschätzung 28, 72
Wissensmanagement 187
Zeitstudien 108

ISBN 3-86644-023-5

www.uvka.de