

Thomas Goebels



DIE BEWERTUNG VON UMWELTMANAGEMENTSYSTEMEN

Ein praxisorientiertes Verfahren, angewandt am Beispiel ausgewählter
Produktionsstandorte des Volkswagen-Konzerns



Wolfsburg, im September 2000

Inhaltsverzeichnis	3
Abbildungsverzeichnis	5
Tabellenverzeichnis	8
Versicherung	12
1 EINFÜHRUNG	13
1.1 Problemstellung und Zielsetzung	16
1.2 Methodik	20
1.3 Die Geschichte des Umweltmanagements	22
1.4 Zusammenfassung	34
2 DIE UMWELTLEISTUNGSBEWERTUNG	36
2.1 Der Begriff Umweltleistung	37
2.2 Anforderungen an ein Umweltleistungs-Bewertungssystem	43
2.3 Umweltleistungsbewertung und Shareholder Value	49
2.4 Die verschiedenen Verfahren der Umweltleistungsbewertung	53
2.4.1 Verbal-argumentative Bewertungsverfahren	54
2.4.2 Die ABC-Analyse	55
2.4.3 Kennzahlen	59
2.4.4 DIN EN ISO 14031 als standardisiertes Instrument der Umweltleistungsbewertung	59
2.4.5 Benchmarking, Ranking und Rating	64
2.4.6 Der Hermeneutische Umweltleistungszirkel (HUZ)	81
2.5 UMS als komplexe Bewertungsaufgabe	89
2.6 Zusammenfassung	91
3 QUANTITATIVE UMWELTLEISTUNGSKRITERIEN	92
3.1 Grundlagen der Kennzahlentheorie	93
3.1.1 Begriffe und Systematisierung von Kennzahlen	93
3.1.2 Wofür Umweltkennzahlen ?	97
3.1.3 Anforderungen an Umweltkennzahlensysteme	98
3.1.4 Grenzen der Kennzahlentheorie	101
3.2 Das Umweltkennzahlensystem der Volkswagen AG	106
3.3 Die Entwicklung von geeigneten operativen Umweltleistungskriterien	107
3.3.1 Die Abfallverwertungsquote	112
3.3.2 Die VOC-Rate	123
3.3.3 Die Rohstoffeffizienz	128
3.3.4 Die Fertigungstiefe	137

3.3.5	Die Sonderabfallquote.....	145
3.3.6	Die Energieeffizienz.....	150
3.3.7	Der Frischwasserverbrauch.....	156
3.4	Zusammenfassung.....	160
4	QUALITATIVE UMWELTLEISTUNGSKRITERIEN.....	163
4.1	Der Begriff (Umwelt-) Management.....	163
4.2	Umweltleistungsbewertung durch Audits.....	164
4.3	Umweltmanagement-Kennzahlen aus DIN EN ISO 14031.....	165
4.4	Die Entwicklung geeigneter qualitativer Umweltleistungskriterien.....	169
4.4.1	Die Delphi-Methode.....	169
4.4.2	Die Auswertung von Audit-Checklisten.....	173
4.5	Fazit.....	176
5	BEWERTUNGSLEHRE UND ENTSCHEIDUNGSTHEORIE.....	177
5.1	Die Elemente der Bewertungslehre.....	179
5.1.1	Der Bewerter.....	180
5.1.2	Das zu bewertende System.....	180
5.1.3	Unkenntnis.....	182
5.1.4	Systemabgrenzung und Modellbildung.....	183
5.1.5	Bewertungsmaßstäbe.....	185
5.2	Anforderungen an Bewertungssysteme.....	185
5.3	Klassifikation von Bewertungsverfahren.....	188
5.3.1	Die Nutzwertanalyse.....	192
5.3.2	Der Paarvergleich.....	198
5.3.3	Der Analytic Hierarchy Process (AHP).....	201
5.4	Übersicht der Bewertungsverfahrens.....	212
5.5	Zusammenfassung.....	213
6	DAS UMWELTLEISTUNGSBEWERTUNGSSYSTEM.....	214
	ZUSAMMENFASSUNG.....	216
	AUSBLICK.....	217
Anhang I	„Umweltkennzahlen 1997 der Marke Volkswagen“.....	218
Anhang II	Der Analytic Hierarchy Process erklärt am Beispiel eines Autokaufs.....	226
Anhang III	Ergebnisse der Delphi-Befragung zu den qualitativen Kriterien.....	234

Anhang IV	Liste der managementbezogenen Umweltleistungskriterien.....	244
Anhang V	Das Bewertungssystem für Umweltmanagementsysteme nach Goebels, 2000..	250
Literaturverzeichnis	260

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.1	Finanzielle folgen des Union Carbide-Unfalls 1984 (Quelle: CAHILL, L. B., 1997, S.16).....	25
Abbildung 1.2	Finanzielle Folgen des Sandoz-Unfalls 1986 (Quelle: CAHILL, L.B., 1997, S.17).....	25
Abbildung 1.3	Die numerische Entwicklung der Umweltschutzgesetzgebung in Deutschland (Quelle: Volkswagen AG, Umweltplanung Produktion/Standorte, 2000).....	28
Abbildung 2.1	Umweltauswirkungen (Quelle: TEGEN, F., 2000).....	41
Abbildung 2.2	Kausalkette Umwelteinwirkungen -Auswirkungen (Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an PAPE, J. 2000, unveröffentlicht).....	42
Abbildung 2.3	Arten von Umwelteinwirkungen (Quelle: PAPE, J., 2000, unveröffentlicht).....	42
Abbildung 2.4	Der Aufbau eines Environmental Performance Evaluation System (EPES) (Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an NEFZER, W. & NISSEN, U., 1995, Kap.2.5).....	45
Abbildung 2.5	Umsatzentwicklung Body Shop im Vergleich zu anderen britischen Detailhandelsunternehmen (Quelle: SCHALTEGGER, S. & FIGGE, F., 1998, S.26).....	

Abbildung 2.6	Die Kursentwicklung des Storebrand Scudder Environmental Value Fund gegenüber dem MSCI - World Index (Quelle: WBCSD, 1997, S.24).....	53
Abbildung 2.7	DIN-ISO Ausschüsse (Quelle: SEIFERT, E. 1998, S.85).....	60
Abbildung 2.8	Die Struktur der Input-Output Analyse nach DIN EN ISO 14031 (Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an DIN EN ISO 14031 in der Fassung vom Febr. 2000).....	64
Abbildung 2.9	Die „klassische“ Themeneinteilung bei der Umweltbetriebsprüfung (Quelle: Volkswagen AG, Umweltplanung Produktion / Standorte, 1999).....	67
Abbildung 2.10	Automobilhersteller im Vergleich (Quelle: Vortrag „Das Automobil im nächsten Jahrtausend“ des Sustainable Asset Management (SAM) am 17.06.1998 in Zürich).....	70
Abbildung 2.11	Unternehmensentwicklung mit Benchmarking (Quelle: EYRICH, H.G., 1991, S. 47).....	73
Abbildung 2.12	Der Hermeneutische Umweltleistungszirkel (HUZ) (Quelle: PICK, E., PAPE, J., GOEBELS, T., 2000, im Druck).....	84
Abbildung 2.13	Die Umweltleistungsbewertung und ihr Umfeld (Quelle: Eigene Darstellung).....	90
Abbildung 3.1	Kennzahlenarten (Quelle: Eigene Darstellung).....	95
Abbildung 3.2	Kategorien von Umweltkennzahlen im Kontext Unternehmen / Umwelt (Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an CLAUSEN, J. 1998, S.55).....	96
Abbildung 3.3	Die Systemumgebung eines Produktionsstandortes (Quelle: DIN ISO 14041 Ökobilanz in der Fassung vom Sept. 1997, S.6).....	104

Abbildung 3.4	Hauptfehlerquellen eines Kennzahlensystems (Quelle: LOEW, T. & HJALLMARSDDOTTIR, H., 1996, S.32).....	105
Abbildung 3.5	Katalog der standortbezogenen Umweltkennzahlen der Volkswagen AG (Quelle: Volkswagen AG, K-EFUW Umweltplanung Produktion/Standorte, 1999).....	107
Abbildung 3.6	Primärenergiebedarf beim 3-Liter Auto (Quelle: Umweltbericht der Volkswagen AG 1999/2000, S.15).....	109
Abbildung 3.7	Die Einteilung der Europäischen Abfall Klassen nach der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (Quelle: Eigene Darstellung).....	118
Abbildung 3.8	Globaler Materialaufwand (Quelle: JIMÉNEZ – BELTRÁN, D., 1999, S.68).....	129
Abbildung 3.9	Vertikale und horizontale Integration (Quelle: HAVERLAND, 1995, S.21).....	138
Abbildung 5.1	Grafische Darstellung der Definition Bewertung (Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an GIEGRICH, J., 1995, S.6).....	179
Abbildung 5.2	Das Modell als Filter zwischen Bewerter und Bewertungsgegenstand (Quelle: POSCHMANN, C., RIEBENSTAHL, C., SCHMIDT-KALLERT, E., S.20).....	184
Abbildung 5.3	Modellartiger Ablauf Satisfizierungsverfahrens (Quelle: Deutsche Projekt Union, 1994. In: POSCHMANN, C. et Al., 1998, S.85).....	191
Abbildung 5.4	Die Nutzwertanalyse der 1.Generation (Quelle: BECHMANN, A., 1989, S.11).....	195
Abbildung 5.5	Die Nutzwertanalyse der 2. Generation (Quelle: BECHMANN, 1989, S.12).....	197
Abbildung 5.6	Die formale Vorgehensweise beim Paarvergleich (BECHTLE, C., 1995, S.95).....	198

Abbildung 5.7	Die Struktur des Paarvergleichs (BECHTLE, C., 1995, S.96).....	200
Abbildung 5.8	Hierarchiebaum für die Bewertungsaufgabe UMS (Quelle: Eigene Darstellung).....	204

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1.1	Umweltschutzgesetze in den USA (Quelle: WÜRTH, 1993, S.103).....	23
Tabelle 1.2	Umweltschutzgesetze in Europa (Quelle: BAUMAST, 1998, S.42).....	29
Tabelle 2.1	Kriterien für die ABC-Einstufung von Umweltaspekten (Quelle: GERLING CERT, 2000, S.8).....	57
Tabelle 2.2	Vor- und Nachteile der ABC-Analyse (Quelle: PICK & MARQUARDT, 1999, S.9).....	58
Tabelle 2.3	Ökom-Ranking der Automobilbranche 1999 (Quelle: Ökom, 1999, S.30).....	71
Tabelle 2.4	Verschiedene Kategorien des Öko-Benchmarking (Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an BARTOLOMEO, M. & RANGHIERI, F. (1998, S.217).....	77
Tabelle 2.5	Für die Automobilbranche typische umweltrelevante Anlagen (Quelle: Eigene Zusammenstellung).....	88
Tabelle 3.1	Die Abfallverwertung ausgewählter Werke des Volkswagen Konzerns (Quelle: Eigene Darstellung).....	121
Tabelle 3.2	VOC emittierende Anlagen (Quelle: Eigene Zusammenstellung).....	124
Tabelle 3.3	VOC-Emissionen ausgewählter Werke des Volkswagen Konzerns (Quelle: Eigene Zusammenstellung).....	125
Tabelle 3.4	Oberflächen ausgewählter Modelle des Volkswagen Konzerns (Quelle: Eigene Zusammenstellung).....	126

Tabelle 3.5	Produktionszahlen ausgewählter Standorte des Volkswagen Konzerns der Jahre 1997 und 1998 (Quelle: Eigene Zusammenstellung).....	126
Tabelle 3.6	Berechnete VOC-Rate ausgewählter Werke des Volkswagen Konzerns der Jahre 1997 und 1998 (Quelle: eigene Zusammenstellung).....	127
Tabelle 3.7	Die berechnete Rohstoffeffizienz 1 (Quelle: Eigene Darstellung).....	133
Tabelle 3.8	Die berechnete Rohstoffeffizienz 2 (Quelle: Eigene Darstellung).....	136
Tabelle 3.9	Die berechneten Anteile des zu verarbeitenden Materials gemäß Formel 1 (Quelle: Eigene Darstellung).....	141
Tabelle 3.10	Die berechneten Anteile des zu verarbeitenden Materials gemäß Formel 3 (Quelle: Eigene Darstellung).....	142
Tabelle 3.11	Die berechneten Sonderabfallquoten ausgewählter Werke des Volkswagen Konzerns (Quelle: Eigene Darstellung).....	148
Tabelle 3.12	Die standardisierte Sonderabfallquote ausgewählter Werke des Volkswagen Konzerns (Quelle: Eigene Darstellung).....	149
Tabelle 3.13	Kohlendioxid-emittierende Anlagen (Quelle: Eigene Darstellung).....	153
Tabelle 3.14	CO ₂ Emissionen durch die Erzeugung einer KWh mit verschiedenen Brennstoffen (Quelle: VW Norm 98000).....	153
Tabelle 3.15	Der berechnete Energieverbrauch in MWh pro t Produkt (Quelle: Eigene Darstellung).....	154
Tabelle 3.16	Der standardisierte Energieverbrauch ausgewählter Werke des Volkswagen Konzerns (Quelle: Eigene Darstellung).....	155
Tabelle 3.17	Der berechnete Frischwasserverbrauch in Liter pro Mitarbeiter und t Produkt (Quelle: Eigene Darstellung).....	159

Tabelle 3.18	Der Standardisierte Frischwasserverbrauch pro Tonne Produkt und Mitarbeiter (Quelle: Eigene Darstellung)	159
Tabelle 3.19	Übersicht der berechneten Umweltleistungskriterien (Quelle: Eigene Darstellung)	162
Tabelle 5.1	Objekte, Attribute und Attributsausprägungen (Quelle: SCHNEEWEIß, 1991, S.19)	181
Tabelle 5.2	Skalierungsniveaus (Quelle: EIPPER, C., 1990, S.14).....	181
Tabelle 5.3	SAATYS Neun-Punkte-Skala (Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an POSCHMANN, C. ET AL., 1998, S.102).....	204
Tabelle 5.4	Schema einer Vergleichsmatrix (Quelle: Eigene Darstellung).....	205
Tabelle 5.5	Kriterienausprägungen aller operativen (quantitativen) Umweltleistungskriterien Kriterien (Quelle: Eigene Darstellung).....	207
Tabelle 5.6	Beispielbewertungsmatrix für das Kriterium Abfallverwertungsquote für das Jahr 1998 (Quelle: Eigene Darstellung).....	207
Tabelle 5.7	Gegenüberstellung ausgewählter Bewertungsverfahren (Quelle: Eigene Darstellung).....	212

Mein Dank

gilt allen Freunden und Kollegen, die mich während der Zeit bei Volkswagen in Wolfsburg in irgendeiner Weise unterstützt haben.

Namentlich nennen möchte ich meinen Betreuer Herrn Prof. Dr. R. Baumhauer (Physische Geographie Universität Trier), der großen Mut bewiesen hat, mich bei einem thematisch den Geowissenschaften weit entfernten Thema zu betreuen und mich die große geographische Entfernung zwischen Wolfsburg und Trier nicht hat spüren lassen.

Herrn Sager (Leiter Umweltplanung Produktion / Standorte) gilt mein Dank, weil er mir großen Freiraum in der Gestaltung meiner Arbeitsweise ließ, den ich für das Projekt Dissertation bei Volkswagen auch brauchte.

Von Herrn Dr. Christoph Eipper (UMR Nürnberg) habe ich im methodischen Bereich einiges abgucken können, und oft konnte ich von seinem Insiderwissen profitieren.

Natürlich haben auch meine Eltern wieder großen Anteil am Gelingen dieser Arbeit. Sie haben uns während der 2 ½ Jahre in Wolfsburg enorm unterstützt.

Zu guter Letzt geht mein Dank an meine Freundin. Sie hat mich tatkräftig unterstützt, permanent motiviert und alles getan, mir ein Umfeld zum konzentrierten Arbeiten zu schaffen.

Gewidmet ist diese Arbeit unserem Sohn, der in dieser Zeit leider nicht so viel von mir hatte.

Thomas Goebels
Wellekamp 33
38440 Wolfsburg

9. Dezember 2003

Versicherung

Hiermit versichere ich, Thomas Goebels, dass ich meine hier vorliegende Dissertation selbständig angefertigt habe. Alle benutzten Hilfsmittel habe ich angegeben.

Ich habe diese oder eine Arbeit ähnlichen Inhalts nicht an einer anderen Hochschule als Dissertation eingereicht.

Ein Promotionsverfahren an einer anderen Hochschule wurde nicht eingeleitet.

Thomas Goebels

*"I am an Environmentalist."*¹

1 EINFÜHRUNG

Just heute morgen hat Herr Dr. F. Piëch das 1-Liter-Auto für das Jahr 2003 angekündigt. Greenpeace bezweifelt lautstark die technische Realisierbarkeit. Mein Vorschlag lautet: „Versuchen!, Anfangen!, Tun! – Nicht lamentieren. Das Motto unserer Generation heißt doch „Just do it!“ Vor 5 Jahren hat auch noch niemand an das 3-Liter-Auto geglaubt. Mittlerweile baut man nicht nur bei Volkswagen sparsame Autos. Vielleicht steckten hinter diesem „Meilenstein der Öko-Effektivität“ nicht primär ökologische Überlegungen, sondern das Ziel, den Kunden finanziell zu entlasten, aber die damit verbundene Schonung der Umwelt ist eine willkommene Begleiterscheinung. Auch bei der heutigen Ankündigung steht nicht in erster Linie ökologisches Gedankengut, sondern die explosionsartig gestiegenen Kraftstoffpreise im Vordergrund. Eine erhöhte Öko-Effizienz des Produkts Auto wird aber gerne mitgekauft.

In dieser Arbeit soll es aber nicht um die Produktökologie gehen, sondern darum, wie umweltschonend diese Produkte hergestellt werden. Dabei spielen Fertigungstechnologien und Steuerungsmechanismen auf Neudeutsch Management, eine wichtige Rolle.

Dematerialisierungsstrategien und Fragestellungen über eine absolute Begrenzung materiellen Wachstums und die Einübung einer Lebenskunst der Genügsamkeit in den Industrieländern sind nach Auffassung des Autors nicht realistisch und werden deshalb in der vorliegenden Arbeit nicht diskutiert.² Vielmehr beschäftigt sich diese Arbeit mit Material- und Energieeffizienzsteigerungen durch neue Technologien und organisatorische Änderungen und die Messbarkeit und Bewertung dieser Effizienzsteigerungen.

Die von U. v. WEIZSÄCKER UND A. LOVINS UND H. LOVINS ausgegebene Parole „Faktor 4“ stützt ihr Vertrauen auf eine sich abflachende, materielle Wachstumskurve, maßgeblich für eine „Effizienz-Revolution“, denn durch eine Vervierfachung der Ressourcenproduktivität können der Wohlstand verdoppelt und gleichzeitig der Naturverbrauch halbiert werden. Damit kann man sich als Konsument des 21. Jahrhunderts schon eher anfreunden.

¹ GEORGE BUSH, während der Kandidatur zur Präsidentschaftswahl in den USA, Sommer 1988.

² Vgl. PFISTER, G. (1994).

Einen absolut sinkenden Naturverbrauch mit steigendem Wohlstand zu kombinieren gelingt allerdings nur dann, wenn die diesem Konzept zugrunde liegende technische Logik verbunden wird mit der Einübung eines post-materiellen Lebensstils, so dass ein Mehr an Lebensqualität und ein Weniger an materieller Bereicherung Hand in Hand gehen. (VON WEIZÄCKER, E. U., LOVINS, A. B. und LOVINS, L. H., 1997)

Effizienzsteigerung durch Spartechnologien oder verstärkte Nutzung vorhandener Naturkräfte kann diesen Wandel einerseits unterstützen, greift aber zu kurz, wenn nicht gleichzeitig Verhaltensweisen, Organisationsstrukturen und strategische Zielsetzungen gefördert werden, die Konsumismus und „Haben-Mentalität“ überwinden und Wachstumszwänge entschärfen. An beiden Zielen, Öko-Effizienz und Öko-Effektivität, kann ein Unternehmen mit dem Aufbau eines Umweltmanagementsystems mitwirken. (STAHLMANN, V., 1996, S.72)

Das Zauberwort heißt „sustainable development“.³ Hierunter versteht man eine dauerhafte oder nachhaltige, umweltgerechte Entwicklung.⁴

Die grundlegenden Ziele für ein sustainable development lauten:

- Die Nutzungsrate der sich erneuernden Ressourcen darf deren Regenerationsrate nicht überschreiten (Prinzip der Nachhaltigkeit aus der Forstwirtschaft)
- Mit nicht regenerativen Rohstoffen und Energiequellen ist sparsam und so schonend wie möglich umzugehen (Prinzip der Sparsamkeit)
- Die Rate der Schadstoffemissionen darf die Kapazität der Schadstoffabsorption sich regenerierender Ressourcen nicht überschreiten
- Ressourcen- und umweltfreundliche Technologien mit geringeren ökologischen Risiken müssen gefördert werden (Prinzip der sanften Technologien)
- Die Vernichtung der Artenvielfalt und natürlicher Ökosysteme ist zu stoppen (Bewahrung des Reichtums und der Kreativität der ursprünglichen Natur) (STAHLMANN, V., 1994, S. 292)

Zu all diesen Prinzipien muss die Industrie, allen voran die der westlichen Industrieländer, ihren Beitrag leisten: Erstens, weil sie schon einige Zeit in einer Art und Weise wirtschaftet, die alles an-

³ zum Ursprung der Nachhaltigkeit bzw. sustainable development vgl. GROBER, U. (1999, S. 98 f.).

⁴ Der Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung (auch als Brundtland-Bericht bekannt) versteht hierunter eine "Entwicklung, die die Bedürfnisse der Gegenwart einlöst, ohne die Fähigkeit der künftigen Generationen, ihre Bedürfnisse zu erfüllen, zu beeinträchtigen." Vgl. EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN (EG) (1993): Für eine dauerhafte und umweltgerechte Entwicklung, Luxemburg, S. 48.

dere als nachhaltig ist; und zweitens, weil sie heute in einer Zeit, in der viele Schwellenländer und auch Entwicklungsländer Industrien aufbauen, eine Vorbildstellung einnehmen muss.

Umweltzerstörende oder zumindest die Umwelt belastende Aktivitäten des Menschen werden weltweit bis dato ungestört fortgeführt, sind weitgehend unbeherrscht und werden höchstens ansatzweise bekämpft. Besonders in den westlichen Industrieländern müssen neben der stattfindenden Verbesserung der Ressourcenproduktivität (ökologische Effizienz)⁵ das materielle Wachstum gedrosselt werden und Risikopotentiale abgebaut werden. Aufgrund der Vielschichtigkeit und der Vehemenz der Umweltproblematik müssen Gegenkonzepte in der Gesellschaft breit verankert werden. Dies muss weit über technische Lösungen hinausgehen und eine „Ökologie des Geistes“⁶ und einen wieder stärker naturverbundenen Lebensstil im Rahmen eines „sustainable development“ entfalten.⁷

Die Unternehmen nehmen bei den Anstrengungen hin zu einer ökologisch verträglichen Wirtschaftsweise eine Schlüsselrolle ein. Besser als der Kunde können sie die Möglichkeiten einer umweltverträglichen Konstruktion, Produktgestaltung, Beschaffung und Planung ausschöpfen. Immer mehr lassen sich diese auch ohne Wettbewerbsnachteile, renditefördernd und existenzsichernd realisieren.

Auch der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit JÜRGEN TRITTIN fordert die Unternehmen auf, auf umweltverträglichere Produktionsweisen umzustellen. „Nachhaltiges Wirtschaften als Kernelement einer nachhaltigen Entwicklung erfordert zwingend, den Umweltschutz in Produktionsverfahren zu integrieren. Dabei ist allerdings nicht nur die technische Kompetenz der Ingenieure gefragt. Vielmehr kommt es darauf an, die notwendigen Umstellungen so zu steuern, dass sie sowohl umwelteffektiv als auch effizienzsteigernd sind.“ (TRITTIN, J., 1999, S. 5)

Durch die freiwillige Teilnahme am „Environmental Management and Audit Scheme“ (EMAS) machen die Unternehmen einen ersten Schritt in die richtige Richtung. Dadurch verpflichten sie sich zu einer kontinuierlichen Verbesserung im betrieblichen Umweltschutz.⁸ Um beurteilen zu können,

⁵ Der Begriff der ökologischen Effizienz wird in Kap. 2 ausführlich behandelt.

⁶ Vgl. dazu These 1 der „Zwölf Thesen für eine umweltverantwortliche Unternehmensführung“ in: STAHLMANN, V. (1994): Umweltverantwortliche Unternehmensführung – Aufbau und Nutzen eines Öko-Controlling, München, S. 287.

⁷ Die Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung hat im Juni 1992 in Rio de Janeiro mit der Agenda 21 ein Konzept vorgestellt, das durch eine Vereinigung von Umwelt- und Entwicklungsinteressen und ihre stärkere Beachtung erreichen soll, die Deckung der Grundbedürfnisse, die Verbesserung des Lebensstandards aller Menschen, einen größeren Schutz und eine bessere Bewirtschaftung der Ökosysteme und eine gesicherte, gedeihlichere Zukunft zu gewährleisten. Da dies eine Nation alleine nicht erreichen kann, ist eine globale Partnerschaft, die auf nachhaltige Entwicklung ausgerichtet ist, angestrebt. Vgl. BUNDESUMWELTMINISTERIUM, 1997, S. 9.

⁸ Den gleichen Zweck erfüllt auch eine Zertifizierung nach der DIN EN ISO 14001.

ob tatsächlich Verbesserungen stattfinden, bzw. um diese quantifizieren zu können, bedarf es eines Bewertungssystems.

1.1 PROBLEMSTELLUNG UND ZIELSETZUNG

Ziel dieser Arbeit ist es, ein Bewertungsverfahren für Umweltmanagementsysteme (UMS) zu entwickeln, das unter anderem folgende Punkte ermöglicht:

- den periodischen Vergleich der Umweltmanagementleistung eines Standortes
- den Vergleich zwischen verschiedenen Standorten eines Unternehmens zum gleichen Zeitpunkt
- den Vergleich zwischen Standorten unterschiedlicher Unternehmen
- den Vergleich der Umweltmanagementleistung von Unternehmen durch Aggregation der Standortdaten

Es soll ein Instrument geschaffen werden, das wissenschaftlich fundiert den **Vergleich von Umweltmanagementsystemen** verschiedener Standorte ermöglicht. Es sollen Stärken und Schwächen des eigenen Umweltmanagementsystems und dem der Vergleichspartner aufgezeigt werden. Der wichtigste Schritt ist dabei, einen Lernprozess zu initiieren, so dass schließlich mit dem Lernprozess ein Verbesserungsprozess einhergeht. Wünschenswert wäre, dass eine gesunde Konkurrenz entsteht und die Umweltleistung zum Wettbewerbsfaktor wird.

Ein Beweggrund ist der auch in Europa zu beobachtende Trend, dass ähnlich wie schon seit vielen Jahren in den USA Unternehmen verglichen werden. Die Unternehmen finden sich wieder in einer Vielzahl von Rankings und Benchmarks, die ethische, soziale, wirtschaftliche und zunehmend auch ökologische Gesichtspunkte berücksichtigen. Wichtig für die Unternehmensleitung ist es, immer zu wissen, wo sie im Vergleich zu den Wettbewerbern stehen. Unternehmensziele werden oft formuliert, indem gesagt wird: „Wir wollen „Best in class“ werden!“ Dazu muss man wissen, wo man im Wettbewerb steht. Diesem Trend ein wissenschaftlich fundiertes Instrument zu bieten, ist das Ziel dieser Arbeit.

Ein Umweltmanagementsystem ist ein Netzwerk verschiedener Systemelemente, die miteinander in Beziehung stehen und sich gegenseitig beeinflussen.⁹ Da ein solches Beziehungsgeflecht einen stark dynamischen Charakter hat, ist es erforderlich, regelmäßig die Leistung des Gesamtsystems bzw. einzelner Subsysteme zu ermitteln. Deshalb muss eine effektive Steuerung eines Umweltmanagementsystems ermöglicht werden, so dass die von der EG-Öko-Audit-Verordnung angestrebte kontinuierliche Verbesserung der Umweltschutzleistung erreicht werden kann. Vergleichbar mit der Kostenrechnung und dem Controlling für die betriebswirtschaftliche Steuerung eines Unternehmens sind daher für die umweltorientierte Steuerung ebenso Leistungsbewertungssysteme (environmental performance evaluation systems, im Folgenden auch EPES genannt) zu entwickeln. Ein System zur Bewertung der Umweltschutzleistung eines Industriestandortes sollte deshalb so ausgelegt sein, dass es in verständlicher und transparenter Art und Weise aufzeigt, inwieweit ein Umweltmanagementsystem (im Folgenden UMS genannt) bereits implementiert, d.h. eingeführt ist, die hiermit verbundenen Verfahren und Abläufe funktionieren und letztlich auch die Belastung der Umwelt kontinuierlich reduziert wird. (NEFZER, W. UND NISSEN, U., 1995, Kap.2.5, S. 1)

Soll ein **Lernprozess im betrieblichen Umweltmanagement** in Gang gebracht werden, braucht man offene, relativ grob strukturierte Bewertungsverfahren, für die Messung der Energieverbräuche, Emissionen, Abfälle gleichwohl genaue Verbrauchs- und Messdaten. „Die geschickte Kombination objektiver und subjektiver Bewertung, die nachvollziehbare Verdichtung zu einem Prioritätenkatalog, die ständige Nachschärfung der Bewertungskriterien in einem rotierenden Controlling-Prozess mit immer anspruchsvolleren Umweltzielen zeichnet mit Sicherheit ein leistungsfähiges Umweltmanagement aus. Die Ziele selbst können quantitativer oder qualitativer Art sein.“ (STAHLMANN, V., 1994, S. 72)

Eine der Kernfragen der vorliegenden Arbeit ist also: „Wie kann ein Unternehmen die signifikanten Umweltaspekte seiner Aktivitäten definieren, beschreiben, analysieren, messen und evaluieren?“ Diese Frage stellte sich das ISO-Komitee für Umweltmanagement (ISO/TC 207) schon 1990, als es zusammen mit dem damaligen Business Council for Sustainable Management (heute World Business Council for Sustainable Development WBCSD) und dem European Green Table damit begann, Normen für ein Umweltmanagement in Gewerbe und Industrie zu erarbeiten. (FICHTER, K. UND CLAUSEN, J., 1998)

⁹ Näheres hierzu in Kapitel 5.2.

Die Festsetzung von Normen für die **Bewertung der Umweltschutzleistung** wird weitreichende Konsequenzen haben. In vieler Hinsicht lässt sie sich mit der Entwicklung von Buchhaltungssystemen im vergangenen Jahrhundert vergleichen. Mehr als fünfzig Jahre dauerte es, bis sich die ökonomische Realität der Unternehmen in normierte, konsistente und umfassende Buchhaltungssysteme übersetzen ließ, die dem Management bessere Kontrollmöglichkeiten (heute unter dem Begriff Controlling bekannt) gaben, geschäftliche Vorgänge transparent machten und die Beteiligung von Anspruchsgruppen überhaupt erst ermöglichten.

Heute besteht die Aufgabe darin, in erheblich kürzerer Zeit Umweltauswirkungen und ökologische Besorgnisse in aussagekräftige und konsistente Leistungsdaten zu übersetzen, die das Management für interne und externe Zwecke gebrauchen kann. (FICHTER, K. UND CLAUSEN, J., 1998)

Eines der größten Probleme bei der Entwicklung dieser Maßzahlen für die Umweltleistung war das Fehlen relevanter empirischer Daten, anhand derer man hätte praktische Richtlinien entwickeln können.

Die meisten Firmen haben ihre Indikatoren nach Maßgabe ihrer vorhandenen Daten gewählt, um damit bestimmte ausgesuchte ökologische Fragen zu beleuchten und interne Managementinitiativen zu unterstützen. Nur wenige Unternehmen entschieden methodisch, welche ökologischen Aspekte als signifikant anzusehen seien und welche nicht und wie die signifikanten Aspekte mittels relevanter Indikatoren zu messen und zu überwachen seien, damit sie die Umweltschutzleistung des Unternehmens widerspiegeln.

Zielsetzung von Umweltkennzahlen allgemein ist auch, dass sie bei der Kontrolle der Umweltleistung helfen. So meinte SIEGWART, H. (1998, S. 23): „Nur über Kontrolle können auch neue zielbezogene Wirkungszusammenhänge erkannt werden.“ Kontrolle ist damit eine notwendige Voraussetzung für organisationales Lernen, und dies ist eines der Hauptanliegen dieser Arbeit.

Folgende Problemstellungen traten bei der Bearbeitung des Themas dieser Arbeit auf:

- **Problem Untersuchungsobjekt:** Als erstes stellt sich natürlich die Frage, ob Unternehmen oder Produktionsstandorte desselben Unternehmens untersucht werden sollen. Bewertungen von Unternehmen im Hinblick auf deren nachhaltige Entwicklung wurden jedoch schon vielfach unternommen. Bei diesen vorwiegend auf Fragebögen basierenden Untersuchungen hat auch das Kriterium Umweltmanagement großes Gewicht.

In der vorliegenden Arbeit soll jedoch nicht auf Fragebögen zurückgegriffen werden, sondern es wird sich Insiderwissen bedient.¹⁰ So kann sehr viel fundierter analysiert und bewertet werden, und bei Bedarf können die gewonnenen Ergebnisse auf Unternehmensebene aggregiert werden. So wird schon jetzt klar, dass bei dem hier entwickelten Bewertungssystem kein externer Beobachter die Bewertung durchführen kann, und dies birgt wiederum weitere Probleme (siehe Kap. 5.2).

- **Problem Vergleichbarkeit:** Können die zu entwickelnden Kriterien bei allen Standorten der Automobilbranche angewendet werden, oder müssen Einschränkungen gemacht werden? Ist auf der anderen Seite gewährleistet, dass sie wenigstens bei einigen Produktionsstandorten der Volkswagen AG anwendbar sind, damit nicht von vornherein die Durchführbarkeit eines Vergleichs in Frage gestellt werden kann. Müssen eventuell einige Kriterien austauschbar sein, weil selbst die Produktion der verschiedenen Werke der Volkswagen AG zu inhomogen ist?
- **Problem Branchenauswahl:** Warum beschränkt sich die vorliegende Arbeit auf eine Branche, nämlich auf die Automobilbranche? Zum einen handelt es sich bei der Automobilbranche um eine der Schlüsselindustrien in Deutschland¹¹ und zum anderen handelt es sich um einen sehr diversifizierten Industriezweig, was die Fertigungsprozesse angeht; d. h., werden die Probleme der Vergleichbarkeit und der Datenbeschaffung hier gelöst, kann davon ausgegangen werden, dass die Probleme auch in anderen Branchen gelöst werden können.
- **Problem Kriterienauswahl:** Damit einhergehend ergab sich die Frage: Gibt es Kriterien, die für alle zu betrachtenden Standorte zutreffen? Können Kriterien entwickelt werden, die für alle Standorte aussagekräftig sind?
- **Problem Kriteriengewichtung:** Ein weiteres Problem ist es, herauszufinden, welche Kriterien wichtig sind und welche nicht? Angestrebt wird eine überschaubare Anzahl von Kriterien, die zudem leicht verständlich sind und schnell ermittelt werden können. Außerdem sind sicherlich nicht alle Kriterien gleich wichtig, so dass auch eine Gewichtung vorgenommen werden muss. Eine Gewichtung vorzunehmen ist sicher kein Problem, jedoch diese zu begründen und transparent zu gestalten, ist, wie in Kap. 4.3 beschrieben wird, nicht unproblematisch.

¹⁰ Der Autor war 3 Jahre bei der Volkswagen AG in Wolfsburg in der OE Umweltplanung Produktion/Standorte beschäftigt. Er lernte während seiner Tätigkeit im Öko-Audit-Team eine Vielzahl der Standorte des Volkswagen-Konzerns kennen und verfügt somit über das notwendige Insiderwissen.

¹¹ Die derzeit größten deutschen Unternehmen der Automobilbranche: Daimler Chrysler (293 Mrd. DM), Volkswagen (147 Mrd. DM) und BMW (67 Mrd. DM) machen etwa 50 % des Umsatzes der 10 größten Unternehmen Deutschland aus. Vgl. GLOBUS INFOGRAFIK (2000), Jg. 55, 17.07.2000: Die größten Unternehmen in Deutschland, Bc-6439.

- **Problem Praktikabilität:** Damit verbunden ist der Anspruch, nicht nur ein wissenschaftlich korrektes Verfahren zu entwickeln, sondern ein praktikables Instrument für das Umweltmanagement in den Unternehmen. Es soll dann mit ein wenig Anpassung auch auf andere Unternehmen, zumindest der gleichen Branche, angewendet werden können.
- **Problem Auswahl des Bewertungsverfahrens:** Gegen Ende der Arbeit wird die Problematik beschrieben, ein geeignetes Bewertungsverfahren zu finden, das den gestellten Ansprüchen genügt. Das Bewertungssystem muss dem zugegeben hohen Anspruch nachkommen, qualitative und quantitative Kriterien gleichzeitig berücksichtigen zu können.

1.2 METHODIK

Der erste Schritt wissenschaftlich in das Thema Umweltmanagement und Umweltsleistungsbeurteilung einzusteigen bestand in einer Bestandsaufnahme. Es musste die Frage beantwortet werden, warum Unternehmen Umweltmanagement betreiben?, bzw.: Was war der Auslöser für Umweltmanagement?

Der zweite Arbeitsschritt war zu analysieren, welche Verfahren zum heutigen Zeitpunkt zur Messung und Bewertung der Umweltsleistung existieren und wie deren Vorgehensweise ist. Was ist eigentlich Umweltsleistung, und wie äußert sich eine gute Umweltsleistung eines Unternehmens? Die Frage war auch, was können die bisher genutzten Verfahren der Umweltsleistungsbewertung leisten, und wo liegen ihre Schwächen?

Eine Bewertung steht und fällt mit den zugrunde gelegten Kriterien. Deshalb wird in Kapitel 3 und 4 großer Wert auf die Suche nach geeigneten Kriterien zur Bewertung von Umweltmanagementsystemen gelegt. Ziel war es, die ganze Vielfalt und Interdisziplinarität des Umweltmanagements mit möglichst wenigen, aber treffenden Kriterien abzudecken. Es sollte also ein Modell des Umweltmanagementsystems erstellt werden, um nicht dessen Gesamtheit betrachten zu müssen. Es wurden also Faktoren oder besser gesagt Erfolgsindikatoren gesucht, die die Funktionalität oder, differenzierter betrachtet, die Effizienz und Effektivität des Umweltmanagementsystems ausmachen.

Das Ergebnis dieses Arbeitsschritts sollen Erfolgsindikatoren aus den Bereichen Organisation, Recht und Technik sein. Letztere können auf der Basis von relativen Umweltkennzahlen entwickelt werden. Man sieht also schon jetzt an dem Auftreten der Umweltkennzahlen, dass es nicht nur interessant ist, was innerhalb des Standortes geschieht, sondern auch das, was in die Umwelt emittiert wird. Wenn man die Funktionalität eines Umweltmanagementsystems beurteilen möchte, reicht nach Meinung des Autors nicht aus zu untersuchen, was am Standort an organisatorischen und technischen

Maßnahmen durchgeführt wird. Gute Kenngrößen sind auch Zahlen über die Emissionen, den Energieverbrauch, die Recyclingquote usw.

Parallel zur Entwicklung der Kriterien musste die vorhandene Datenlage der zu untersuchenden Standorte analysiert werden. Gibt zum Beispiel das Umweltkennzahlensystem der Volkswagen AG die Daten her, die zur Berechnung der operativen Umweltsleistungskriterien notwendig sind. Auch wurden grundsätzliche Überlegungen unternommen zur Frage, welche Standorte mit den dazugehörigen Umweltmanagementsystemen des Volkswagen-Konzerns überhaupt geeignet sind aufgrund ihrer Vergleichbarkeit. Schließlich wurden die folgenden Standorte ausgewählt: Emden (Volkswagen AG), Hannover (Volkswagen Nutzfahrzeuge), Mosel (Volkswagen Sachsen GmbH), Neckarsulm (Audi AG) und Pamplona (Volkswagen Navarra S.A.). Aus Datenschutzgründen werden diese im Folgenden als Standort A bis Standort E bezeichnet.

Der nächste Arbeitsschritt war die Suche nach einem geeigneten Bewertungsverfahren, das die oben angesprochenen Kriterien qualitativer und quantitativer Art gleichermaßen berücksichtigen kann. Hier begibt der Autor sich nun auf fremdes Terrain und zwar auf das der Entscheidungslehre. An dieser Stelle muss der Leser einen gedanklichen Spagat vollziehen, denn in der Entscheidungslehre gibt es eine Reihe von Instrumenten, die alle nur ein Ziel haben, nämlich dem Entscheidungsträger bei der Entscheidungsfindung, also der Auswahl der geeigneten Alternative, Hilfestellung zu leisten. Es soll also herausgefunden werden, welche der möglichen Alternativen die beste ist. Besonders bei multikriteriellen Entscheidungen, wo zudem noch eine Vielzahl von Alternativen zur Auswahl steht, finden solche Bewertungsverfahren Anwendung.

Die Zielgruppe dieser Arbeit ist nicht aber der Planer, der Entscheidungen treffen muss, sondern die Führungskraft, die bestehende Umweltmanagementsysteme bewerten möchte, um Verbesserungspotential zu ermitteln. Gleichwohl brauchen wir also einen Kriterienkatalog, gleichwohl will man wissen, welches die beste Wahl ist. Jedoch muss keine Auswahl vorgenommen und eine Entscheidung getroffen werden, sondern es werden Stärken und Schwächen aufgedeckt, so dass durch Transparenz Fehler vermieden werden können und man sich die Stärken der anderen zum Vorbild nimmt.

An dieser Stelle soll auf eine grundsätzliche Frage eingegangen werden, nämlich die des Nutzers des in dieser Arbeit zu entwickelnden Bewertungssystems. Die Interpretation der unterschiedlich hohen Werte der verschiedenen Werke kann nur Aufgabe der Experten der verschiedenen Fachgruppen der Konzernstelle Umweltplanung Produktion/Standorte in Zusammenarbeit mit den Werken sein. Es ist wichtig, die Ergebnisse mit den Verantwortlichen an den Standorten zu analysieren und Know-how von anderen Standorten zu nutzen (Know-how-Transfer). Das Bewertungssystem soll den

Standorten als Instrument dienen, womit sie ihre kontinuierliche Verbesserung der Umweltleistung dokumentieren können.

1.3 DIE GESCHICHTE DES UMWELTMANAGEMENTS

*Geschichte ist die Fabel, auf die man sich geeinigt hat*¹²

Keywords: Compliance-Audits, Störfall, Umweltgesetzgebung, Umwelthaftungsgesetz, Organisationsverschulden, Mitteilungspflicht, Umkehr der Beweislast, Umwelt-Audit, Umweltmanagementsystem, EG-Öko-Audit-Verordnung, BS 7750, DIN EN ISO 14001

Bevor sich die vorliegende Arbeit mit der Bewertung von Umweltmanagementsystemen befasst, muss erst einmal die kurze, aber bewegte Geschichte des Umweltmanagements beleuchtet werden. Will man die Wurzeln des Umweltmanagements ergründen, muss man gar nicht so viele Jahrzehnte, wohl aber den Atlantik überspringen.

Phase 1

„**Silent Spring**“ heißt das Buch von RACHEL CARSON¹³, das sie 1962 in den USA auf den Markt brachte und mit dem sie erstmals der Öffentlichkeit Anlass gab, ihre Denk- und Handlungsweise in Bezug auf die anthropogen verursachten Umweltschäden zu reflektieren.

1972 wiesen MEADOWS, ET AL. in ihrem Bericht an den Club of Rome „Grenzen des Wachstums“¹⁴ auf die Folgen des wirtschaftlichen Wachstums auf die natürliche Umwelt hin.

Immer stärker trat nun der Umweltschutz in das Bewusstsein der Öffentlichkeit, die immer häufiger versuchte, ihre Interessen auf dem Klageweg durchzusetzen. Die Aktionäre fanden ebenfalls immer mehr Interesse an Informationen über die Einhaltung von Umweltvorschriften. Diese Art von Information war deshalb für die Aktionäre so wichtig, weil bei einem Störfall eine Vielzahl von Klagen drohte und die Unternehmen aufgrund des Haftungssystems in den USA zu hohen Entschädigungszahlungen verurteilt werden können. (EWER, W., LEHELDT, R., THEUER, A., 1998, S. 17 ff.)

¹² Napoleon I, Bonaparte.

¹³ Die deutsche Ausgabe ist 1968 erschienen. Vgl. CARSON, R. (1968): „Der stumme Frühling“, München.

¹⁴ Vgl. MEADOWS, D. H., MEADOWS, D. L., RANDERS, J. AND BEHRENS, W. W. (1972).

Hinzu kommt der immense Imageverlust des Unternehmens, der ebenfalls großen negativen Einfluss auf den Aktienkurs der Unternehmen ausüben kann (siehe Phase 2 und die Abbildungen 1-1 und 1-2). So begannen die Unternehmen schon damals mit freiwilligen Selbstüberprüfungen, in denen vor allem die Einhaltung der gültigen Umweltvorschriften systematisch abgefragt wurde (Compliance-Audits). Ein in den USA sehr bekannt gewordener Fall war der von Allied Signal. 1975 waren erhebliche Verschmutzungen der Umwelt und Gesundheitsprobleme bei Mitarbeitern entdeckt worden, verursacht durch das Pestizid Kepone. (WÜRTH, S., 1993, S.100)

Ein weiterer Ausdruck des größer gewordenen Umweltbewusstseins in den USA war die schnelle Zunahme von Gesetzesbeschlüssen auf dem Umweltsektor. Sie beziehen sich im Wesentlichen auf die Umweltverträglichkeit (National Environmental Policy Act NEPA), auf die Haftung für Umweltverschmutzung (Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act CERCLA) und auf die Luftverschmutzung und Schadstoffvermeidung.¹⁵ Die wichtigsten werden in der folgenden Tabelle zusammengefasst.

Tabelle 1-1: Umweltschutzgesetze in den USA (Quelle: WÜRTH, 1993, S. 103)

Jahr	Gesetz
1970	Clean Air Act (CAA)
1972	Clean Water Act (CWA)
1976	Resource Conservation and Recovery Act (RCRS)
1978	Toxic Substances Control Act (TSCA)
1980	Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act (CERCLA oder Superfund)
1986	Superfund Amendment and Reauthorization Act (SARA)
1991	Novellierung des CAA

¹⁵ Vgl. dazu auch HOULDIN, M., 1998, S. 131 ff.

Folgende Gründe führten gegen Ende der 70er Jahre in den USA zur Einführung des ersten Umweltmanagement-Instruments, dem Umwelt-Audit:¹⁶

- eine Reihe von **Störfällen**
- die daraus resultierenden **Umweltschäden**
- die deshalb **verschärfte Umweltgesetzgebung**¹⁷
- die damit immer höheren **finanziellen und persönlichen Haftungsansprüche**¹⁸

Phase 2

In den 80er Jahren wurden dann auch in Europa die ersten **Compliance-Audits** durchgeführt, zuerst von den Amerikanern in ihren Tochterunternehmen, dann von britischen und später von niederländischen Unternehmen. Bei deutschen Unternehmen hat das Compliance-Audit lange Zeit kaum Anhänger gefunden. (BUNDESUMWELTMINISTERIUM UND UMWELTBUNDESAMT, 1995, S.561)

Erst als es erneut zu Störfällen, auch in Europa kam, änderte sich das. Einer der schwerwiegendsten Störfälle ereignete sich 1984 bei dem US-Unternehmen Union Carbide in Bhopal, Indien, bei dem es zu 2.800 Toten und über 50.000 Verletzten kam. (SMETS, H., 1988, S. 28 zitiert in WÜRTH, S., 1993, S. 102)

Kurz darauf hatte es dann in unserer direkten Nachbarschaft "gekracht". Am 01.11.1986 ereignete sich bei der Firma Sandoz an der deutsch-schweizerischen Grenze der bisher schwerste Chemieunfall in Europa. Dort wurden neben dem Betriebsgrundstück auch angrenzende Grundstücke und vor allem der Rhein durch kontaminiertes Löschwasser verschmutzt. (SCHMIDT-SALZER, J., 1993, S. 33-38)

In den Abbildungen 1-1 und 1-2 sieht man die Entwicklung der Aktienkurse der Firmen Union Carbide und Sandoz nach ihren Störfällen. Es ist zu bedenken, dass neben dem Einbruch des Wertpapierkurses noch weitere finanzielle Belastungen auf die Unternehmen durch die Einklage von Entschädigungssummen zukamen, welche die betroffenen Unternehmen ebenfalls sehr empfindlich treffen können.

¹⁶ Eine Übersicht der verschiedenen Umwelt-Audit-Arten geben FÖRSCHLE, G., HERMANN, S., MANDLER, U., 1994, S. 1093-1100; EIPPER, C., 1994, S. 591-593 und EWER, W., LEHELDT, R., THEUER, A., 1998, S. 17-19.

¹⁷ Die in den USA in den 70er Jahren verabschiedeten Gesetze sehen empfindliche Geldstrafen vor und sollten einen bewussteren Umgang mit der Umwelt bewirken. So wurde der Exxon-Konzern zu 100 Mio. US\$ und Texaco zu einer Summe von 21 Mio. US\$ verurteilt. Vgl. WÜRTH, S., 1993, S. 104 f.

¹⁸ Vgl. dazu ausführlich VAN SOMEREN, T.C.R., 1993, S. 36-40.

Financial Impacts ...
The 1984 Union Carbide Bhopal Incident

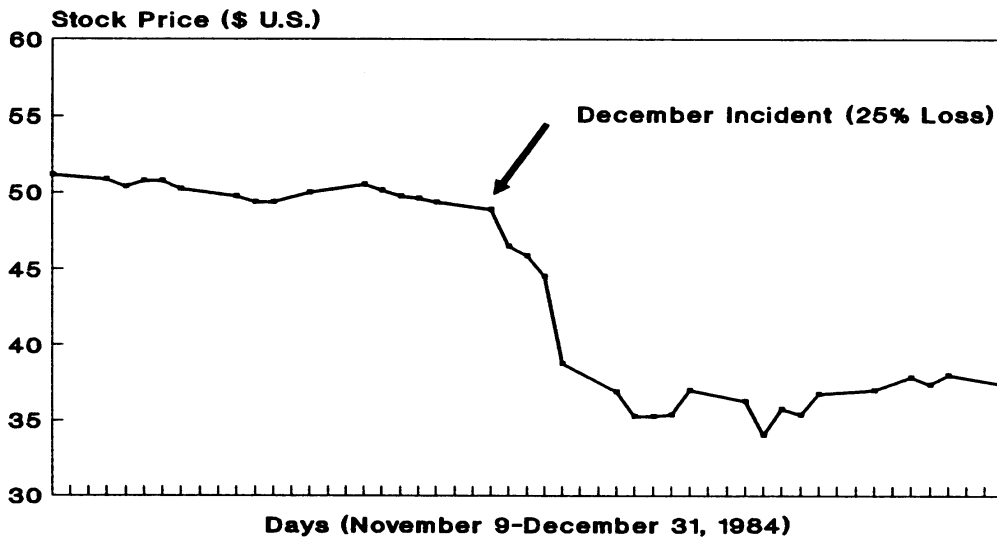


Abbildung 1-1: Finanzielle Folgen des Union Carbide-Unfalls 1984 (Quelle: CAHILL, L. B., 1997, S. 16)

Financial Impacts ...
The 1986 Sandoz Rhine River Incident

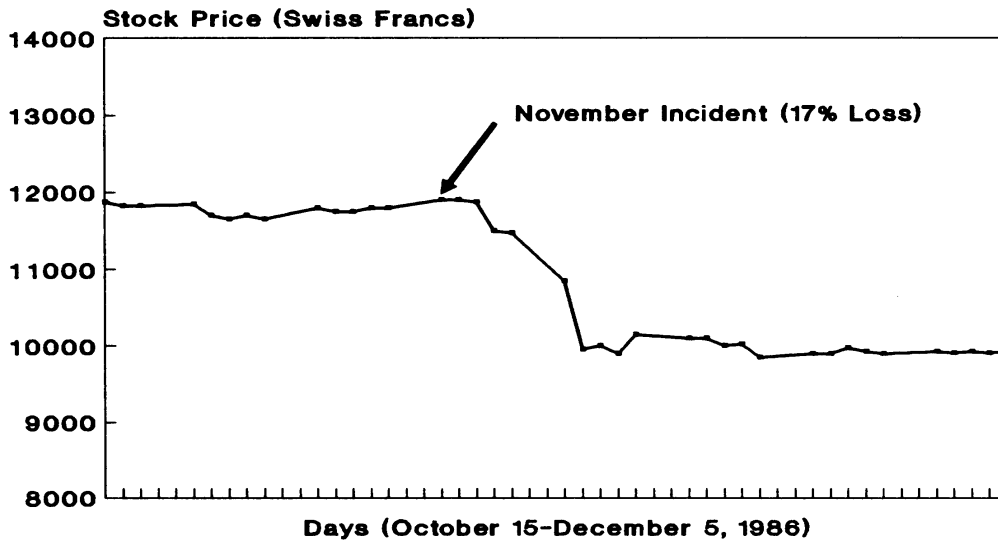


Abbildung 1-2: Finanzielle Folgen des Sandoz-Unfalls 1986 (Quelle: CAHILL, L. B., 1997, S. 17)

Während Bhopal für die deutsche Bevölkerung weit weg war, wurde in der Zeit nach Sandoz in Deutschland eine sehr intensiv geführte, rechtspolitische Diskussion begonnen, worauf es zu einer Verschärfung der bundesdeutschen Umweltgesetzgebung kam; u.a. wurde das Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) novelliert und das völlig neue **Umwelthaftungsgesetz** (UHG) verabschiedet.¹⁹

Organisationsverschulden

Diese Novellierung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (BImSchG) betraf den § 52a und wurde am 01.09.1990 verabschiedet. Der Gesetzgeber hatte darin die Organisation des Umweltschutzes explizit zur Führungsaufgabe gemacht. Es wurde festgelegt, dass Kapitalgesellschaften, deren vertretungsberechtigtes Organ aus mehreren Mitgliedern besteht, als Betreiber von genehmigungsbedürftigen Anlagen nach BImSchG der Behörde ein Mitglied der Geschäftsführung benennen müssen, das für die Einhaltung der Gesetze verantwortlich ist (§ 52a Abs. 1). Hinzu kommt die so genannte **Mitteilungspflicht** (§ 52a Abs. 2). Es ist der Behörde nun mitzuteilen, wie die Einhaltung der Vorschriften „zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen (...)“ sichergestellt wird. Die Mitteilungspflicht umfasst die Integration des Umweltschutzes in die Aufbau- und Ablauforganisation und die Dokumentation der Umsetzung der rechtlichen Anforderungen. Daraus resultiert die Erkenntnis, dass die Sicherheit im Unternehmen nicht nur durch moderne Technik, sondern auch durch eine moderne Organisation gewährleistet werden muss. Dies ist ohne ein Managementsystem kaum noch zu erfüllen. Eine bloße Mitteilung, dass der Schutz der Umwelt durch die Überwachung auf Betreiberbene²⁰ sichergestellt ist, reicht nicht aus. Der Behörde ist die Ablauforganisation darzulegen, was auch bedeutet, dass Ablaufpläne für alle Situationen des Anlagenbetriebs vorhanden sein müssen, inklusive Abweichungen vom Normalbetrieb und Störfälle.

Damit wird klar, dass es nicht nur auf die technische Seite des Anlagenbetriebes, sondern auch auf die innerbetriebliche Organisation ankommt (FÜHR, M., 1993a, S. 148 f.).

Kommt es zum Haftungsfall aufgrund mangelhafter Organisation spricht man vom sog. Organisationsverschulden.

¹⁹ Durch das Umwelthaftungsgesetz wird zu Lasten der Betreiber bestimmter Anlagen, die im Anhang 1 UHG aufgeführt sind, eine Kausalhaftung für Personen- und Sachschäden Dritter festgelegt, die durch eine Umwelteinwirkung eintreten, die von einer dieser Anlagen ausgeht oder ausging. Die Haftung umfasst jetzt auch die sog. Normalbetriebsrisiken. D. h. entstehen trotz verwaltungsbehördlich korrekten Anlagenbetriebes einem Dritten Schäden, so haftet der Anlagenbetreiber diesem Dritten.

²⁰ Unter Betreiber wird in der Regel die Führungskraft verstanden, in deren Verantwortungsbereich die Anlage fällt. Dabei handelt es sich meistens um die dritte Führungsebene, die Cost-Center-Leiter.

Die nun möglich gewordene Haftung für Organisationsverschulden bringt für die Unternehmen eine vollkommen neue Situation mit sich, und daraus resultieren die folgenden Anforderungen:

- sorgfältige Auswahl des Personals
- ordnungsgemäße und lückenlose Übertragung von Zuständigkeiten auf das Personal (auch im Vertretungsfall)
- Überwachung des Personals in Bezug auf Wahrnehmung der ihm übertragenden Pflichten und Kompetenzen
- ständige Anleitung des Personals in Form von Anweisungen, Belehrungen und Unterweisungen (MOSCHKE, H. J., 1991, S. 52-58)

Umwelthaftung

Kurz nach der Novellierung des BImSchG am 10.12.1990 wurde das Umwelthaftungsgesetz (UHG) verabschiedet. Es dehnt die im Wasserhaushaltsgesetz (WHG)²¹ manifestierte Gefährdungs- bzw. Kausalhaftung auf die Medien Boden und Luft aus. Damit ist eine Haftung bei nachgewiesener Kausalität nicht mehr an ein Fehlverhalten gebunden, sondern gilt auch bei Einhaltung der Sorgfaltspflicht. Sie schließt nun auch den genehmigungskonformen Normalbetrieb ein. Es wurde vom Gesetzgeber eine **Umkehr der Beweislast** vorgenommen. Das bedeutet, dass diese nicht mehr wie bisher beim Kläger, sondern nun beim Angeklagten liegt. Für die Unternehmen ergeben sich daraus zwei neue Sachverhalte:

- Durch die Ausdehnung der Gefährdungshaftung auf die Umweltmedien kann es auch aus rein betriebswirtschaftlichen Erwägungen, wie dem Vergleich der Kosten für eine Emissionsreduktion mit dem Erwartungswert für Schadensersatzzahlungen, sinnvoll sein, die gesetzlichen Grenzwerte freiwillig zu unterschreiten.
- Durch die Problematik des Kausalitätsnachweises im Umweltbereich ist es ausgesprochen wichtig geworden, eine lückenlose Dokumentation des Normalbetriebs zur Vermeidung der Kausalitätsvermutung vorweisen zu können. (INSTITUT FÜR UMWELTMANAGEMENT GMBH, 1992, S. 8 f.)

Für diese damals neue Form der Umwelthaftung kommt es also darauf an, ob der Personen- oder Sachschaden eines Dritten durch eine Umwelteinwirkung einer im **Anhang 1** UHG aufgeführten

²¹ Die Bundesrepublik hatte bereits 1960 in § 22 WHG für Beeinträchtigungen der biologischen und physikalischen Beschaffenheit von Gewässern eine Gefährdungs- bzw. Kausalhaftung eingeführt. Sie setzt kein fehlerhaftes Verhalten voraus, es genügt das bloße Einleiten von Stoffen, die die physikalische, chemische oder biologische Beschaffenheit des Wassers verändert.

Anlage verursacht wurde, so dass einzig und allein die Kausalität zwischen Umwelteinwirkungen der Anlage und dem Schaden des Dritten entscheidend ist. (SCHMIDT-SALZER, J., 1993, S. 34)

Dies sind nur zwei Beispiele von vielen, die erkennen lassen, dass nun auch in Europa die Umweltschutzgesetzgebung verschärft wurde. So wurde in Europa eine Flut von Richtlinien und Verordnungen verabschiedet. Die zahlenmäßige Zunahme der Umweltschutzgesetze in Deutschland zeigt Abbildung 1-3

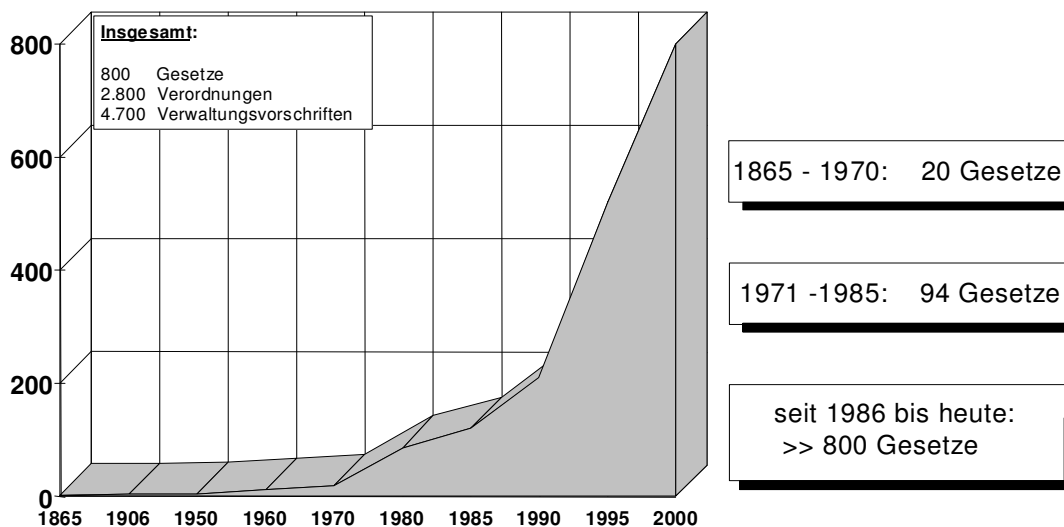


Abbildung 1-3: Die numerische Entwicklung der Umweltschutzgesetzgebung in Deutschland (Quelle: Volkswagen AG, Umweltplanung Produktion / Standorte, 2000)

Weitere neue Anforderungen an die Betriebsorganisation der Unternehmen, die sich wie die Umwelthaftung aus zivilrechtlichen Haftungsvorschriften ergeben, gehen z. B. aus dem Recht der Produkthaftung hervor. Auch sind die daraus folgenden strafrechtlichen Sanktionen wie etwa bei dem Lederspray-Urteil zu berücksichtigen. Dazu soll hier aber auf die Literatur verwiesen werden.²² Die wichtigsten Umweltschutzgesetze in Europa sind in Tabelle 1-2 zusammengestellt.

²² Vgl. dazu ausführlich SCHMIDT-SALZER, J., 1993, S. 33-38; SCHMIDT-SALZER, J., 1990, S. 2966-2972 und das dazugehörige „Lederspray-Urteil“ des BGH, 1990, S. 2560-2569.

Tabelle 1-2: Umweltschutzgesetze in Europa (Quelle: BAUMAST, 1998, S. 42)

Jahr	Bestimmung
1967	Richtlinie zur Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe ²³
1970	Richtlinie über Geräuschpegel und Luftverunreinigung durch Kraftfahrzeuge ²⁴
1973	Erstes Aktionsprogramm für den Umweltschutz ²⁵
1977	Richtlinie über die biologische Überwachung der Bevölkerung auf Gefährdung durch Blei und Zweites Aktionsprogramm für den Umweltschutz ²⁶
1978	Richtlinie über giftige und gefährliche Abfälle ²⁷
1983	Drittes Aktionsprogramm für den Umweltschutz ²⁸
1985	Richtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten ²⁹
1987	Viertes Aktionsprogramm für den Umweltschutz (1987-1992) ³⁰
1990	Richtlinie des Rates über den freien Zugang zu Informationen über die Umwelt ³¹
1992	Verordnung über ein gemeinschaftliches System zur Vergabe eines Umweltzeichens ³²
1993	Fünftes Aktionsprogramm für den Umweltschutz (1993-2000) EG-Öko-Audit-Verordnung ³³

²³ Vgl. Richtlinie des Rates vom 27.06.1967 zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe

²⁴ Vgl. Richtlinie des Rates vom 06.02.1970 zur Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedsstaaten über die zulässigen Geräuschpegel und die Auspuffvorrichtung von Kraftfahrzeugen und Richtlinie des Rates vom 20.03.1970 zur Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedsstaaten über Maßnahmen gegen die Verunreinigung der Luft durch Abgase von Kraftfahrzeugmotoren mit Fremdzündung

²⁵ Vgl. Erklärung des Rates der Europäischen Gemeinschaften und der im Rat vereinigten Vertreter der Regierungen der Mitgliedsstaaten vom 22.11.1973 über ein Aktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaften für den Umweltschutz

²⁶ Vgl. Richtlinie des Rates vom 29.03.1977 über die biologische Überwachung der Bevölkerung auf Gefährdung durch Blei

²⁷ Vgl. Entschließung des Rates der Europäischen Gemeinschaften und der im Rat vereinigten Vertreter der Regierungen der Mitgliedsstaaten vom 17.05.1977 zur Fortschreibung und Durchführung der Umweltpolitik und des Aktionsprogramms der Europäischen Gemeinschaften für den Umweltschutz

²⁸ Vgl. Richtlinie des Rates vom 20.03.1978 über giftige und gefährliche Abfälle

²⁹ Vgl. Entschließung des Rates der Europäischen Gemeinschaften und der im Rat vereinigten Vertreter der Regierungen der Mitgliedsstaaten vom 07.02.1983 zur Fortschreibung und Durchführung der Umweltpolitik und des Aktionsprogramms der Europäischen Gemeinschaften für den Umweltschutz

³⁰ Vgl. Richtlinie des Rates vom 27.06.1985 über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten

³¹ Vgl. Entschließung des Rates der Europäischen Gemeinschaften und der im Rat vereinigten Vertreter der Regierungen der Mitgliedsstaaten vom 19.10.1987 zur Fortschreibung und Durchführung der Umweltpolitik und des Aktionsprogramms der Europäischen Gemeinschaften für den Umweltschutz

³² Vgl. Richtlinie des Rates vom 07.06.1990 über den freien Zugang zu Informationen über die Umwelt

³² Verordnung (EWG) Nr. 880/92 des Rates vom 23.03.1992 betreffend ein gemeinschaftliches System zur Vergabe eines Umweltzeichens

³³ Vgl. Entschließung des Rates der Europäischen Gemeinschaften und der im Rat vereinigten Vertreter der Regierungen der Mitgliedsstaaten vom 01.02.1993 zur Fortschreibung und Durchführung der Umweltpolitik und des Aktionsprogramms der Europäischen Gemeinschaften für den Umweltschutz

Phase 3

Ein weiterer Meilenstein in der Geschichte des Umweltmanagements wurde im März 1989 gesetzt. Die International Chamber of Commerce (ICC) veröffentlichte ein Positionspapier, in dem erstmals versucht wurde, „eine praktikable Standardmethodik für diejenigen Mitarbeiter der Unternehmen vorzuschlagen, die für die Durchführung von Umweltschutz-Audits zuständig sind“. (ICC, 1991, S. 184)

Dieses Positionspapier der ICC stellt somit den Beginn von Standardisierung und Normierung im Umweltmanagement dar. (WAGNER UND JANZEN, 1994, S. 582)

Kurz darauf wurde diese Idee von der Kommission und dem Rat der Europäischen Union aufgegriffen und zur EG-Öko-Audit-Verordnung ausgearbeitet. (NÖSLER, 1995, S. 20)

Auch in Europa wurden währenddessen auch ohne Verordnung schon Umweltaudits durchgeführt. Vorreiter in der Automobilbranche in Europa war Volvo. Die Schweden führten bereits 1990 Umwelt-Audits in ihren Werken durch. (INSTITUT FÜR UMWELTMANAGEMENT GMBH, 1992, S. 15)

Bereits zu dieser Zeit lässt sich bei der Durchführung der **Umwelt-Audits** in den USA und in Europa ein Unterschied feststellen. Während in den USA das Umwelt-Audit eher dazu benutzt wurde, die Rechtskonformität des Betriebs zu kontrollieren und sicherzustellen, stellte man in Europa eher die Tendenz fest, dass Umwelt-Audits schon in einen weiteren Kontext - Umweltmanagement zur langfristigen Sicherstellung des Umweltschutzes - gesehen wurde. Hier ging es eher darum, ökologische Verantwortung zu übernehmen, als nur um das Vermeiden von Haftungsfällen. (WÜRTH, S., 1993, S. 128)

Am 15./16. Dezember 1992 beriet der Umweltministerrat der EG über die Entwurfsfassung für eine EG-Verordnung³⁴ über Umweltmanagement und Umwelt-Audit-Verfahren für Industriebetriebe. Lediglich die deutsche Delegation sprach sich damals gegen den vorliegenden Vorschlag aus. Schließlich erreichte man am 23. März 1993 eine Einigung.³⁵ Die endgültige Fassung der „Verordnung des Rates über die freiwillige Beteiligung gewerblicher Unternehmen an einem Gemeinschaftssystem für das Umweltmanagement und die Umweltbetriebsprüfung“ auch **EMAS** (Environmental

³⁴ An dieser Stelle sei bemerkt, dass es EG- und nicht EU-Verordnung heißen muss. Schuld an der sehr häufigen falschen Bezeichnung ist die komplizierte Konstruktion der Europäischen Union (EU). Sie besteht nämlich aus drei „Säulen“: den Europäischen Gemeinschaften (EG), der gemeinsamen Außen- und Sicherheitspolitik (GASP) und der Zusammenarbeit in den Bereichen Inneres und Justiz. Nur die EG kann Rechtsakte erlassen, in den beiden anderen Bereichen können lediglich rechtlich nicht bindende Beschlüsse gefasst werden. Aus diesem Grund muss es also EG-Öko-Audit-Verordnung heißen. (ALPERS, A., 1995, S. 4)

³⁵ Die EG-Öko-Audit-Verordnung sollte nach Art. 130 s, also auf der Grundlage des Umweltkapitels im EWG-Vertrag, verabschiedet werden. Somit war eine einstimmige Entscheidung im Ministerrat erforderlich.

Management and Auditing Scheme) genannt, wurde am 29. Juni 1993 als so genannter A-Punkt verabschiedet und ist seit dem 11. April 1995 wirksam. (FÜHR, 1993 b, S. 147)

Nach Art. 189 II EGV galt sie unmittelbar in allen Mitgliedstaaten. (BENDER, SPARWASSER, ENGEL, 1995, S. 62)³⁶

Geprägt wurde die **EG-Öko-Audit-Verordnung** vom Einfluss Großbritanniens. Durch ihre Vorreiterrolle in Sachen Standardisierung von Umweltmanagementsystemen und Umweltaudits gelang es den Briten, die Umweltpolitik der EU stark zu beeinflussen.³⁷ So weist auch die EG-Öko-Audit-Verordnung große Parallelen zum schon im März 1992 veröffentlichten **BS 7750** auf. BS steht für „British Standard, specification for environmental management systems“ und wurde vom British Standard Institute (BSI), einer dem Deutschen Institut für Normung (DIN) ähnelnden Institution, entwickelt. (FICHTER, 1993, S. 14)

Die Briten hatten damit den weltweit ersten Standard für ein Umweltmanagementsystem entwickelt. Die BSI sah darin ein Instrument, das sicherstellen sollte, dass die Umweltauswirkungen der Aktivitäten der Unternehmen nicht mit der eigenen Umweltpolitik und eigenen Umweltzielen kollidieren. Inhalt des BS 7750 war vor allem die Vorbereitung dokumentierter, systematischer Vorgehensweisen.^{38 39}

Das deutsche Normierungsgremium, der **NAGUS** (Normenausschuss Grundlagen des Umweltschutzes), konnte bei der Gestaltung der EG-Öko-Audit-Verordnung nur sehr geringen Einfluss ausüben, denn er wurde erst 1993 gegründet und zu diesem Zeitpunkt war die EG-Öko-Audit-Verordnung bereits (fast) fertig. (CLAUSEN, 1993b, S. 14)

Mit der EG-Öko-Audit-Verordnung wurde der Versuch unternommen, die Organisation des betrieblichen Umweltschutzes erstens zu vereinheitlichen und zweitens kontinuierlich zu verbessern. Es werden in dieser Verordnung die Voraussetzungen zur Teilnahme am Gemeinschaftssystem formuliert sowie die Instrumente zu ihrer Erfüllung erläutert.

³⁶ In Europa war Volkswagen eines der ersten Unternehmen, das mit seinem Standort Emden an EMAS teilnahm und bereits kurz nach der Verabschiedung von EMAS am 29.09.1995 validiert wurde. (SAGER, G., 1998).

³⁷ Zu den Aktivitäten des BSI siehe WÜRTH, S. (1993).

³⁸ Hieran sieht man, dass der BS 7750 seinen Ursprung im BS 5750, dem Quality System Standard, hat

³⁹ Im März 1997 wurde sie aufgrund der Übernahme der ISO 14001 als Britischer Standard BS EN ISO 14001 zurückgenommen. In der Regel werden bei Erscheinen internationaler Normen, die identisch mit nationalen Normen sind, diese nicht mehr als Zertifizierungsgrundlage benutzt und zurückgezogen. Ein weiteres Beispiel dafür ist die spanische UNE 77-801-94 „Sistemas de gestión medioambiental“ vom Oktober 1994.

Die EG-Öko-Audit-Verordnung ist Teil des Fünften Umweltpolitischen Aktionsprogramms der EG mit dem Titel „Für eine dauerhafte und umweltgerechte Entwicklung“. Die Hauptthemen des Programms sind:

- Klimaveränderung und Artenvielfalt
- Reduzierung des Abfallvolumens
- Bewertung von Umweltrisiken (AENOR, 1996, S. 21)

Mit ihm ändert die EG ihre umweltpolitische Marschroute, denn in den vorherigen Aktionsprogrammen für Umweltschutz waren nur an Industrie und Regierungen gerichtete Rechtsvorschriften enthalten. Jetzt werden aber neben privaten und staatlichen Unternehmen auch Behörden und Bürger berücksichtigt. Bisher wurde die Reduzierung von Emissionen an Luft, Boden, Wasser sowie einzelne Anlagen und die Abfallbehandlung separat behandelt. Jetzt ist es das Ziel, eine integrierte Reduzierung aller an einem Unternehmensstandort auftretenden Umweltauswirkungen aller Produktionsverfahren und Produkte zu erreichen. (FALKE, 1995, S. 4)

Die EG-Öko-Audit-Verordnung übernimmt die Ansätze zum Umweltmanagement in Unternehmen des Positionspapiers der internationalen Handelskammer (ICC) und erweitert sie. Sie sieht sich nicht nur als internes Instrument zur ökologischen Schwachstellenanalyse, sondern fordert auch die kontinuierliche Verbesserung des betrieblichen Umweltschutzes. Dazu setzt die EG-Öko-Audit-Verordnung verbindliche Anforderungen zur Erstellung und Durchführung standortbezogener Umweltpolitik, Umweltprogramme und Umweltmanagementsysteme durch die Unternehmen. Dazu kommt die Bereitstellung von Informationen über den betrieblichen Umweltschutz für die Öffentlichkeit in Form einer Umwelterklärung. Diese soll systematisch, objektiv und regelmäßig von einem unabhängigen und sachkundigen Umweltgutachter validiert werden. (FALKE, 1995, S. 5)

Zum Inhalt der EG-Öko-Audit-Verordnung

Die Verordnung (EWG) Nr. 1836/93 über die freiwillige Beteiligung gewerblicher Unternehmen an einem Gemeinschaftssystem für das Umweltmanagement und die Umweltbetriebsprüfung verfolgt das Ziel, das Umweltverhalten von Unternehmen zu verbessern. Die Verordnung verbindet betriebswirtschaftliche Instrumente des Umweltmanagements und Umweltcontrollings mit nicht ordnungsrechtlichen Kontroll- und Überwachungsverfahren. Das System beruht auf freiwilliger Basis, so können sich die Unternehmen mit einem Standort am System beteiligen und dürfen nach erfolgreicher Validierung und nach Registrierung eine Teilnahmeerklärung in der Öffentlichkeit führen, ohne aber Produktwerbung damit zu betreiben. Um ein Umweltmanagementsystem aufzubauen, sind gewisse Managementinstrumente anzuwenden. Dazu gehört die Definition einer „Umweltpolitik“, die eine Verpflichtung zur kontinuierlichen Verbesserung des betrieblichen Umweltschutzes beinhaltet, die

Formulierung von „Umweltzielen“ für den betrieblichen Umweltschutz in einem „Umweltprogramm“ und ein internes Audit, um die Anforderungen zu überprüfen⁴⁰. All diese Punkte werden auch in einer „Umwelterklärung“ beschrieben, die durch den staatlich zugelassenen, unabhängigen Umweltgutachter für gültig erklärt, also validiert wird.

DIN EN ISO 14001

Im Jahre 1946 wurde die International Organisation for Standardisation (**ISO**) in Genf gegründet. Mitglieder sind die nationalen Normungsorganisationen mit dem Deutschen Institut für Normung (**DIN**) als deutschem Vertreter.

Am 16.08.1991 begann die ISO ihre Arbeit in dem Bereich Umweltmanagement mit der Gründung der Strategic Advisory Group on Environment (**SAGE**). Sie hatte den Auftrag, den Bedarf an Umweltmanagement-Normen zu untersuchen und gegebenenfalls Handlungsvorschläge zu machen. Aufgrund des festgestellten Bedarfs und der fehlenden Kompetenz im Technical Committee 176 (TC176), das die ISO-9000-Serie zum Qualitätsmanagementsystem bearbeitet, wurde das Technical Committee 207 (TC 207) im Juni 1993 in Toronto gegründet. Es hatte die Aufgabe, die sog. ISO 14001 zum Umweltmanagement und Umwelt-Audit zu entwickeln. (KOCH, A., 1994, S. 37-43)

Nach mehreren Entwürfen lag die fertige ISO 14001 der Öffentlichkeit zur Stellungnahme vor, und im August 1996 wurde sie schließlich als Norm ISO 14001 „Umweltmanagementsysteme – Spezifikation mit Anleitung zur Anwendung“ verabschiedet und ohne Änderungen als Europäische Norm (EN ISO 14001) übernommen. Mit ihr wurden die Normen ISO 14010 „Leitfäden für Umweltaudits – Allgemeine Grundzüge“, ISO 14011 „Leitfäden für Umweltaudits – Auditverfahren – Audit von Umweltmanagementsystemen“ und ISO 14012 „Leitfäden für Umweltaudits – Qualifikationskriterien für Umweltauditoren“ verabschiedet. (BAUMAST, A., 1998, S. 50)

Phase 4

In Europa ist in der Begeisterung für die Implementierung vom **Umweltmanagementsystemen** ein klares Nord-Süd-Gefälle zu erkennen.⁴¹ Während sich Griechen und Portugiesen so gut wie gar nicht mit Umweltmanagement beschäftigen, ist weiter nördlich, vor allem in Deutschland, der Punkt erreicht, an dem inzwischen die Teilnahme an EMAS deutlich zurückgeht. Eine Ausnahme im Hinblick auf das Umweltmanagement noch nicht so weit entwickelten Südeuropa bildet Spanien. Dort sind mittlerweile 430 Standorte nach ISO 14001 zertifiziert und 61 Standorte nach EMAS validiert

⁴⁰ Zum Umfang des Umwelt-Audits siehe ausführlich NIEMEYER, A. UND SARTORIUS, B., 1992. S. 311-327

(Stand Juli 2000), und es ist derzeit ein regelrechter Boom zu verzeichnen. (UMWELTBUNDESAMT, 2000c, S. 9)

Gründe für die derzeit schlechte EMAS-Teilnahme in Deutschland sind:

- kaum Akzeptanz in der Öffentlichkeit
- lediglich geringe Einsparungspotentiale
- Versprechen der Deregulierung bisher nicht eingehalten (ORTHMANN, F., 1998, S. 131-142)
- immer mehr Unternehmen streben eine Zertifizierung nach ISO 14001 an⁴²

Auf Kosten von EMAS streben in Deutschland, Spanien, Großbritannien, den Niederlanden und Schweden immer mehr Unternehmen eine Zertifizierung nach ISO 14001 an.⁴³ In Deutschland, dem bisher führenden EMAS-Land, haben im Sommer 2000 nun auch die nach ISO 14001 zertifizierten Standorte (2.300) die nach EMAS validierten Standorte (2.083) überholt. (UMWELTBUNDESAMT, 2000c, S. 9)

Auf diesen Trend hat die Kommission reagiert und mittlerweile liegt der Revisionsvorschlag der Kommission zur EG-Umwelt-Audit-Verordnung EMAS II in seiner Fassung vom 02.07.1999 vor. Auf internationalem Parkett wurde die ISO 14031 zur Umweltleistungsbewertung erarbeitet und am 2. August 1999 verabschiedet.

1.4 ZUSAMMENFASSUNG

Es wurden die verschiedenen Motivationen und Einflüsse auf die Entwicklung des Umweltmanagements dargestellt. Als erstes Instrument des betrieblichen Umweltmanagements kann das Compliance-Audit gesehen werden. Es wurde in erster Linie als Kontrollinstrument für die gesetzlichen Anforderungen im Umweltschutz genutzt. Im Laufe der Zeit wurde daraus das präventiv agierende Umweltmanagement, das sich auf Grund verschiedener gesetzlicher Neuerungen immer öfter eines modernen Managementsystems, in diesem Fall eines Umweltmanagementsystems, bedient.

Heute ist die Umweltmanagementbewegung am Kulminationspunkt angelangt. In einem undurchsichtigen Regelwerk auf nationaler (DIN), europäischer (EN) und internationaler (ISO) Ebene und

⁴¹ Dies erkannte auch schon KOCH, A. (1993).

⁴² Zum Wettbewerb von ISO 14001 und EMAS siehe ausführlich THIMME, P. (1998, S. 265-286).

⁴³ Vgl. ebenda

privatwirtschaftlicher Normencharakter und auf gesetzlicher Basis finden sich die wenigsten Unternehmen zurecht.⁴⁴ Derzeit gehen deshalb die Teilnahmezahlen zurück und Unternehmen überdenken, ob sie überhaupt weiterhin ein zertifiziertes oder validiertes UMS aufrechterhalten wollen oder ob sie auf ISO 14001 umsteigen sollen. Hier ist eindeutig eine Harmonisierung anzustreben.

⁴⁴ Vgl. GOEBELS, T. (1997, S. 26-41)

2 DIE UMWELTLEISTUNGSBEWERTUNG

Erkenntnis steht vor der Tat⁴⁵

Keywords: Umweltleistung, Umweltaspekt, Management Performance, Operational Performance, Umwelteinwirkung, Umweltauswirkung, direkte/indirekte Umwelteinwirkung, primäre/sekundäre Umwelteinwirkung, Environmental Performance, Evaluation System (EPES), Öko-Effektivität, Öko-Effizienz,

In diesem Kapitel soll zunächst dargestellt werden, worum es sich bei dem Begriff der Umweltleistung handelt, bevor der Frage nachgegangen werden kann, warum es notwendig ist, dass Unternehmen eine Bewertung ihrer Umweltleistung vornehmen. Im weiteren Verlauf dieses Kapitels wird gezeigt, wie diese Umweltleistungsbewertung aussehen kann bzw. welche Verfahren derzeit zur Verfügung stehen.

Schon jetzt sei vorweggenommen, dass die EG-Öko-Audit-Verordnung eine regelmäßige Bewertung aller umweltrelevanten Bereiche eines Standortes fordert und zwar nicht nur derjenigen, die numerisch bewertbar sind. Die Bewertung zielt unter anderem darauf ab, das Auditieren zu unterstützen, und ihr soll eine Steuerungsfunktion zukommen. Dies betrifft natürlich nur die freiwillig an EMAS teilnehmenden Unternehmen. Darüber hinaus kann die Umwelt-Leistungsbewertung, im Englischen „environmental performance evaluation“ (EPE) genannt, auch dazu benutzt werden, die Öffentlichkeit zu informieren, und hat daher auch eine Aufklärungsfunktion. (NEFZER, W. UND NISSEN, U., Juli 1995, Kapitel 2.5.1, S. 3)

Außer von dem Unternehmen selbst und der Öffentlichkeit werden die Ergebnisse einer EPE immer mehr von verschiedenen Anspruchsgruppen, den so genannten Stakeholdern, ganz gezielt genutzt⁴⁶.

⁴⁵ ARISTOTELES

⁴⁶ Vgl. Kapitel 2.4 dieser Arbeit zum Thema: EPE und Shareholder-Value.

2.1 DER BEGRIFF UMWELTLEISTUNG

Betriebswirtschaftliche Leistungswerte wie auch Marktanalysen und die Beobachtung des Verbraucherverhaltens sind für die Existenzsicherung der Unternehmen von außerordentlicher Wichtigkeit. Seit Ende der 80er Jahre wird auch eine Verbindung von Fragen des betrieblichen Umweltschutzes und der ökonomischen Leistungssteigerung diskutiert. Es bedarf nun einer Möglichkeit, die ökologische Leistung, neben der ökonomischen, ebenfalls messbar zu machen. Hinzu kommt, dass die Einführung von betrieblichen Umweltmanagementsystemen eine kontinuierliche Verbesserung im betrieblichen Umweltschutz und somit eine Verbesserung der Umweltleistung erreichen soll. Diesem Trend folgen weltweit mehr und mehr Unternehmen.

Als Erstes soll der Begriff **Umweltleistung** geklärt werden.

Die EG-Öko-Audit-Verordnung beispielsweise fordert zwar eine kontinuierliche Verbesserung des betrieblichen Umweltschutzes (EG-UmwAuditVO Art. 1, Abs. (2), bzw. der „environmental performance“ (Begriff aus der englischen Originalfassung), jedoch wird diese an keiner Stelle der Verordnung explizit erklärt.

Anders ist es in den Umweltmanagement-Normen DIN EN ISO 14001⁴⁷ und 14004⁴⁸. Hier wird die Umweltleistung über die Qualität des implementierten Umweltmanagementsystems definiert. Sie wird in der deutschen Fassung der DIN EN ISO 14001 als „umweltorientierte Leistung“ bezeichnet und definiert als „messbare Ergebnisse des Umweltmanagementsystems einer Organisation in Bezug auf die Beherrschung ihrer Umweltaspekte, welche auf der Umweltpolitik und den umweltbezogenen Zielsetzungen und Einzelzielen beruhen“.⁴⁹

Auch diese Definition ist sehr kritisch zu sehen, denn die ökologischen Folgen oder gar Schäden der Unternehmenstätigkeit werden nicht berücksichtigt. Es wird nur die Qualität der systemischen Aktivitäten betrachtet, die Qualität und die Quantität der Emissionen beispielsweise, also dessen, was eigentlich erst zur Schädigung der Umwelt führt bzw. Auswirkungen hat, wird vom NAGUS nicht berücksichtigt. Außerdem wird zur Erläuterung eines Fachterminus ein weiterer zu erklärender Fachterminus, der Umweltaspekt, eingebracht.

⁴⁷ DIN EN ISO 14001: Umweltmanagementsysteme: Spezifikationen mit Anleitung zur Anwendung.

⁴⁸ DIN EN ISO 14004: Umweltmanagement – Allgemeiner Leitfaden über Grundsätze, Systeme und Hilfsinstrumente.

⁴⁹ Vgl. DIN EN ISO 14001 Punkt 3.8 – Die hier genannten Begriffe werden in den Punkten 3.7 umweltbezogene Zielsetzung, 3.9 Umweltpolitik und 3.10 umweltbezogene Einzelziele definiert.

Aber auch der Begriff des Umweltaspekts wird in der DIN EN ISO 14001 nicht eindeutig erklärt. Dort heißt es: „Die Organisation muss (ein) Verfahren einführen und aufrechterhalten, um jene Umweltaspekte ihrer Tätigkeiten, Produkte oder Dienstleistungen, die sie überwachen kann und bei denen eine Einflussnahme erwartet werden kann, zu ermitteln, um daraus diejenigen Umweltaspekte zu bestimmen, die bedeutende Umweltauswirkungen auf die Umwelt haben oder haben können ...“⁵⁰

In der DIN EN ISO 14031 der Leitlinie zur Umweltleistungsbewertung wird es deutlicher. Dort wird der Begriff Umweltaspekt definiert als: „Derjenige Bestandteil der Tätigkeiten, Produkte oder Dienstleistungen einer Organisation, der in Wechselwirkung mit der Umwelt treten kann.“⁵¹ Auch der Begriff „Wechselwirkung ist nicht richtig, denn es handelt sich nur um die einseitige Einwirkung der Emissionen auf die Umwelt. Umgekehrt hat die Umwelt keinerlei Wirkung auf das Unternehmen.

CADUFF, G. (1998, S. 32) leitet aus den ISO-Definitionen folgende Aussagen ab:

- Die umweltorientierte Leistung bezieht sich auf die Umweltaspekte und somit auf die Umweltauswirkungen von Tätigkeiten, Produkten oder Dienstleistungen der betrachteten Organisation.
- Die Umweltleistung dient der Kontrolle der Zielerreichung. Zielsetzungen und Einzelziele müssen die Verpflichtung zur kontinuierlichen Verbesserung und Vermeidung von Umweltbelastungen beinhalten. Mit der Beschreibung der umweltorientierten Leistung lässt sich die kontinuierliche Verbesserung ausdrücken. Die Forderung nach kontinuierlicher Verbesserung setzt allerdings voraus, dass das Ausmaß der aktuellen Umweltleistung bekannt ist. Die Umweltleistung muss also messbar gemacht werden. Erst dann können Zielsetzung und Einzelziele sowie Korrekturmaßnahmen formuliert werden.
- Die umweltorientierte Leistung sollte Aussagen bezüglich der Wirksamkeit des Umweltmanagementsystems ermöglichen. Sämtliche Managementanstrengungen verfolgen letztlich das Ziel der Reduktion der negativen Umweltauswirkungen. Die Umweltauswirkungen sind eine Funktion der Elementarflüsse, und diese sind wiederum eine Funktion der Aktivitäten über deren gesamten Lebensweg.

⁵⁰ Vgl. DIN EN ISO 14001, Deutsche Fassung vom Okt. 1996, Punkt 4.3.1 Umweltaspekte

⁵¹ Vgl. DIN EN ISO 14031, Deutsche Fassung vom Febr. 2000, Punkt 2.2 Umweltaspekt

Der Begriff der umweltorientierten Leistung wird nach CARDUFF, G. (1998, S. 33) also wie folgt zusammengefasst:

Umweltorientierte Leistung = f (Umweltauswirkungen)
Umweltauswirkungen = f (Elementarflüsse)
Elementarflüsse = f (Σ (Aktivitäten, Produkte, Dienstleistungen) Entsorgung Herstellung)
Mit (Aktivitäten, Produkten, Dienstleistungen) ∈ der Organisation

Er kommt somit zu folgender Definition:

„Die umweltorientierte Leistung beschreibt primär Umweltauswirkungen von Tätigkeiten, Produkten und Dienstleistungen einer Organisation und sekundär die zugehörigen Einflussgrößen.“

Eine weitere Definition der Umweltleistung findet sich in der DIN EN ISO 14031⁵², der Leitlinie zur Umweltleistungsbewertung. Danach ist die Umweltleistung „die Ergebnisse, die aus dem Management der Umweltaspekte einer Organisation resultieren“.⁵³ Hier wird also die Umweltleistung ebenfalls über die Handhabung der Umweltaspekte im Unternehmen beschrieben. Im Gegensatz zur DIN EN ISO 14001 „Umweltmanagementsysteme“ geht die DIN EN ISO 14031 also von einem erweiterten Verständnis der Umweltleistung aus. Während DIN EN ISO 14001 die Umweltleistung nur auf das Umweltmanagementsystem und dessen Ziele bezieht, geht die DIN EN ISO 14031 auch auf die Unternehmenstätigkeiten und den Umweltzustand ein. Außerdem unterscheidet sich die Definition von der in der Umweltmanagement-Norm DIN EN ISO 14001 dahingehend, als dass in dieser keine Messbarkeit der Umweltleistung gefordert wird. An anderer Stelle, nämlich dort, wo die Umweltleistungsbewertung an sich definiert wird, kommt dann die Forderung nach Maßzahlen (Umweltleistungskennzahlen).⁵⁴

Auf der Grundlage dieser Definitionen zur Umweltleistung kann Folgendes abgeleitet werden:

- Um die Umweltleistung eines Unternehmens zu beschreiben, sind zunächst die Umweltaspekte der Tätigkeiten, Produkte oder Dienstleistungen zu identifizieren und die Ergebnisse, die aus

⁵² DIN EN 14031 Umweltmanagement - Umweltleistungsbewertung – Leitlinien, Deutsche Fassung von Febr. 2000, Berlin.

⁵³ Vgl. DIN EN ISO 14031, Punkt 2.7

⁵⁴ Vgl. DIN EN ISO 14031, Punkt 2.8 bis 2.10.2

deren Handhabung und Umgang (also dem Management) erwachsen, festzuhalten und zu bewerten.

- Die Einwirkungen dieser Umweltaspekte auf die Umwelt führen zu Umweltauswirkungen der Tätigkeiten, Produkte oder Dienstleistungen des Unternehmens.

Der Begriff „Bewertung der Umweltschutzleistung“ wurde von ISOs strategischer Umweltberatergruppe SAGE (Strategical Advisory Group of Environment) während der Vorbereitungsphase zur Normierung von Umweltmanagement im Technischen Komitee 207 geprägt. (FICHTER, K. UND CLAUSEN, J., 1998)

In der DIN EN ISO 14031 gibt es schließlich auch eine Definition zur Umweltleistungsbewertung, die da lautet: „Prozess zur Unterstützung von Managemententscheidungen zur Umweltleistung einer Organisation ...“. Dies soll mit zwei Arten von Umweltleistungskennzahlen geschehen, nämlich mit Managementkennzahlen und mit operativen Leistungskennzahlen.⁵⁵

Dieser zweigleisige Ansatz, der sich nun in den letzten Entwürfen der DIN EN ISO 14031 durchgesetzt hat, ist schon seit langer Zeit Diskussionsgegenstand der Wissenschaft.

STAHLMANN UND CLAUSSEN (1999, S.20) gehen differenzierter an die Thematik heran, als sie heute in der Fassung von Februar 2000 der DIN EN ISO 14031 wieder zu finden ist. Sie unterscheiden zwischen Management Performance und Operational Performance. Auf der einen Seite sprechen sie von den management-orientierten Umweltaspekten, wobei es sich um die Leistungen des Managements zur Beeinflussung der Umweltleistung im operativen Bereich handelt. Auf der anderen Seite steht die Beurteilung der Wirksamkeit der Aktivitäten, die zu einer tatsächlichen Reduzierung von Emissionen und anderen Umweltauswirkungen führen (operational performance).

Was sind aber nun **Umweltauswirkungen**?

Ein Beispiel: Die Emission von Stickoxiden (NO_x) an sich ist zunächst keine Umweltauswirkung, sondern nur eine Einwirkung auf die Umwelt. Unter dem Begriff der **Umwelteinwirkung** werden grundsätzlich alle belastenden bzw. negativen Wirkungen der Organisation, des Unternehmens auf die Umwelt verstanden. Dazu gehören beispielsweise Emissionen, Ressourcenverbrauch, Flächennutzung usw. Wenn diese Umwelteinwirkungen über die Pfade Boden, Wasser, Luft auf die Anthroposphäre und die Geosphäre treffen, reagieren diese gegebenenfalls auf diese Einwirkung. Erst die

⁵⁵ Auf die Umweltleistungsbewertung gemäß DIN EN ISO 14031 wird in Kap. 2.3.3 dieser Arbeit ausführlich eingegangen.

Reaktion der Umwelt auf eine Einwirkung stellt schließlich eine **Umweltauswirkung** dar.⁵⁶ Dies ist in Abbildung 2-1 dargestellt.

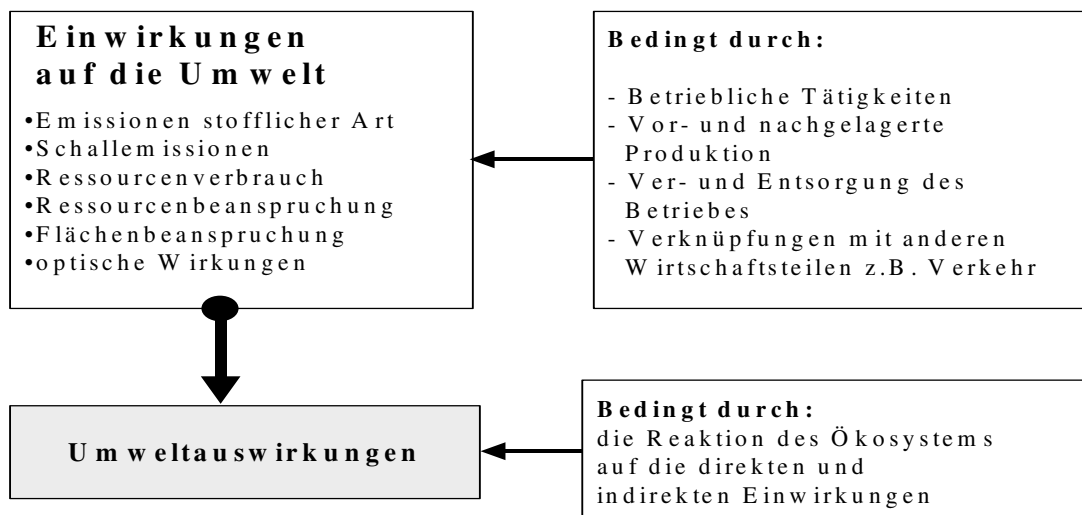


Abbildung 2-1: Umweltauswirkungen (Quelle: TEGEN, F., 2000)

Werden die angesprochenen Stickoxide über den Luftpfad in den Boden eingebracht, können sie zur Bodenversauerung beitragen. Diese Versauerung kann wiederum zu Schäden im Pflanzenwachstum führen. Erst diese Schäden würden die **Umweltauswirkung** darstellen. Das Ausmaß der Umweltauswirkungen hängt damit nicht nur vom Umfang der **Umwelteinwirkung** ab, sondern auch von der Empfindlichkeit und der Vorbelastung von Anthroposphäre und Ökosphäre.⁵⁷ Geht dann die Umweltauswirkung über eine, von der Natur gegebene, Verträglichkeit hinaus und es ist keine ausreichende Regeneration möglich, kommt es zu **Umweltproblemen** wie Waldsterben, Wasserknappheit usw. Diese Kausalkette ist in Abbildung 2-2 schematisch dargestellt.

⁵⁶ Zur Erfassung und Bewertung von betrieblichen Umweltauswirkungen wurde vom UBA ein hilfreicher Leitfaden herausgegeben, vgl. UBA (2000).

⁵⁷ Vgl. GEORGI, B., 2000, S. 40-43. Hier wird eine neuartige Methode zur Erfassung der Umweltauswirkungen vorgestellt, die vom Büro für umweltorientiertes Planen und Wirtschaften in Bonn entwickelt wurde.

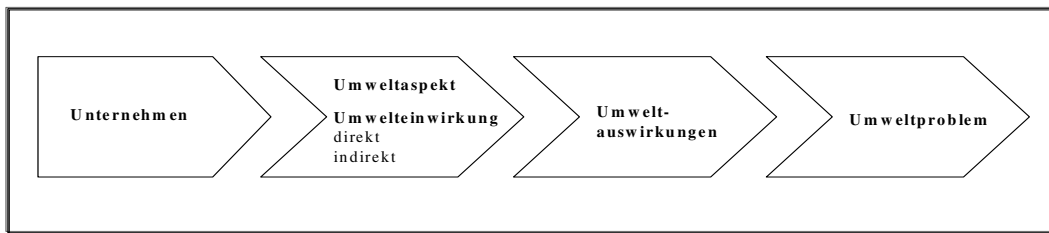


Abbildung 2-2: Kausalkette der Umwelteinwirkungen, -auswirkungen (Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an PAPE, J. 2000, unveröffentlicht)

Nun müssen die Umwelteinwirkungen etwas differenzierter betrachtet werden. So machen ARTHUR BRAUNSCHWEIG und RUEDI MÜLLER-WENK (1993, S. 30 f.) den Vorschlag, die Umwelteinwirkungen zu unterteilen in direkte und indirekte sowie in primäre und sekundäre Umwelteinwirkungen. Umwelteinwirkungen, wie Emissionen, die unmittelbar vom Unternehmen ausgehen, bezeichnet man demnach als direkte Umwelteinwirkungen. Umwelteinwirkungen, die von Zulieferern und Kunden ausgehen werden als indirekte Umwelteinwirkungen des zu betrachtenden Unternehmens bezeichnet. Hierzu zählen Emissionen beim Transport und in der Nutzungsphase beispielsweise des Produktes Auto. Sowohl die direkten wie auch die indirekten Umwelteinwirkungen werden unmittelbar der Natur zugeführt (z. B. Emissionen) oder entnommen (z. B. Brunnenwasser). Findet der Kontakt der Umwelteinwirkung auf die Natur über einen Ver- oder Entsorger statt, spricht man von sekundären Umwelteinwirkungen. Im Gegensatz dazu sind die primären Umwelteinwirkungen zu sehen, die vom Unternehmen selbst ausgehen. Dies ist noch einmal in der folgenden Abbildung 2-3 dargestellt.

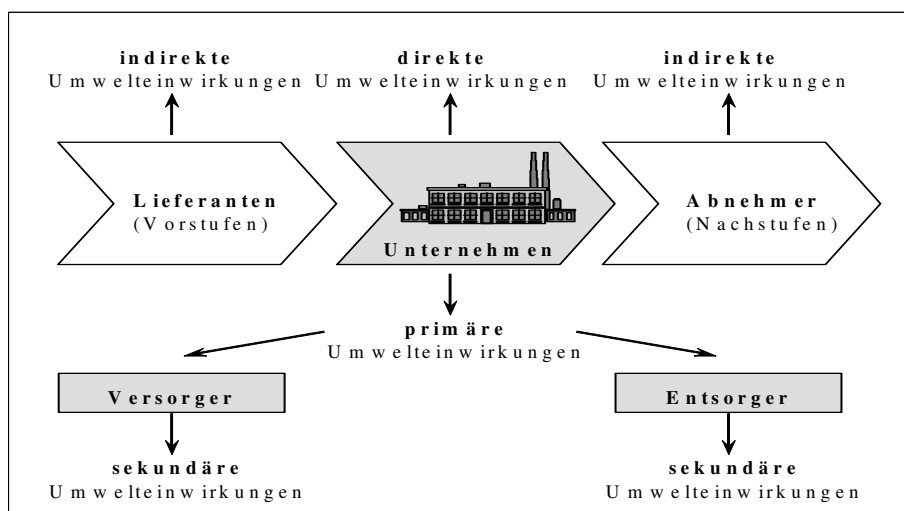


Abbildung 2-3: Arten von Umwelteinwirkungen (Quelle: PAPE, J., 2000, unveröffentlicht)

2.2 ANFORDERUNGEN AN EIN UMWELTLEISTUNGSBEWERTUNGSSYSTEM

In diesem Kapitel wird zuerst die systemische Umgebung eines Umweltleistungs-Bewertungssystems kurz EPES (Environmental Performance Evaluation System) abgesteckt. Dann sollen die Anforderungen an eine Bewertungssystematik für die Umweltleistung aufgezeigt werden, die sich bei der Implementierung eines Umweltmanagementsystems nach EMAS oder ISO 14001 aus deren Regelwerken ergeben. Im Anschluss daran werden noch weitere, darüber hinausgehende Ansprüche an die Umweltleistungsbewertung diskutiert.

Anforderungen aus der EG-Öko-Audit-Verordnung

Wie schon gesehen, fordert die EG-Öko-Audit-Verordnung in Artikel 1 Abs. 2 eine kontinuierliche Verbesserung des betrieblichen Umweltschutzes bzw. der „environmental performance“. In Artikel 1 Abs. 2 Buchstabe b führt sie an, dass eine systematische, objektive und regelmäßige Bewertung der Leistung dieser Instrumente durchzuführen sei (Instrumente sind in diesem Zusammenhang die Umweltpolitik, -programme und -managementsysteme). Dies ist gemäß Artikel 2 Buchstabe f insbesondere im Rahmen der Umweltbetriebsprüfung zu gewährleisten. Nach Artikel 5 Abs. 3 Buchstaben b und c zielt die Leistungsbewertung nicht nur darauf ab, eine effektive Steuerung des Umweltmanagements zu ermöglichen, sondern dient darüber hinaus dazu, die Öffentlichkeit aufzuklären. In der Verordnung heißt es:

„Die Umwelterklärung umfasst insbesondere

- b) eine Beurteilung aller wichtigen Umweltfragen im Zusammenhang mit den betrieblichen Tätigkeiten sowie
- c) eine Zusammenfassung der Zahlenangaben über Schadstoffemissionen, Abfallaufkommen, Rohstoff-, Energie- und Wasserverbrauch und ggf. über Lärm und andere bedeutsame umweltrelevante Aspekte, soweit angemessen.“

Eine unmittelbare Forderung nach einem Umweltmanagement-Leistungsbewertungssystem ergibt sich aus dem Anhang I, Teil B, Nummer 4, Buchstabe e. Hiernach sind im Rahmen eines Umweltmanagementsystems Kriterien in schriftlicher Form als Norm festzulegen, die die Leistung im Umweltschutz charakterisieren. Auch wird in Anhang I unter C in den zu behandelnden Gesichtspunkten unter Punkt 1 eine Beurteilung, Kontrolle und Verringerung der Auswirkungen der betreffenden Tätigkeiten auf die verschiedenen Umweltbereiche gefordert. In Anhang II, Teil B letzter Absatz wird sogar bemerkt: „Die Umweltbetriebsprüfung umfasst die Beurteilung der zur Bewertung des betrieblichen Umweltschutzes notwendigen Daten.“ Wobei nicht nur quantitative Daten (Kennzahlen)

gemeint sein können. Und schließlich wird in Anhang II Teil F unter Punkt 2 c) gefordert, dass der Umweltgutachter in seinem Bericht „über die Feststellungen und Schlussfolgerungen der Betriebsprüfung“ Informationen für die Unternehmensleitung bereitstellen soll „über die Wirksamkeit und Verlässlichkeit der Regelungen für die Überwachung der ökologischen Auswirkungen am Standort.“ So bekommt die Geschäftsleitung von offizieller Stelle Feedback über die Funktionsweise des eingeführten Umweltmanagementsystems bzw. eine offizielle Beurteilung der Umweltleistung des Unternehmens.

Anforderungen der DIN EN ISO 14001

Sind die Anforderungen zur Umweltleistungsbewertung in EMAS sehr explizit, muss man in der DIN EN ISO 14001 sehr genau suchen, bis man einen Hinweis findet. Zwar wird die Umweltleistung definiert, den Begriff der Umweltleistungsbewertung sucht man jedoch vergebens. Nur unter Punkt 4.6 zum „Management Review“ (in der deutschen Fassung mit „Bewertung durch die oberste Leitung“ übersetzt) wird gefordert: „Die oberste Leitung (top management) der Organisation muss das Umweltmanagement in von ihr festgelegten Abständen bewerten, um seine fortlaufende Eignung, Angemessenheit und Wirksamkeit sicherzustellen. ...“

Außer den bereits genannten Anforderungen an eine Umweltleistungsbewertung, die aus den Umweltschutz-Regelwerken EMAS und DIN EN ISO 14001 entnommen wurden, gibt es zwei wesentliche Betrachtungsweisen, die ebenfalls mit einer Reihe von Ansprüchen an ein solches System verbunden sind. So wählen NEFZER UND NISSEN (1995, Stand Juli 1995, Kapitel 2.5.1, S. 1) den Ansatz des **Environmental Performance Evaluation System** (EPES) also des Umweltleistungsbewertungssystems.

Es wird unterschieden zwischen den Anlagen-Verfahren-Produkt-Indikatoren (AVP-Indikatoren) und Organisationsindikatoren. AVP-Indikatoren beziehen sich auf die unmittelbaren Umweltbelastungen, die von Anlagen, Verfahren und vom Produkt ausgehen. Die Organisationsindikatoren haben demgegenüber nur einen mittelbaren Einfluss auf die Umweltbelastung. Sie zeigen auf, inwieweit die Organisation geeignet erscheint, für eine stetige Reduzierung der Umweltbelastung und eine Erhöhung der Umweltschutzleistung zu sorgen. Die Elemente, die von einem EPES berücksichtigt werden müssen, werden in Abbildung 2-4 grafisch in Zusammenhang gebracht.

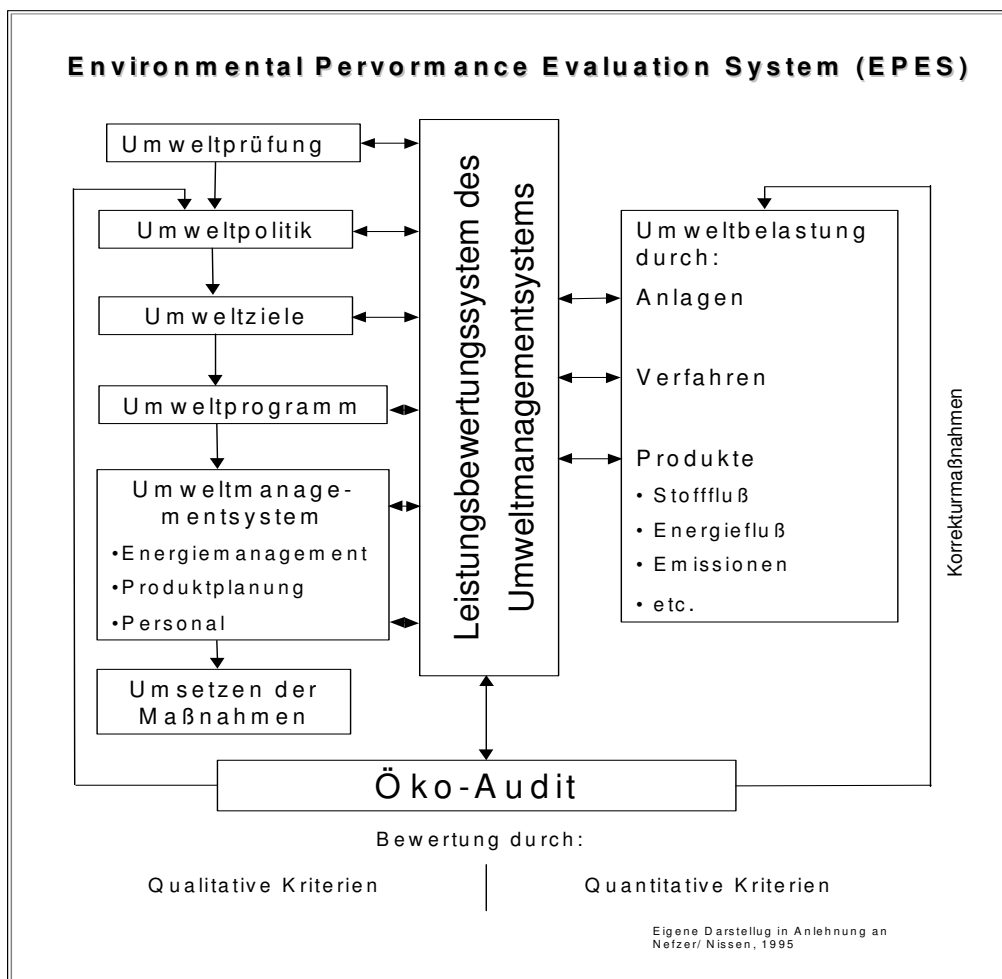


Abbildung 2-4 : Der Aufbau eines Environmental Performance Evaluation Systems (EPES) (Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an NEFZER, W. UND NISSEN, U., 1995, Kap.2.5)

Es handelt sich hierbei um „ein System zur Bewertung der Umweltschutzleistung eines Unternehmens ..., das in verständlicher Weise aufzeigt, inwieweit ein Umweltmanagementsystem eingeführt ist und die hiermit verbundenen Verfahren und Abläufe funktionieren.“ Konkret bedeutet dies, dass es

- einen raschen Überblick über den jeweiligen Stand des betrieblichen Umweltschutzes (einschließlich etwaiger Schwachstellen und Erfolge) ermöglichen sollte, es sollte den Fortschritt der Einführung eines Umweltmanagementsystems aufzeigen;
- einen Rahmen bietet für die Er- und Überarbeitung sowie Festlegung einer Umweltpolitik, der Umweltprogramme und der Umweltziele sowie für Grundlagen von Entscheidungsvorbereitungen;

- im Rahmen durchzuführender Umwelt-Audits alle relevanten Informationen in kompakter Form aufzeigt, so dass das Auditieren ohne große (Informationsbeschaffungs-)Probleme schnell und damit kostengünstig vonstatten gehen kann;
- Informationsgrundlagen anbietet, mit denen die Umweltschutzleistung der Öffentlichkeit (im Rahmen der Umwelterklärung) sowie den Behörden, Kreditinstituten, Versicherungen etc., also den Stakeholdern, aufgezeigt werden kann.

Erfüllt ein EPES die o. a. Anforderungen bietet es auch großen Nutzen. Es kann verwendet werden für:

- periodische Vergleiche der Umweltmanagementleistung eines Standortes
- Vergleiche zwischen Standorten eines Unternehmens und /oder
- Vergleiche zwischen Standorten unterschiedlicher Unternehmen

Dies setzt allerdings voraus, dass allgemeingültige Vorgaben für den Aufbau vorliegen, etwa durch Rechtsvorschriften oder technische Normen, so wie das Bilanzrichtliniengesetz den Aufbau von Geschäftsberichten von Kapitalgesellschaften regelt. Hauptaugenmerk liegt hier auf der Erschaffung eines Systems zum Rating bzw. Benchmarking.⁵⁸

Der zweite Ansatz ist der von STAHLMANN. Er betrachtet zunächst die Umweltleistungsfähigkeit der Unternehmen. Sie äußert sich zum einen in dem Potential, Schwachstellen im Umweltschutz zu identifizieren, um diese dann schnell und effizient zu korrigieren, zum anderen in dem Ergebnis, also in der Erreichung der von der Gesellschaft (und Wissenschaft) geforderten Umweltziele. (STAHLMANN, 1996, S. 71)

Umweltleistungsfähigkeit = Potential + Ergebnis

Das Umweltmanagementpotential lässt sich im Rahmen einer Umweltbetriebsprüfung gemäß EMAS oder in einem Umweltmanagementsystem-Audit nach DIN EN ISO 14001 überprüfen. Gegenstand der Prüfung ist u. a., ob es eine schriftlich formulierte Umweltpolitik gibt, die über operationale, quantitative und qualitative Umweltziele verfügt, die von der strategischen bis zur operativen Ebene herunter gebrochen werden (Top-Down). Des Weiteren wird geprüft, ob es eine funktionierende Umweltorganisation gibt, in der jede Abteilung und jeder Entscheidungsträger seine Verantwortung im Entscheidungsprozess kennt. Ist die Erhebung und die Verteilung von Umweltinformati-

onen in geeigneter Form organisiert? Für diesen Bereich gibt es mit den internen und externen Audits bereits Kontrollinstrumente.

Zwar wird mit der Umweltpolitik, der Umweltorganisation und dem Umweltmanagementhandbuch eine Basis für eine gute Umweltleistung des Unternehmens geschaffen, jedoch ist die Kontrolle dessen noch nicht ausreichend, um sicherzustellen, dass das Ergebnis auch zufrieden stellend ist. Bei der Beurteilung des Ergebnisses muss zwischen **Öko-Effektivität** und **Öko-Effizienz** unterschieden werden.

ASHFORD und MEIMA (1993) beschreiben die „environmental performance“ eines Unternehmens als „extent and effectiveness of actions which the firm takes to mitigate its environmental consequences“ und heben dabei neben dem Umfang der Aktivitäten, die ein Unternehmen unternimmt, um seine Umwelt(aus)wirkungen zu mindern, insbesondere auch die Effektivität dieser Tätigkeit hervor. Unter dem Begriff der „Umweltleistung“ im Sinne einer „environmental performance“ ist somit als weiterer Aspekt neben der Überprüfung der Effizienz der durchgeführten Maßnahmen in Form der Darstellung des Umfangs der tatsächlichen Umwelt(aus)wirkungen insbesondere auch die Effektivität⁵⁹ dieser Aktivitäten darzustellen und damit die erbrachte Umweltleistung in der Form zu bewerten, ob die signifikanten Umweltaspekte ausgewählt und die richtigen Aktivitäten durchgeführt wurden, aber auch, ob diese Aktivitäten zum Ziel führten.

STAHLMANN (1996, S. 72) versteht unter **Effizienz** in Anlehnung an die betriebswirtschaftliche Terminologie die Wirksamkeit von Strukturen und Aktivitäten, das Wirkungsverhältnis zwischen Input und Output, zwischen Kosten und Leistung oder umgekehrt ausgedrückt zwischen Ertrag und Aufwand (Wirtschaftlichkeit, efficiency). Es gilt die Schlüsselfrage: „**Are we doing the things right?**“.

Man unterscheidet zwischen technischen, informationsbedingten, systemischen und logistischen Effizienzsteigerungen.

Technische Effizienzsteigerungen sind die Energiesparlampe, der Einsatz von Magnesium im Automobil⁶⁰ und das 3-Liter-Auto.

Informationsbedingte Effizienzsteigerung heißt, durch aktuelle Informationen über den Bedarf Überkapazitäten abzubauen oder bestehende Kapazitäten besser auszulasten. **Systemische Effizienzsteigerung** heißt, Effizienzpotentiale in ganzheitlicher Betrachtung zu erkennen und beispielsweise Koppelprodukte zu nutzen.

⁵⁸ Vgl. hierzu Kapitel 2.3.5 dieser Arbeit.

⁵⁹ Auch OSTERLOH UND FROST (1996, S. 156 ff) kommen zu dem Ergebnis, dass für die Verbesserung der Umweltleistung die Effizienzsteigerung nicht hinreichend sei, setzt Effizienz doch Effektivität voraus.

⁶⁰ Am Beispiel Magnesium zeigen FRIEDRICH, H. UND SEBASTIAN, W. (1997, S. 50-53) neue Leichtbauweisen in der Fahrzeugfertigung. Sie stellen die ökonomischen und ökologischen Vorteile dieses Werkstoffes dar.

Logistische Effizienzsteigerungen ergeben sich bei Veränderungen im Fertigungslayout, wenn damit eine Minimierung der Durchlaufzeiten und der Lagerbestände einhergeht.(STAHLMANN, V., 1996, S. 72)

SCHALTEGGER (1999, S. 13) definiert die Öko-Effizienz als „die Relation zwischen erwünschter Leistung und verursachter Schadschöpfung“ und gibt folgende Formel an:

$$\text{Öko – Effizienz} = \frac{\text{Wertschöpfung}}{\text{Schadschöpfung}}$$

Unter **Schadschöpfung** versteht er die „Summe aller durch betriebliche Leistungserstellungsprozesse verursachten und ihrer relativen Schädlichkeit gewichteten Umwelteinwirkungen“, wobei er nicht weiter erklärt, wie dieses zu bewerkstelligen ist.

Unter **Effektivität** versteht STAHLMANN (1996, S. 72), wenn der Frage nachgegangen wird, ob überhaupt die richtigen Ziele verfolgt werden und ob diese Ziele schließlich erreicht werden (Effekt = Wirkung, Erfolg). Die Kernfrage lautet: „**Are we doing the right thing?**“⁶¹

Effizienz ist damit eher Mittel zum Zweck und hat mehr operativen Charakter. Hier geht es um die verfahrenstechnisch optimale Kombination der Produktionsverfahren oder um die Stoffzusammensetzung eines Produktes. Bei der Effektivität stehen aber die Sachziele selbst zur Diskussion. Effektivität hat deshalb auch oft einen strategischen Charakter. Fragen wie „Was sollen wir produzieren?“ werden diskutiert.

Zum Schluss noch eine Definition des WBCSD (World Business Council for Sustainable Development),⁶² er gibt folgende Definition zur Öko-Effizienz an: „the delivery of competitively priced goods and services that satisfy human needs and bring quality of life, while progressively reducing ecology impacts and resource intensity throughout the life cycle, to a level at least in line with the earth’s estimated carrying capacity“. (WBCSD, 1999, S. 1 ff.) Hier versucht man, zwei Fliegen mit einer Klappe zu schlagen, nämlich die Realisierung eines gewissen ökonomischen Wohlstandes und gleichzeitig die Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlage. Wohlgemerkt handelt es sich bei dem WBCSD um einen Industrieverband und nicht um regionale Naturschützer.

⁶¹ Zu gleichem Ergebnis kommt DRUCKER, P. F. (1993, S. 16): „Effizienz ist die Fähigkeit Dinge richtig zu tun, Effektivität ist die Fähigkeit, die richtigen Dinge zu tun.“

⁶² Der WBCSD ist ein Zusammenschluss von 120 internationalen Großunternehmen (u. a. auch der Volkswagen-Konzern), die sich aufgrund ihrer Größe der Umwelt und den Prinzipien des Umweltmanagements verpflichtet fühlen. Die Mitgliedsunternehmen erklären sich bereit, ihre Fähigkeiten, Erfahrungen und ihr Wissen auf dem Gebiet des Umweltmanagements dem WBCSD zur Verfügung zu stellen.

Beide Ansätze haben eine grundlegende Gemeinsamkeit. Um die (Umwelt-)Leistung eines Umweltmanagementsystems bewerten zu können, bedarf es Kriterien für den operativen Bereich und Kriterien für den Managementbereich. Ob diese auf der einen Seite als AVP-Indikatoren oder als Kennzahlen der Öko-Effizienz und Öko-Effektivität und auf der anderen Seite als Organisations-Indikatoren oder Managementpotential angesehen werden, ist von untergeordneter Relevanz. Jedoch unterscheiden sich diese Kennzahlen zur Darstellung der Umweltleistung ganz deutlich von den Kennzahlen zur Bewertung von Umweltauswirkungen. Letztere werden beispielsweise beschrieben durch den „Schadschöpfungsindex“⁶³ oder die „Materialintensität pro Serviceintensität“ (MIPS)⁶⁴

In Kapitel 2.4 wird dann geprüft, ob die in der Praxis angewandten Instrumente geeignet sind, diesen Anforderungen und Ansprüchen gerecht zu werden. Vorher wird aber in Kapitel 2.3 darauf eingegangen, warum es notwendig ist über die Umweltleistung des eigenen Betriebs Bescheid zu wissen.

2.3 UMWELTLEISTUNGSBEWERTUNG UND DER SHAREHOLDER-VALUE

In diesem Kapitel wird gezeigt, warum es unternehmerischer Sicht wichtig sein kann, die Umweltleistung zu messen. In diesem Zusammenhang wird deutlich gemacht, was sich hinter dem Begriff **Shareholder-Value** verbirgt, und es wird geprüft, ob es einen Zusammenhang zwischen der Umweltleistungsbewertung und dem Shareholder-Value gibt.

Seit bekannt ist, dass ein negatives „**Umweltimage**“, das entstanden ist durch Störfälle, die auch in die Medien gelangten, sich negativ auswirkt auf die Ertragslage eines Unternehmens, nimmt auch das Interesse an der Umweltschutzleistung der Unternehmen bei Aktionären (den sog. **Shareholdern**), Banken, Versicherern und Wirtschaftsprüfern zu. (FICHTER, K. UND GRÜNEWALD, M., 1995, S. 1)

Bisher hatte die Umweltschutzleistung bei der Bewertung von Unternehmen keine Berücksichtigung gefunden. In den letzten Jahren jedoch hat sich zur Unternehmensbewertung das Konzept des Shareholder-Values durchgesetzt. Bisher wurde der Wert eines Unternehmens mit Daten des Rechnungswesens wie Umsatz und Gewinn, also vergangenheitsorientiert, beurteilt. Diese Vorgehensweise war

⁶³ Vgl dazu ausführlich: SCHALTEGGER, S. UND STURM, A. (1995).

⁶⁴ Dieser Ansatz wurde entwickelt von FRIEDRICH SCHMIDT-BLEEK (1993) und weiterentwickelt von JÜRGEN MALLEY, 1996, S. 107 ff.

für Aktionäre, die der potentielle zukünftige Erfolg des Unternehmens interessiert nur wenig geeignet. (SCHALTEGGER, S. UND FIGGE, F., 1998, S. 5 ff.)

An dieser Stelle setzt nun das Shareholder-Value-Konzept an. Eigentlich handelt es sich dabei um eine herkömmliche Investitionsrechnung zur Beurteilung von Aktien und anderen Finanzanlagen. Er ist nichts anderes als der Gegenwartswert des zukünftigen freien Cashflows eines Unternehmens. (COPELAND, T., KOLLER, T., MURRIN, J., 1993, S. 72 ff.)

$$\text{Shareholder - Value} = \sum_{i=1}^{\infty} \text{FCF}_n \times \frac{1}{(1+i)^n} - \text{FK}$$

Formel 1 Der Shareholder-Value

FCF= freier Cashflow

n= Anzahl der Perioden

i= Diskontsatz

FK= Fremdkapital

Das Shareholder-Value-Konzept zielt auf den zu erwartenden freien Cashflow ab, weil nur dieser zur Befriedigung der Kapitalgeber führen kann.

Der Unternehmenswert $\sum_{i=1}^{\infty} \text{FCF}_n \times \frac{1}{(1+i)^n}$ wird durch Diskontierung des freien Cashflows

ermittelt. Wird davon das Fremdkapital (FK) abgezogen, so erhält man den Shareholder-Value, also den Wert der den Aktionären zusteht. (SCHALTEGGER, S. UND FIGGE, F., 1998, S. 6)

Wie kann aber nun ein Umweltmanagementsystem dazu beitragen den Shareholder-Value bzw. die **Rentabilität** des Unternehmens zu erhöhen (WBCSD, 1997, S. 9)?

- Indem es die Öko-Effizienz und somit auch die Produktivität steigert.
- Indem es daran angeschlossen die Materialdurchlaufmenge reduziert. So werden Einkauf-, Lager- und Abschreibungskosten verringert.
- Indem es in Zukunft anfallende Kosten für Umweltrisiken antizipiert und rechtzeitig Rückstellungen aufgebaut werden können (z. B. zukünftig anfallende Kosten für die Sanierung von Altlasten).
- Indem es ein kapitalextensives Wirtschaften fördert. So zeichnet sich der integrierte Umweltschutz durch die Vermeidung von kapitalintensiven Investitionen für End-of-Pipe-Technologien

aus. End-of-Pipe-Technologien sind aber nicht nur kapitalintensiv bei der Beschaffung, sondern verschlingen auch hohe Betriebskosten.

- Indem es umsatzsteigernd wirkt. Diesem Anspruch kann nur der gerecht werden, der eine „grüne“ Produktlinie etablieren kann. Nicht immer ist diese auch umsatzsteigernd. Ein Negativbeispiel bilden die Öko-Waschmittel. Durch die Werbung für die ökologischen Produkte haben Henkel und andere Hersteller das Gegenteil erreicht. Große Umsatzeinbußen mussten hingenommen werden, denn bei den deutschen Hausfrauen herrscht die Irrmeinung vor, dass die Öko-Waschmittel nicht so tief rein waschen. Heute sind die Produkte immer noch biologisch abbaubar; aber seitdem nicht mehr explizit mit dem Attribut „Öko“ geworben wurde, sind die Umsätze wieder gestiegen.

Zu einer **ökologieinduzierten Unternehmenswertsteigerung** kam es bei dem Unternehmen Body Shop.⁶⁵ Dies zeigt Abbildung 2-5

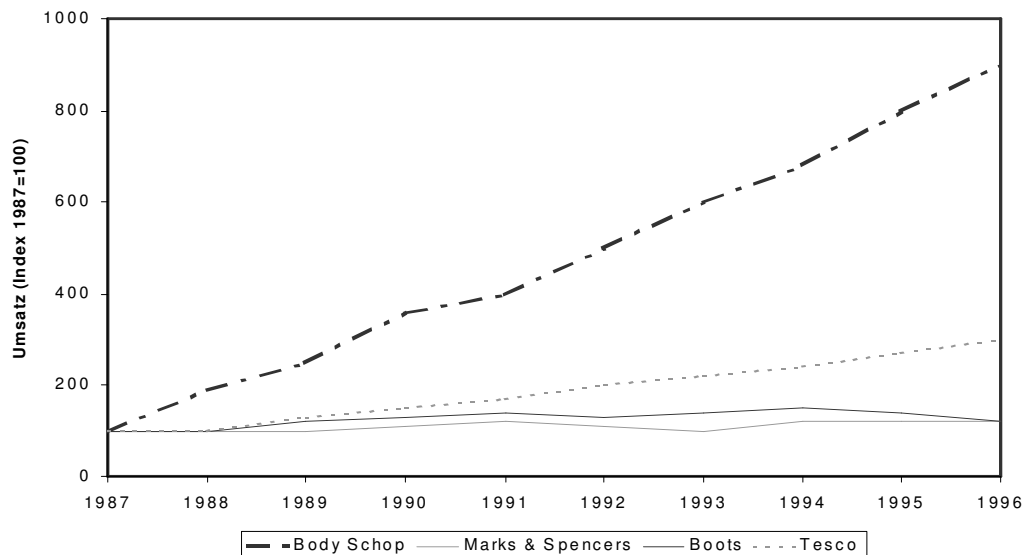


Abbildung 2-5: Umsatzentwicklung Body Shop im Vergleich zu anderen britischen Detailhandelsunternehmen (Quelle: SCHALTEGGER, S. UND FIGGE, F., 1998, S. 26)

Bei diesem ökologieinduzierten ökonomischen Zusatznutzen spricht man vom so genannten „**Added Value**“. Der Added Value äußert sich bei den Anbietern öko-effizienter Produkte und Dienstleistungen in höheren Gewinnmargen, verbessertem Unternehmensimage, intensiveren Kundenbindungen oder in einem größeren Potential, sich an Änderungen der Umweltgesetzgebung anzupassen. (SCHOLL, G. U. UND CLAUSSEN, J., 1999, S. 10)

Neben der Tatsache, dass Anleger immer stärker an Informationen zur ökologischen Leistungsfähigkeit bzw. an Umweltsleistungsdaten interessiert sind, weil diese den Shareholder-Value beeinflussen können, stehen immer mehr auch sogenannten Sustainability Indicators in der Diskussion.⁶⁶ Viele Elemente der nachhaltigen Entwicklung stehen nicht im Widerspruch zu einer Optimierung des Shareholder-Value. Dies ist vor allem die Öko-Effizienz mit ihren Elementen Reduzierung der Material- und Energieintensität, die Verlängerung der Lebensdauer der Produkte und die Verbesserung ihrer Recyclingfähigkeit. (NIEDERER, U., 1999, S. 96-105)

Es gibt allerdings auch Aspekte, die sich nicht mit einer Verbesserung des Shareholder-Value um jeden Preis vereinbaren lassen. Will das Unternehmen weiterhin nicht nur am Markt, sondern auch in der Gesellschaft erfolgreich sein, muss es nämlich neben seiner Rentabilität auch seine **Legitimität** sicherstellen. Das bedeutet unter Umständen den Verzicht auf Maßnahmen, die rein rechnerisch zu einer größeren Steigerung des Shareholder-Value führen würden. Dazu gehören Entscheidungen aus dem sozialen Bereich, wie z. B. für Arbeitsplatzergonomie, für Arbeitssicherheit und für Arbeitsplatzsicherung.

Dass Umweltfaktoren einen Einfluss auf den ökonomischen Erfolg haben, ist heute weitgehend unbestritten.⁶⁷ Allerdings ist kein eindeutiger Zusammenhang zwischen dem unternehmerischen Umweltschutz und dem unternehmerischen Erfolg nachweisbar. Nur ein geschickt agierendes Umweltmanagement kann auf den Shareholder-Value positiven Einfluß nehmen. Trotzdem liegen Umweltfonds und Sustainability Funds hoch im Kurs. Abbildung 2-6 zeigt ein Beispiel für einen Eco-Efficiency Fund, den Storebrand Scudder Environmental Value Fund⁶⁸. Er wird dem Morgan Stanley's Capital International World Index (MSCI-World Index) gegenübergestellt.

⁶⁵ Das bekannte Beispiel Body Shop Naturkosmetik wird ausführlich diskutiert bei SCHALTEGGER, S. UND FIGGE, F., 1998, S. 24-27, bei WÜRTH, S., 1993, S. 130 ff. und bei BAUMAST, A., 1998, S. 46.

⁶⁶ Die Rating-Agentur hat einen Fragebogen entwickelt zum Coporate-Responsibility-Rating, das das reine Öko-Rating ablösen soll.

⁶⁷ In: WBCSD (1997) werden die möglichen Zusammenhänge zwischen Umweltschutzmaßnahmen und ökonomischem Erfolg an mehreren Unternehmensbeispielen aufgezeigt.

⁶⁸ Hierbei handelt es sich um einen Fonds, der von Norwegens führender Versicherungsgesellschaft Storebrand und den US-Investment-Managern Scudder, Stevens und Clark 1996 emittiert wurde.

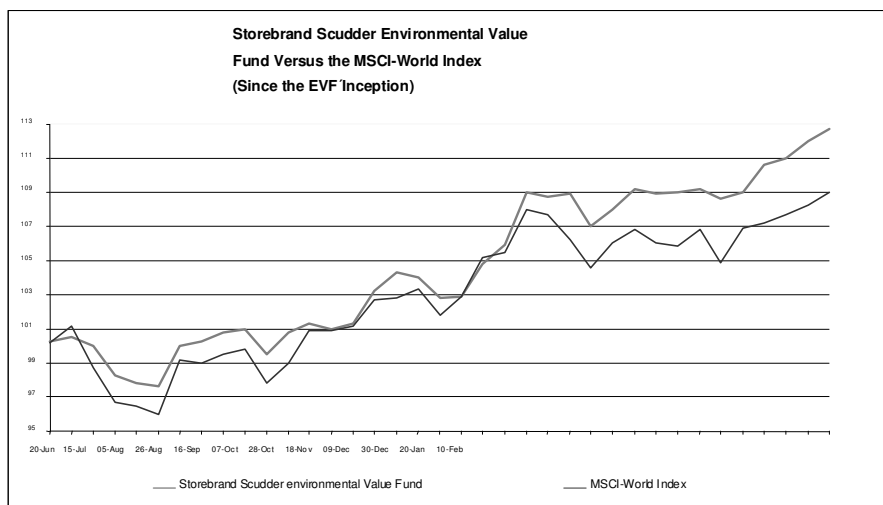


Abbildung 2-6: Die Kursentwicklung des Storebrand Scudder Environmental Value Fund gegenüber dem MSCI-World Index (Quelle: WBCSD, 1997, S. 24)

Fazit

Zwar ist nicht nachgewiesen, dass eine gute Umweltschutzleistung unmittelbar positiven Einfluss auf den Shareholder-Value hat, jedoch ist unbestritten, dass eine gute Umweltschutzleistung einen großen Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung leistet. Anleger, die langfristig anlegen wollen, kommen nicht darum herum, sich für die Umweltleistung der Unternehmen zu interessieren, dessen Aktien in ihrem Besitz sind. Von Seiten des Finanzmarktes gibt es also einen großen Bedarf für Indikatoren, die diese Umweltleistung möglichst zuverlässig wiedergeben.

Auch ist es sicherer, in Unternehmen zu investieren, die über ein gut funktionierendes UMS verfügen, denn sie sind nachgewiesenermaßen weniger störfallanfällig, und Störfälle sind bekanntermaßen sehr imageschädigend, was wiederum den Aktienkurs eines Unternehmens empfindlich sinken lässt.⁶⁹

2.4 DIE VERSCHIEDENEN VERFAHREN DER UMWELTLEISTUNGSBEWERTUNG

Die in der Praxis angewandten Verfahren der Umweltleistungsbewertung werden in diesem Unterkapitel erläutert und auf ihre Eignung hin analysiert. Hierbei handelt es sich um praktikable Ansätze, die sich auf Grund ihrer Verständlichkeit und Einfachheit bei den Unternehmen durchgesetzt

haben. Eine Ausnahme bildet der Hermeneutische Umwelleistungszirkel (HUZ), der den theoretisch korrekten Weg der Umwelleistungsbewertung darstellt, der aber die meisten Unternehmen durch den größeren Aufwand überfordern würde. Die ABC-Analyse wird derzeit von vielen Unternehmen zur Beschreibung, Bewertung und Priorisierung der Umweltaspekte benutzt, hat aber bei der Bewertung der Umwelleistung noch keinen großen Anklang gefunden.

2.4.1 Verbal-argumentative Bewertungsverfahren

Unter dem Oberbegriff der verbal-argumentativen Verfahren werden eine ganze Reihe von Bewertungsverfahren zusammengefasst, denen gemeinsam ist, dass die Bewertung mit den Mitteln der Alltagssprache vorgenommen wird. (JAKOBY, C., 1992, S. 11)

Sie sind zudem einfach anzuwenden und in der Praxis weit verbreitet. Verbal-argumentative Verfahren eignen sich besonders gut, will man bei den Anspruchsgruppen und bei den bei der Bewertung beteiligten Mitarbeitern die Auseinandersetzung mit der Natur und dem Umweltschutz fördern. Sie kann in Verbindung „mit umfassenden Sachbilanzen (Betriebs-, Prozess-, Produktlinien- und Standortbilanz)⁷⁰ ehrlicher sein als scheinpräzise Zahlenwerke, die auf wackeligen Grenzwertberechnungen (bzw. -kompromissen) stehen.“ (STAHLMANN, V., 1996, S. 71) Verbal-argumentativ werden z.B. die Sachbilanzen und Input/Output-Tabellen in den ausgezeichneten⁷¹ Umweltberichten der Volkswagen AG⁷² und anderer Unternehmen (Oetker, Henkel, Kunert, Deutsche Bahn) kommentiert.

Schließlich ist ein Argument für diese Verfahren, dass Umweltinformationen nicht nur komplex, dynamisch und unsicher, sondern oftmals schlichtweg nicht quantitativ erfassbar sind („Was kostet das Aussterben einer Pflanzenart?“).

Aus diesem Grund werden gerade für besonders komplexe Bewertungsaufgaben – und dazu zählt sicher auch die Umwelleistungsbewertung – verbal-argumentative Verfahren öfter als die angemessenere Nutzwertanalyse empfohlen. So besagt die Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausführung des UVP-Gesetzes: „Da eine quantitative Gesamtbewertung von Umweltauswirkungen mangels Ver-

⁶⁹ Siehe Abbildungen 1 und 2 in Kapitel 1.2

⁷⁰ Wie z. B. nach dem IÖW Ansatz, siehe dazu ausführlich HALLAY, H. UND PFRIEM, R. (1992).

⁷¹ Im Ranking der Zeitschrift Capital, des IÖW (Institut für ökologische Wirtschaftsforschung) und des Unternehmerverbandes Future wurde der Umweltbericht der Volkswagen AG im Mai 1998 in einem Vergleich von 150 Umweltberichten als bester Umweltbericht aus dem Kreis der DAX-Werte ausgezeichnet. Insgesamt belegte er den zwölften Platz.

⁷² Vgl. Umweltbericht 1997 der Volkswagen AG, Sachbilanz Golf, S. 14 f.

rechnungseinheit grundsätzlich unmöglich ist, beruht eine medienübergreifende Bewertung von Umweltauswirkungen letztlich auf qualitativen Gesichtspunkten“.⁷³

Typisch für alle rein verbal-argumentativen Bewertungen ist, dass die Ergebnisse ausschließlich in Worten ausgedrückt werden. Sie werden nicht in Noten und auch nicht in Punkte oder Zielerreichungsgrade gefasst. Verbale Skalierungen wie „umweltneutral – gering belastend – belastend – stark belastend“ hingegen sind zulässig und unverzichtbar. (POSCHMANN, C., ET AL., 1998, S. 87)

Dies bezieht sich auf die Folgenbewertung, der eine Analyse oder ein quantitativ wissenschaftliches Arbeiten, wie etwa die Erhebung von Umweltkennzahlen oder Umweltleistungsindikatoren, vorausgegangen sein kann.

Im Rahmen der Umweltleistungsbewertung sollten verbal-argumentative Verfahren dort Anwendung finden, wo es um die Bewertung von nicht quantifizierbaren Zusammenhängen geht, wie etwa die Effektivität der Umweltleistung, das Managementpotential und die Management Performance. Letzterer sind beispielsweise die Kommunikation und die Aus- und Weiterbildung der Mitarbeiter zuzuordnen. Zwar werden Versuche einer Quantifizierung unternommen und so genannte Umweltmanagementkennzahlen entwickelt⁷⁴, aber sie sind am Ende nicht aussagekräftiger als eine verbal-argumentative Aussage.⁷⁵

Eine Unterart der verbal-argumentativen Bewertungsverfahren, die aber einen deutlich höheren Formalisierungsgrad aufweist, ist der Paarvergleich. Dieser spielt aber im Zusammenhang mit der Umweltleistungsbewertung derzeit noch keine Rolle und wird deshalb erst in Kapitel 5.3.2 dieser Arbeit erläutert.

2.4.2 Die ABC-Analyse

Die Methode der ABC-Analyse wurde von Vilfredo Pareto (1848-1923) Ende des 19. Jahrhunderts entwickelt.⁷⁶ Die erste bekannt gewordene industrielle Anwendung der ABC-Analyse gab es Anfang der 50er Jahre in der Materialwirtschaft.⁷⁷ Sie wurde im Zusammenhang mit

⁷³ Vgl. Verwaltungsvorschrift zur Ausführung des Gesetzes über die Umweltverträglichkeit (UVPVwV) (1994), S. 16 zitiert in POSCHMANN, C., ET AL., 1998, S. 87.

⁷⁴ Vgl. BUNDESUMWELTMINISTERIUM UND UMWELTBUNDESAMT, 1997, S. 31. Hier werden verschiedene Umweltmanagementkennzahlen entwickelt.

⁷⁵ Siehe dazu ausführlich Kapitel 4 dieser Arbeit.

⁷⁶ Der in der Eisenindustrie tätige Ingenieur gründete später als Professor der Lausanner Schule der Nationalökonomie eine exakte Wirtschafts- und Sozialtheorie. Hierbei kam er auch zu der Feststellung, dass zu seiner Zeit etwa 80 % des Reichtums im Besitz von 20 % der Menschheit war. Daher wird die ABC-Analyse auch als Pareto-Analyse oder 80/20-Regel bezeichnet. Vgl. Management-Enzyklopädie, 1982, S. 19.

⁷⁷ Die Vorgehensweise in der Materialwirtschaft wird in WITT, F.-J., 1997, S. 1 f. ausführlich erläutert.

Rationalisierungsbemühungen bei der Materialbestellung in der Turbinenfertigung des US-Unternehmens General Electric benutzt. (SCHULTE, 1996, S. 1)

Die ABC-Analyse ist wie die Nutzwertanalyse⁷⁸ auch den relativ abstufenden Bewertungsverfahren zuzuordnen. Sie hat heute ein breites Anwendungsspektrum erreicht, das vom Controlling über das Zeitmanagement⁷⁹ bis hin zum betrieblichen Umweltschutz reicht. Hier wird sie häufig eingesetzt, um die Umwelteinwirkungen von Unternehmen zu bewerten. Es werden Roh- und Betriebsstoffe und mögliche Substitute so wie Energieträger, Emissionen und Produkte hinsichtlich ihrer Belastungspotentiale bewertet. (BUNDESUMWELTMINISTERIUM UND UMWELTBUNDESAMT, 1995, S. 124)

In der Literatur wird sie oft zur Bewertung von Stoffströmen, deren Umweltauswirkungen schwierig messbar sind, empfohlen.

Die Einstufung erfolgt nach dem **ABC-Raster** entsprechend der ökologischen Relevanz und weist somit auf die Dringlichkeit des Handlungsbedarfs hin:

A = besonders relevantes ökologisches Problem, hoher Handlungsbedarf

B = ein ökologisches Problem besteht, Handlungsbedarf jedoch nicht so dringend

C = nach vorliegendem Kenntnisstand besteht keine ökologische Problematik, kein Handlungsbedarf (LEHMANN UND STEINFELDT, 1995, S. 50)

Dieses Raster ist, wie schon erwähnt, in der Wirtschaft als Instrument der Rationalisierung bekannt geworden, das eine große Menge von Fakten und Daten sortieren kann, so dass „die Spreu vom Weizen getrennt wird“. Dadurch soll erreicht werden, dass die knappe Zeit der Führungskräfte auf diejenigen Punkte gelenkt wird, die eine hohe Effizienzsteigerung (was aus ökonomischer Sicht gleichzusetzen ist mit Renditesteigerung und Kostensenkung) mit verhältnismäßig geringem Aufwand versprechen. Analog kann diese Erkenntnis aus der Ökonomie auf die Steigerung der Öko-Effizienz⁸⁰ eines Unternehmens übertragen werden. (STAHLMANN, 1994, S. 189)

Die folgende Tabelle zeigt ein Praxisbeispiel der Anwendung der ABC-Analyse. Hier wird sie benutzt zur Bestimmung der Bedeutung von Umweltaspekten:

⁷⁸ Siehe ausführlich Kapitel 5.3.1

⁷⁹ Vgl. dazu SEIWERT, L. J., 1991, S. 26-35.

⁸⁰ Vgl. dazu ausführlich Kapitel 2.2

Tabelle 2-1 : Kriterien für die Bestimmung der Bedeutung von Umweltaspekten (Quelle: JAECKLIN, A., 2000, S. 8)

Umweltaspekte (normale u. abnormale Betriebsbedingungen)	A Hohe Umweltrelevanz	B Mittlere Umweltrelevanz	C Geringe Umweltrelevanz
Emissionen	Große Mengen der verbrauchten Stoffe	Mittlere Mengen der verbrauchten Stoffe	Kleine Mengen der verbrauchten Stoffe
Abwasser	Verschmutztes Abwasser, interne Behandlung erforderlich	Leicht verschmutztes Abwasser, interne Behandlung nicht erforderlich	Praktisch kein verschmutztes Abwasser
Abfall	Sonderabfälle oder Abfälle, die deponiert werden müssen	Entsorgung in die Abfallverbrennungsanlage	Abfälle werden wiederverwertet
Boden	Es sind Bodenverschmutzungen bekannt	Es besteht die Möglichkeit von Bodenverschmutzungen	Bodenverschmutzungen sind nicht bekannt, aber denkbar
Rohstoffe	Es werden gefährliche Stoffe mit hohem Umweltgefährdungspotential eingesetzt	Stoffe mit hohem Umweltgefährdungspotential werden nur in geringen Mengen eingesetzt	Stoffe mit hohem Umweltgefährdungspotential werden kaum eingesetzt
	Großer Energieverbrauch	Mittlerer Energieverbrauch	Kleiner Energieverbrauch
Andere Umweltbelastung	Es bestehen Umweltbelastungen durch Zu- und Wegfahrten, Vibration, Lärm usw.	Umweltbelastungen durch Zu- und Wegfahrten, Vibrationen, Lärm usw. sind möglich	Umweltbelastungen durch Zu- und Wegfahrten, Vibrationen, Lärm usw. sind möglich, aber nicht störend
Notfälle	Abnormale Betriebsbedingungen oder Unfälle können zu erheblichen Umweltbeeinträchtigungen führen	Abnormale Betriebsbedingungen oder Unfälle können zu Umweltbeeinträchtigungen führen	Abnormale Betriebsbedingungen oder Unfälle können zu Umweltbeeinträchtigungen führen, Schutzmaßnahmen vorhanden
	Umwelteinwirkungen mit Personenschadenrisiko oder lang andauernd	Umwelteinwirkungen mit Personenschadenrisiko	Umwelteinwirkungen nur in nächster Umgebung

HALLAY UND PFRIEM (1992, S. 93) fehlt in dieser praxisorientierten Aufstellung jedoch der Bezug zu gesetzlichen und gesellschaftlichen Anforderungen. In vielen Fällen kann das Unternehmen selbst nicht alle Umweltaspekte erkennen. Neben den Stoffströmen gibt es aber noch andere wichtige Aspekte, die erst von den Stakeholdern als Umweltaspekte deklariert werden aufgrund von deren Ansprüchen.⁸¹

Die ABC-Analyse ist letztlich deshalb so gut für eine Evaluierung der Umwelteinwirkung von Unternehmen geeignet, weil die relative Abstufung der Tatsache gerecht wird, dass Umweltphäno-

mene sehr komplex, schwer abschätzbar sind und eine Bewertung deshalb nie mit naturwissenschaftlicher Exaktheit erfolgen kann. Meistens fließen subjektive Einschätzungen in die Bewertung ein. (STAHLMANN, 1994, S. 187)

Schließlich kann die bisher nur qualitative Bewertung mit der **XYZ-Bewertung** kombiniert werden. So kann auch der Mengeneffekt der Umweltbelastung abgeschätzt und ebenfalls relativ abgestuft werden. Es kann beispielsweise in einer Betriebsbilanz der Mengeneinsatz (Betriebsstoffverbrauch, Anzahl der Fahrzeuge), in Klassen unterteilt, berücksichtigt werden. In einer Prozessbilanz kann die Dauer der Umweltbelastung durch einzelne Verfahrensschritte berücksichtigt werden. (STAHLMANN, 1994, S. 197)

In der folgenden Tabelle werden ihre Vor- und Nachteile gegenübergestellt:

Tabelle 2-2 : Vor- und Nachteile der ABC-Analyse (Quelle: PICK UND MARQUARDT, 1999, S. 9)

Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> • Relative Abstufung in einem ABC-Klassifizierungsschema ermöglicht die Betrachtung von quantitativen und qualitativen Kriterien • Ermöglicht eine schnelle und übersichtliche Bewertung • Ermöglicht generell die Erfassung und Bewertung von schlecht quantifizierbaren Kriterien • Ermöglicht schnelle Identifizierung von Schwachstellen bei großen Datenmengen 	<ul style="list-style-type: none"> • Liefert nicht numerisch quantifizierend absolute Rechenergebnisse • Alle Kriterien bekommen das gleiche Gewicht • Kriterienrahmen kann nicht verändert werden ohne Verlust der Vergleichbarkeit • Berücksichtigung von Unterkriterien bereitet Probleme bei der Datenverdichtung

Fazit

Die ABC-Analyse dient nicht dazu, die Umweltleistung eines Unternehmens direkt zu messen. Vielmehr wird sie benutzt, um eine relativ abstufende Bewertung der Umweltaspekte und die ökologischen Schwachstellen eines Unternehmens zu identifizieren und Handlungsbedarf festzulegen mit Hilfe der Dringlichkeitsstufen A-B-C. Auf diese Weise erfolgt eine Bewertung der Umweltaspekte, Mängel werden identifiziert und können abgestellt werden, und so ist auch der kontinuierliche Verbesserungsprozess (KVP) sichergestellt. Die Umweltleistung wird also nicht direkt beschrieben, sondern ihre Mängel bzw. die Umweltleistungsdefizite werden aufgezeigt und bewertet.

⁸¹ Zur Einbeziehung der Stakeholder in den Prozess der Bestimmung der Umweltaspekte siehe ausführlich Kapitel 2.3.6

2.4.3 Kennzahlen

Ein Kennzahlensystem an sich ist noch kein Bewertungsverfahren. Die ermittelten Kennzahlen müssen erst noch interpretiert bzw. bewertet werden. Diese Bewertung fällt bei absoluten Zahlen schwerer als bei Beziehungszahlen. Sie dienen also als Grundlage einer Bewertung, die dann beispielsweise verbal-argumentativ ausfallen kann. An dieser Stelle soll nicht ausführlich auf die Kennzahlentheorie eingegangen werden, denn dies geschieht in Kapitel 3.1 dieser Arbeit

Die Stellung von Umweltkennzahlen im Umweltmanagement wird von EMAS hervorgehoben, wo immer möglich, werden quantifizierte Zielvorgaben zur Verbesserung der Umweltsituation am Standort gefordert. Auch die DIN ISO 14001 verlangt innerhalb des Umweltmanagementsystems die Festlegung von umweltbezogenen Zielsetzungen und Einzelzielen. Umweltkennzahlen unterstützen die Ableitung betrieblicher Umweltziele, indem sie diese und deren Umsetzung messbar und nachvollziehbar machen.

Kennzahlen übernehmen die Rolle der Zielquantifizierung und spielen dabei eine wesentliche Rolle als Motor zur Operationalisierung der kontinuierlichen Verbesserung. Darüber hinaus ermöglichen sie es, Ziele einfach und pragmatisch zu verfolgen. Gerade kleineren Unternehmen, ohne aufwendige Umweltinformationssysteme, bietet sich dadurch ein unkompliziertes aber wirksames Controllinginstrument.

2.4.4 DIN EN ISO 14031 als standardisiertes Instrument der Umweltleistungsbewertung

Vorgeschichte

Am 16.08.1991 wurde die Strategic Group on Environment (SAGE) gegründet und erhielt den Auftrag, die Schlüsselemente für eine internationale Standardisierung, die die globalen Herausforderungen des Umweltschutzes annimmt, herauszuarbeiten. Sie sollte den Bedarf und die Erwartungen des Marktes herausfinden und Vorschläge für eine übergeordnete strategische Planung der ISO auf dem Gebiet des Umweltschutzverhaltens und des Umweltmanagements sowie Empfehlungen für weitere ISO-Aktivitäten erarbeiten, sowohl durch Stellungnahmen als auch durch Präsenz der Arbeitsausschuss-Deligierten auf den ISO-Treffen des Technical Committee (TC) 207 und dessen Subcommittees (SCs). Im Juli 1993 beschloss die ISO die Überführung der SAGE-Arbeitsgruppen in das neu gegründete Technical Committee (TC) 207 „Environmental Management“, wobei das SC 4 „En-

Environmental Performance Evaluation“ durch die USA und Norwegen gestellt wurde. (KLEIVANE, T., 1996, S. 16)

Insgesamt wurden im TC 207 zur 14000-Serie sechs SCs auf internationaler Ebene eingerichtet, die auf nationaler Ebene ihre Äquivalente haben (in der BRD der DIN/NAGUS-Berlin), aus denen sich die Delegationen für die ISO-Tagungen zusammensetzen (siehe Abbildung 2-7).

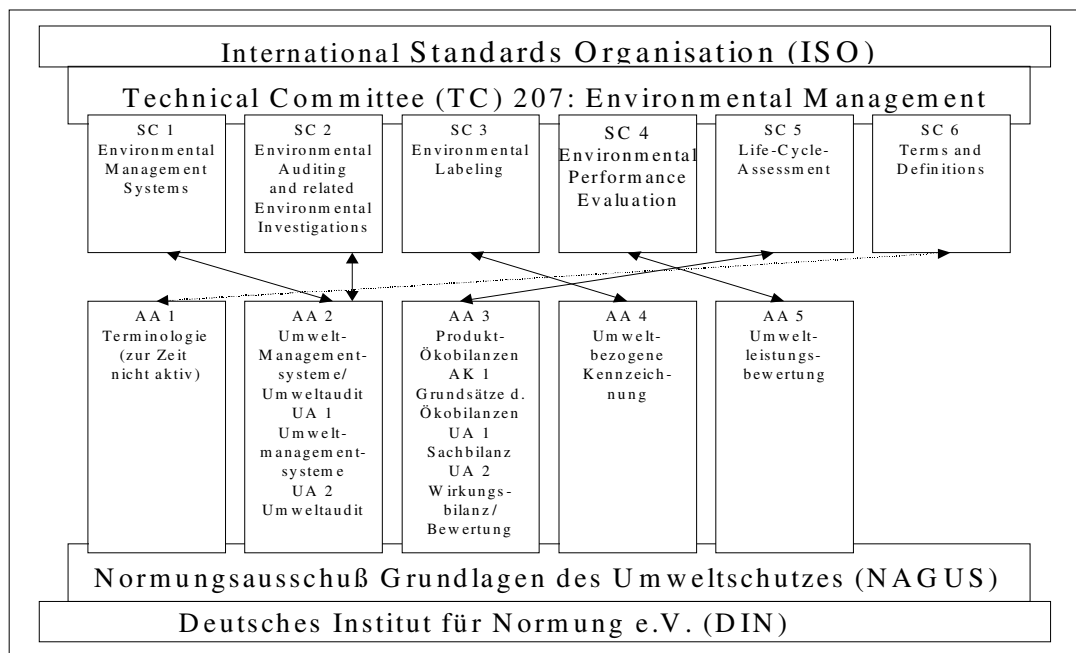


Abbildung 2-7: DIN-ISO-Ausschüsse (Quelle: SEIFERT, E. K., 1998a, S. 85)

Bei der Gründung des NAGUS wurden für alle Arbeiten des TC 207 Arbeitsausschüsse gegründet mit Ausnahme des SC 4 „Environmental Performance Evaluation“. Der Bedeutung dieses Arbeitsfeldes wurde erst später vom Beirat des NAGUS Rechnung getragen, so dass die konstituierende Sitzung des DIN-NAGUS-Arbeitsausschusses 5 „Umweltleistungsbewertung“ erst am 17. April 1996 stattfand.

Während andere Subcommittees mittlerweile schon Normen veröffentlicht hatten (ISO 14001 Umweltmanagementsysteme erschienen im Oktober 1996 in Deutschland), befand sich die Arbeit des SC 4 im Juli 1997 noch immer im Arbeitsstadium des Committee Drafts (CD). Dies geht darauf zurück, dass bezüglich der anderen Themen vielfältige nationale Normen (z. B. British Standard 7750), Gesetze (EG-Öko-Audit-Verordnung) oder andere Arbeitsgrundlagen zur Verfügung standen, die es galt international anzupassen. Demgegenüber mussten die nationalen Normungsorganisationen zum Thema „Environmental Performance Evaluation“ erst ihre eigene Position herausbilden. Nach mehreren Working Drafts (WD) hat das SC 4 auf der ISO-Sitzung des TC 207 Ende April 1993 in

Kyoto den 2. Committee Draft verabschiedet. So konnte auf der SC-4-Sitzung im November 1997 der Status eines Draft International Standard erreicht werden. (SEIFERT, E. K., 1998a, S. 86 f.)

Eine Veröffentlichung als Norm war im 1. Halbjahr 1999 vorgesehen und wurde schließlich im August 1999 realisiert. (LOEW, T., KOTTMANN, H., CLAUSEN, J., 1997, S. 21 f.) Mittlerweile ist eine zweite Fassung im Februar 2000 erschienen.

In der neuen Fassung ist die Umweltsleistungsbewertung (environmental performance evaluation [EPE]) definiert als ein „Prozess zur Unterstützung von Managemententscheidungen zur Umweltsleistung einer Organisation durch Auswahl von Kennzahlen, Datenerfassung und -analyse, Beurteilung von Informationen nach Umweltsleistungskriterien, Berichterstattung und Kommunikation sowie regelmäßige Überprüfung und Verbesserung dieses Prozesses.“⁸²

Es ist also ein unternehmensinterner Prozess zur Bewertung der Umweltbelastungen und der Umweltschutzleistungen im Vergleich zu selbst gesetzten Zielen und von außen vorgegebenen Maßstäben. Sie stellt zugleich aber auch ein Managementinstrument in Form von Umweltkennzahlen dar. EPE unterstützt das Management zum Messen, Analysieren, Bewerten, Berichten und Kommunizieren der Umweltsleistungen und zum Identifizieren von notwendigen Tätigkeiten. Als fortlaufender Prozess des Sammelns und Auswertens von Daten liefern Umweltkennzahlen sowohl aktuelle Informationen als auch generelle Trends. Sie ergänzen Audits, die in regelmäßigen Zeitabschnitten, z. B. alle drei Jahre, die Übereinstimmung mit festgelegten Anforderungen überprüfen.

Ein häufiger Kritikpunkt an der DIN ISO 14031 ist, dass die in der Praxis auftretenden Problembereiche, wie z. B. die Auswahl der **Bezugsgrößen** bei relativen Kennzahlen oder die Abgrenzung von Vergleichswerten (z. B. wer gehört alles zu den Mitarbeitern?) nicht eingegangen wird. (LOEW, T., KOTTMANN, H., CLAUSEN, J., 1997, S. 26 f.)

Jedoch muss man bedenken, dass die ISO 14031 nur eine Richtlinie ist und nur Empfehlungscharakter hat. Deshalb sind die Formulierungen in Begriffen wie „*may*“, „*could*“ und „*should*“ gehalten. Sie lassen erkennen, dass es sich hier um Vorschläge und Empfehlungen handelt. Es sind eher allgemeine Grundsätze bzw. Guidelines, wie es in der ISO-Sprache heißt. Die genannten Beispiele sind nicht vollständig, und es können nicht für alle Branchen sinnvolle Bezugsgrößen angeboten werden.

In der derzeit aktuellen Fassung der DIN EN ISO 14031 werden grundsätzlich zwei Kategorien von Indikatoren unterschieden:

⁸² Vgl. DIN EN ISO 14031, Punkt 2.9 Umweltsleistungsbewertung.

- **Environmental Condition Indicators (ECIs)**
- **Environmental Performance Indicators (EPIs)**

Erstere sollen Informationen bereitstellen „über den lokalen, regionalen, nationalen oder globalen Zustand der Umwelt“.⁸³ Die Anwender werden ausdrücklich darauf hingewiesen, dass diese ECI normalerweise nicht vom Unternehmen selbst entwickelt werden müssen, sondern dass sie auf bereits vorhandene Umweltzustandsindikatoren zurückgreifen können. Es ist Aufgabe der lokalen, regionalen, nationalen und internationalen Behörden, wissenschaftlichen Einrichtungen und nicht staatlichen Einrichtungen (den sog. NGOs) diese ECIs zu entwickeln. In Deutschland sind angesprochen: Stadtämter, Landesumwelt-Anstalten, das Umweltbundesamt (UBA) und das Bundesumweltministerium, das Statistische Bundesamt (Abteilung Umweltökonomische Gesamtrechnungen).⁸⁴ Eine Beteiligung der Unternehmen wird aber nicht ausgeschlossen, sondern diejenigen Unternehmen, die eine „Beziehung zwischen ihren Tätigkeiten und dem Zustand von Umweltkomponenten ermitteln, können ... zur Unterstützung ihrer Bewertung der Umweltleistung ... ihre eigenen Umweltzustandsindikatoren entwickeln“.

Demgegenüber steht die Entwicklung der anderen Kategorie, nämlich der Environmental Performance Indicators (EPIs). Deren Entwicklung ist Aufgabe des Unternehmens/der Organisation selbst. Die EPIs werden weiter unterteilt in:

- **Management Performance Indicators (MPIs)**
- **Operational Performance Indicators (OPIs)**

Die **Managementleistungskennzahlen** (MPIs) sollten Informationen bereitstellen zu: „den Fähigkeiten und Aktivitäten der Organisation in Bezug auf Bereiche wie Ausbildung, Einhaltung gesetzlicher Anforderungen, Allokation und effiziente Nutzung von Ressourcen, Umweltkostenmanagement, Einkauf, Produktentwicklung und Dokumentation und korrigierende Maßnahmen ...“⁸⁵

Ein Beispiel wäre die Anzahl der Vorschläge von Beschäftigten für Verbesserungen im Umweltbereich⁸⁶. Die meisten Beispiele, die im Anhang III genannt werden, sind aber nicht sinnvoll. Es wird versucht, Sachverhalte, bei denen die Qualität wesentlich ist, um jeden Preis quantitativ auszudrücken. Dies ist auch am genannten Beispiel deutlich zu erkennen, denn bei Verbesserungsvorschlägen ist die Anzahl überhaupt nicht entscheidend, viel interessanter ist, ob effizient umsetzbare Vorschläge dabei sind, d. h. sind Vorschläge dabei, die Investitionen fordern, die sich auch langfristig nicht amortisieren, oder sind gar Vorschläge dabei, die sachlich gesehen nicht sinnvoll sind? Diese Kenn-

⁸³ Vgl. DIN EN ISO 14031, S. 16

⁸⁴ Zur Entwicklung von Zukunftsfähigkeits-Indikatoren siehe: BUND/MISEREOR (o. J.).

⁸⁵ Vgl. DIN EN ISO 14031, S. 14

⁸⁶ Vgl. EBENDA S. 30

zahlen, die auf die Managementleistung abzielen, werden in Kapitel 4 dieser Arbeit ausführlich besprochen.

Operative Leistungskennzahlen (OPIs) sollten dem Management Informationen liefern über „die Umweltleistung des operativen Bereichs der Organisation“. Sie beziehen sich auf:

- 1.) Inputs:
 - a) Materialien
 - b) Energie
 - c) Dienstleistungen
 - d) die Versorgung mit Inputs für den operativen Bereich
- 2.) Gestaltung, Installierung, Betrieb und Wartung
- 3.) Outputs:
 - a) Produkte
 - b) Dienstleistungen (von der Organisation erbracht)
 - c) Abfälle
 - d) Emissionen, die vom operativen Bereich der Organisation herrühren
 - e) die Auslieferung von Outputs aus dem operativen Bereich

Dies und weitere Informationen sind aus Abbildung 2-8 zu entnehmen. Als Beispiele seien genannt:

- zu 1a) Wassermenge pro Produkteinheit,
- zu 1b) durch Energiesparprogramme eingesparte Anzahl von Energieeinheiten,
- zu 1c) Menge von Reinigungsmitteln, die von den unter Vertrag genommenen Dienstleistern verwendet werden
- zu 2) Anzahl der Stunden für vorbeugende Instandhaltung pro Jahr
- zu 3a) Anzahl der auf dem Markt eingeführten Produkte mit verringerten Schadstoffeigenschaften
- zu 3b) Kraftstoffverbrauch (bei Speditionen)
- zu 3c) Menge von Sondermüll, der aufgrund der Verwendung anderer Materialien nicht mehr anfällt
- zu 3d) Menge von spezifischen Emissionen pro Produkteinheit

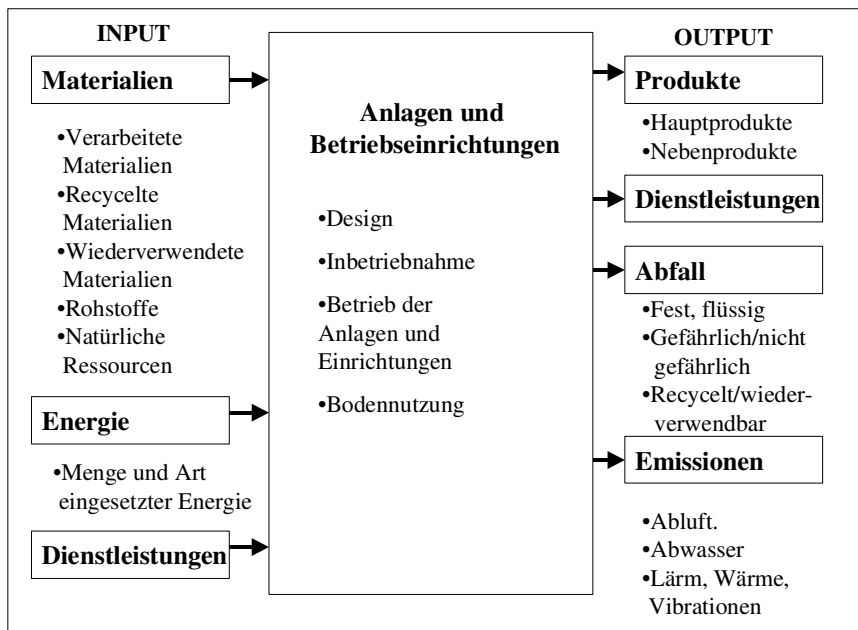


Abbildung 2-8 : Struktur der Input-Output-Analyse nach DIN EN ISO 14031 (Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an DIN EN ISO 14031 in der Fassung vom Febr. 2000)

2.4.5 Benchmarking, Ranking und Rating

Seit einigen Jahren steigt die Zahl der Anleger, die nicht nur eine möglichst hohe Rendite interessiert, sondern auch, ob sie mit ihrem Geld indirekt vielleicht weitere Natur- und Umweltzerstörungen fördern. Auch die Verbraucher richten ihr Interesse nicht mehr nur auf Produktfragen, sondern auch darauf, ob die Produkte umweltverträglich produziert werden und ob die Unternehmen einen Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung leisten. Es besteht aktuell also in der Öffentlichkeit erhöhter Bedarf an leicht eingängigen **Informationen zur ökologischen Leistungsfähigkeit** der Unternehmen. Diesen Bedarf können ökologische Rankings und Ratings decken, denn die Ergebnisse lassen sich grafisch gut aufbereiten. Teilweise grenzt es auch an „ökologische Sensationslust“, mit der Rankings und Ratings von Unternehmen publiziert werden. Es werden sogar so genannte „Schwarze Listen“ veröffentlicht mit den Unternehmen, die nicht am Rating teilgenommen haben.⁸⁷

Im Gegensatz dazu steht das Benchmarking, das nicht von Dritten durchgeführt wird, sondern von den Unternehmen selbst initiiert wird. Der Beweggrund ist meistens, Wettbewerbsvorteile zu erlangen, indem man vom Klassenbesten „abguckt“.

Rating

Unter Rating allgemein versteht man die Vergabe von Noten, d. h. man ist in der Lage, sämtliche Attributsausprägungen an einem von diesen Ausprägungen unabhängigen Maßstab zu messen. Dies bedeutet, dass die vorgegebenen Punkte (Noten) durch die Bewertung weiterer Alternativen nicht verändert werden. Diese Eigenschaft wollen wir als Stabilität gegenüber weiteren Alternativen bezeichnen und ein Attribut, das Rating zulässt, als quasi-kardinal. (SCHNEEWEIß, C., 1991b, S. 44)

Erste Anwendung fand das Rating von Unternehmen in der Finanzwelt. Beim **Finanzrating** wurden neben Unternehmen auch Investmentfonds oder Anleihen auf ihre Kreditwürdigkeit (und potentielle Performance) beurteilt. Je schlechter die Kreditwürdigkeit ist, desto schwieriger bzw. teurer ist es für das beurteilte Unternehmen, Fremdkapital zu beschaffen. Außerdem sinkt das Vertrauen der Kapitalanleger in das Unternehmen oder den Fonds. (FICHTER, K. UND GRÜNEWALD, M., 1995, S. 7)

Jetzt muss aber geklärt werden, was Rating mit der ökologischen Leistungsbewertung zu tun hat. Dazu sei zunächst die Definition von ROBERT HÄBLER genannt, der sich als einer der wenigen in Deutschland schon seit vielen Jahren mit **Öko-Ratings** beschäftigt:

„Öko-Rating ist die systematische Erhebung, Auswertung und Aufbereitung umweltbezogener Unternehmensdaten, um diese in komprimierter Form der Öffentlichkeit zugänglich zu machen.“ (HÄBLER, R., 1994a, S. 7)

Die **ökologische Beurteilung von Unternehmen** gliedert sich in den meisten Fällen in drei Blöcke:

- die Einbindung des Umweltschutzes in die Organisation (Unternehmensphilosophie, Umweltbeauftragte, Kooperation, Umwelt-Audit, Öko-Bilanz, Öko-Controlling)
- die ökologische Produktentwicklung (Umweltverträglichkeitsprüfungen bei einzelnen Produkten, Maßnahmen und Ziele der ökologischen Produktentwicklung)
- die Ökologisierung des gesamten Produktionsprozesses, von der Beschäftigung über die Herstellung bis hin zum Absatz (Umweltstandards im Ausland, Beschaffung, Produktionsverfahren, Absatz)

⁸⁷ Vgl. z. B. www.oekom.de/german/schwarze_liste

ECO RATING INTERNATIONAL (ERI) schlägt beim Öko-Rating von Unternehmen und Anlageobjekten folgende 8 Fragenkategorien vor:

- Umwelteinflüsse im engeren Sinne (Emissionen, Ressourcenverbrauch, Risiken)
- Logistik (Transport von Personal und Material)
- Infrastruktur (Gebäude, Maschinen)
- Umweltprofil der Produkte und Dienstleistungen (Produktökobilanzen)
- Legal Compliance (Einhaltung von Gesetzen und internen Richtlinien)
- Management-Qualität (Qualifikationen, Führungsinstrumente, Leitbild)
- „Soft Issues“ (Verhältnis zu Standortgemeinden, Umweltverantwortungs-bewusstsein, externe Kommunikation) (HÄBLER, R. UND DEML, M., 1998, S. 16)

Wie man sieht, handelt es sich sowohl um quantitative Indikatoren (z. B. Umsatzzuwachs, Umweltschutz-Investitionen) als auch um qualitative Indikatoren. Letztere sind nach einer dreistufigen ordinalen Bewertung (ja, nein, keine Infos) skaliert.

„In Deutschland gibt es kaum ökologisch orientierte Großunternehmen, weil es keine Öko-Rating-Agenturen gibt“ Mit dieser Aussage konfrontierte LUDWIG METZ, Umweltbeauftragter des US-Pharmakonzerns Bristol-Myers Squibb die Teilnehmer einer Fachtagung im Mai 1998. (HÄBLER, R. UND DEML, M., 1998, S. 29) Er gab damit den Startschuss für die Öko-Rating-Aktivitäten in Deutschland.

Im Folgenden werden die Vorgehensweise und vor allen Dingen die Kriterien dieser Rating-Agenturen behandelt. Stellvertretend wird auf die Methodik der Firma Ökom-Research eingegangen, weil sie im deutschsprachigen Raum Marktführer im Öko-Rating ist.⁸⁸ Die **Öko-Rating-Methode von Ökom** beruht insgesamt auf drei grundlegenden inhaltlichen Bausteinen:

- dem Performance-Rating: einer Bewertung der Auswirkungen der betrieblichen Tätigkeiten auf die Umweltmedien
- dem System-Rating: einer Bewertung der Qualität von Systemen zur Gewährleistung einer kontinuierlichen Verringerung der Auswirkungen der betrieblichen Tätigkeiten auf die Umweltmedien
- dem Compliance-Rating: einer Überprüfung der Übereinstimmung mit gesetzlichen Regelungen (HÄBLER, R. UND DEML, M., 1998, S. 20 f.)

⁸⁸ Bei Häbler, R. (1994b) werden die bisher realisierten Öko-Rating-Ansätze ausführlich behandelt.

Man sieht hier eine gewisse Übereinstimmung mit der klassischen Einteilung beim Umwelt-Auditing in Technik, Organisation und Recht, wie sie in Abbildung 2-9 dargestellt ist.

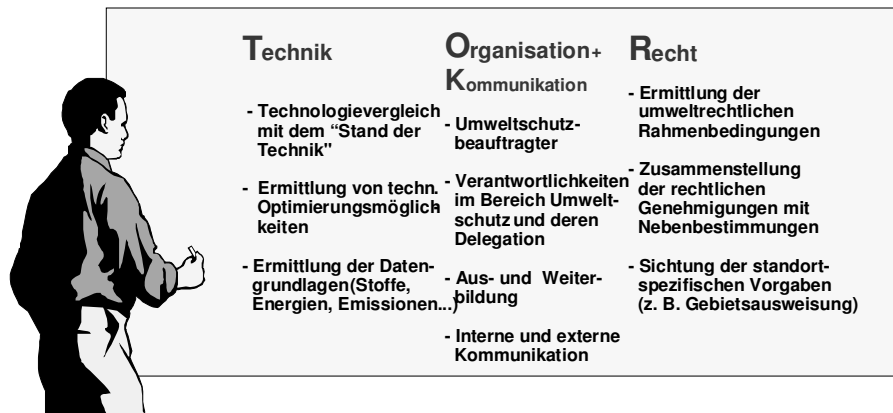


Abbildung 2-9: Die „klassische“ Themeneinteilung bei der Umweltbetriebsprüfung (Quelle: Volkswagen AG, Umweltplanung Produktion/Standorte, 1999)

Letztlich sind bei der „ferndiagnostischen“ Betrachtung eines Unternehmens die gleichen Punkte relevant wie bei der Umweltbetriebsprüfung. Lediglich wird beim internen Audit wesentlich profunder zu Werke geschritten, denn es werden Standorte vor Ort begutachtet und nicht ganze Unternehmen nur fernmündlich oder per Schriftverkehr analysiert.

Da die ökologischen Aktivitäten eines Unternehmens nicht unmittelbar gemessen werden können, war es für die Bewerter notwendig, Variablen zu finden, an Hand derer eine konkrete Erhebung der relevanten Daten möglich ist. Bei dem Versuch, die Bewertung wissenschaftlich abzusichern, wurde hinter den einzelnen Untersuchungskriterien eine „Metaebene“ aufgebaut. Das bedeutet, dass jedes Kriterium, das zur Bewertung beitragen sollte, durch exakt definierte Hypothesen begründet sein musste. Dieses Verfahren der hypothesengestützten Variablengenerierung war auf Grund der Komplexität des Untersuchungsobjektes „Ökologie“ ein mehrstufiger Prozess.

Zunächst wurde definiert, welche branchenspezifischen, ökologisch relevanten Aktivitäten und Abläufe Gegenstand der Untersuchung sein müssen. Hier mussten die von Wirtschaftszweig zu Wirtschaftszweig unterschiedlichen ökologischen Besonderheiten berücksichtigt werden. Dieser Prozess der Operationalisierung bezieht sich auf umweltrelevante Kriterien des Managements, der Produktionsverfahren und der angebotenen Produkte und Dienstleistungen.

Nach der Definition der Kriterien erfolgt eine Gewichtung der einzelnen Untersuchungsbereiche. Sie sind im Folgenden aufgelistet:

1. Umweltmanagement

- Umweltziele und Umweltbeauftragte
- Umwelt-Audit/Öko-Bilanz/Öko-Controlling
- Compliance-Level mit einschlägigen Umweltgesetzen
- Umweltstandards im Ausland
- Kooperationen, umweltbezogene Aus- und Weiterbildung, Büroökologie
- ökologische Beschaffungsrichtlinien, Transport und Absatz

2. Produkte und Dienstleistungen

- Ermittlung der unmittelbaren und induzierten Umweltauswirkungen von Produkten und Dienstleistungen sowie der Maßnahmen und Ziele einer ökologischen Produkt- und Dienstleistungsentwicklung:
- Langlebigkeit
- Wiederverwertbarkeit
- recyclinggerechte Konstruktion
- Produktrücknahme
- Verwendung umweltverträglicherer Materialien
- Reduzierung schädlicher Emissionen und
- des Verbrauchs an erschöpfbaren Ressourcen beim Gebrauch des Produktes

3. Produktionsbezogene Umweltkennzahlen

- Analyse folgender auf Umsatz, Output oder Anzahl der Mitarbeiter bezogenen Umweltdaten
- Energie- und Wasserverbrauch
- Luftverschmutzung, z. B. CO₂, NO_x, SO_x und Staub
- Wasserverschmutzung
- Abfallaufkommen und Zusammensetzung des Abfallaufkommens, z. B. Anteil der wiederverwertbaren Rohstoffe, Anteil des Sondermülls

Am Schluss erfolgt die eigentliche Bewertung der Umweltperformance in Form einer Benotung für jeden Untersuchungsbereich. Diese Notenskala reicht von 0 (keine ökologischen Aktivitäten zu erkennen) bis 5 (Unternehmen ist im Umweltbereich besonders progressiv). Die Noten der drei Untersuchungsbereiche werden entsprechend ihrer Gewichtung zu einer Endnote zusammengefasst bzw. aggregiert.

„Eine negative Gesamtbewertung verdeutlicht, dass schwer wiegende Verstöße gegen Umweltgesetze nachgewiesen werden konnten bzw. grobes Missachten allgemein anerkannter umweltwissenschaftlicher Erkenntnisse vorliegt.“ (HABLER, R. UND DEML, M., 1998, S. 20)

Jedoch birgt die Gewichtung und Bewertung der Untersuchungskriterien im Rahmen des Öko-Ratings ähnliche methodische Probleme wie die Wirkungsabschätzung von Öko-Bilanzen. Dort gibt es mittlerweile zahlreiche Ansätze zur Charakterisierung des Beitrags eines Stoffes zur Umweltwirkung eines Produktes, wie etwa die pragmatische Gleichgewichtung sämtlicher Verbräuche und Emissionen oder die Gewichtung verschiedener Abwasserstoffe anhand des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB). Die Gewichtung und Bewertung von Untersuchungskriterien wie z. B. der Qualität des Umweltmanagements bleiben jedoch weiterhin von subjektiven Faktoren beeinflusst. Hier kann nur ein allgemeiner Konsens gefunden werden, der einer ständigen Kontrolle und Überarbeitung unterliegen muss.

Ein weiterer grundlegender Mangel ist die Tatsache, dass die bekannten Öko-Ratings größtenteils auf Fragebogenaktionen basieren. So kommt es oft vor, dass die versandten Fragebogen nicht gewissenhaft und vollständig von den Mitarbeitern der befragten Unternehmen ausgefüllt werden (können). Die **Zuverlässigkeit der Informationen** ist somit nicht sichergestellt. Hinzu kommt, dass bei den Unternehmen nicht immer die Bereitschaft vorhanden ist, ehrlich zu antworten. Sie befürchten oft ein schlechtes Abschneiden, und es werden deshalb falsche Angaben gemacht. Oft befürchten sie auch, strategische, eventuell noch nicht für die Öffentlichkeit vorgesehene Informationen preiszugeben, und schneiden dann schlechter beim Rating ab.

Nichts wäre deshalb näherliegend für eine seriöse Bewertung der ökologischen Leistungsbewertung, als sich der bereits vorhandenen Instrumente des Umweltmanagements zu bedienen, nämlich der Ökobilanz und des Öko-Audits. (FICHTER, K. GRÜNEWALD, M., 1995, S. 1)

Nun kommt man wieder zum Grundproblem des Ratings, nämlich der **Kooperationsbereitschaft der Unternehmen**. Ein Fragebogen ist lästig, lässt sich aber mit einigen Stunden Bearbeitungszeit und einigen Wochen Postverkehr innerhalb des Unternehmens abhaken. Eine fundiertere Bewertung der Umweltleistung des Unternehmens rechnet sich für die Rating-Agenturen⁸⁹ aber nicht mehr und kann auch nur von internen Experten des jeweiligen Unternehmens abgeleistet werden.

⁸⁹ In HABLER, R. UND DEML, M., 1998, S. 16 findet sich eine Liste aller Öko-Rating-Agenturen.

Ein Beispiel für ein ökologisches Rating ist das Sustainability-Rating der Automobilbranche der Switzerland's Sustainable Performance Group (SPG)⁹⁰ Das Ergebnis ist in Abbildung 2-10 dargestellt.⁹¹

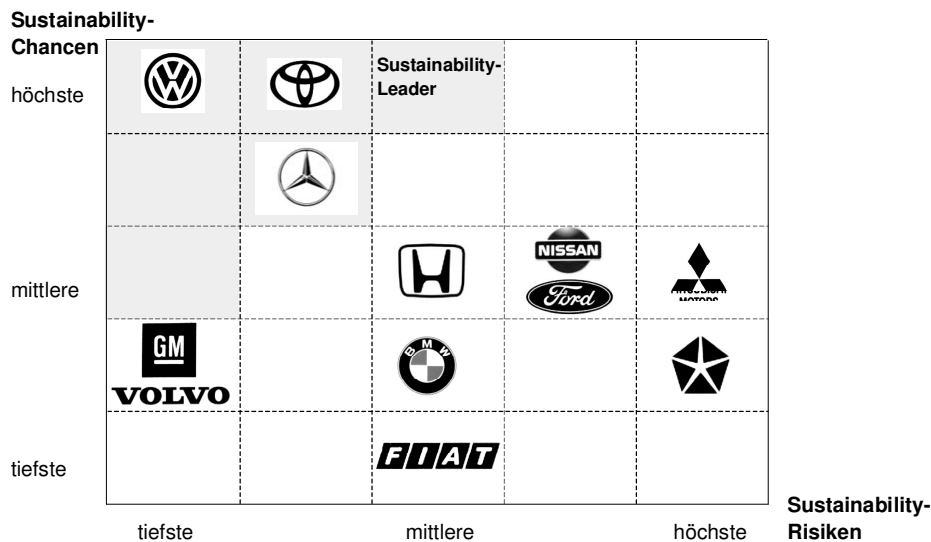


Abbildung 2-10: Automobilhersteller im Vergleich (Quelle: Sustainable Asset Management [SAM], 1998)

Ranking

Unter Ranking versteht man die Vergabe von Rangpunkten. Hat man z. B. drei Kandidaten A, B, C in eine „Besser-Schlechter-Reihenfolge“ $A > B > C$ gebracht, so bedeutet Ranking eine numerische Repräsentation in der Form $3 > 2 > 1$. Attribute, die nur eine solche reine Rangpräsentation zulassen, werden als streng ordinal bezeichnet. (SCHNEEWEIB, C., 1991b, S. 44) Diese aus der Entscheidungstheorie kommende Definition trifft auch ohne Einschränkung auf ökologische Rankings zu.

Ökologische Rankings bringen Unternehmen oder Anlageobjekte anhand vorher festgelegter Kriterien in eine Reihenfolge. So werden häufig die Ergebnisse von Öko-Ratings in Rankings zusammengefasst. Dazu werden die beurteilten Unternehmen in eine Rangfolge gebracht, um das Ergebnis auf einen Blick präsentieren zu können. Hierbei wird oft bewusst der hohe Aggregierungsgrad der Informationen in Kauf genommen. In letzter Zeit wurde dieses Instrument verstärkt von Umweltschutzorganisationen genutzt, um den öffentlichen Druck auf die Unternehmen zu verstärken.

⁹⁰ Die SPG wurde 1997 von der Swiss Re, der Volkart Group und der Sustainable Asset Management (SAM) gegründet, um weltweit in Unternehmen mit nachhaltigem Entwicklungspotenzial zu investieren.

⁹¹ Das Ergebnis wurde zum ersten Mal veröffentlicht in: N.N. (1998): Rating Automotive Companies, S. 3 f.

Ein bekanntes Beispiel ist das Ranking von Umweltberichten, das die Agentur Future und das Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) im Auftrag der Zeitschrift Capital 1998 durchführten, in dem Volkswagen als einziger Automobilhersteller die Note „gut“ erzielte und auf Platz 12 von 57 Unternehmen kam.⁹²

Ein anderes, nicht so bekanntes Beispiel für ein ökologisches Ranking liefert der „Industry-Report Automobile“ von der Firma Ökom. Bei einem „Overall Environmental-Rating“ wurden die Ergebnisse zusammengefasst und in ein Branchen-Ranking umgewandelt. Es sieht folgendermaßen aus:

Tabelle 2-3 : Ökom-Ranking der Automobilbranche 1999 (Quelle: ÖKOM, 1999, S. 30)

Company	Rank
Fiat	1
Audi AG	1
Volkswagen AG	1
Daimler-Benz AG	4
BMW AG	4
Volvo	4
Renault SA	4
Scania	4
General Motors	9
Ford Motor Company	9
Daimler Chrysler AG	9
Mitsubishi Motors	12
Mazda Motor Corporation	13
Honda Motor Ltd.	13

Benchmarking

„Benchmarking ist ein externer Blick auf interne Aktivitäten, Funktionen oder Verfahren, um eine ständige Verbesserung zu erreichen. Ausgehend von einer Analyse der Aktivitäten und Praktiken im Unternehmen will man existierende Prozesse oder Aktivitäten verstehen und dann einen externen Bezugspunkt identifizieren, einen Maßstab, nach dem die eigene Aktivität gemessen oder beurteilt werden kann. Ein solches Benchmark lässt sich auf jeder Ebene der Organisation, in jedem funktionellen Bereich ermitteln. Das Endziel ist ganz einfach: Besser zu werden als die Besten – einen Wettbewerbsvorteil zu gewinnen.“ (LEIBFRIED, K. H. J. UND MC NAIR, C. J., 1993) In dieser Definition wird noch nicht ganz deutlich, worum es eigentlich geht. Klarer wird es bei BURCKHARDT, W. (1995), er beschreibt Benchmarking als aufgabenorientierten Vergleich mit dem Marktführer oder dem internationalen Klassenbesten hinsichtlich eines Produktes, eines Prozesses oder einer Dienstleistung.

⁹² Einzelheiten sind nachzulesen bei FUTURE UND IÖW (1998).

Benchmarking ist das ständige „**Sichmessen**“ mit dem besten Konkurrenten bzw. der „**Best Practice**“ innerhalb der eigenen oder eines vergleichbaren Industriebereiches. Ein solcher Vergleich ist grundsätzlich auch mit Umweltkennzahlen möglich. (RAUBERGER, R., 1998, Kap. 5.1.4.4)

Relative Gliederungs- oder Beziehungszahlen stellen die Umweltleistung eines Unternehmens unabhängig von dessen Größe oder Produktionsleistung dar. Die Messung der eigenen Umweltleistung oder -belastung mittels Kennzahlen sagt aber noch nichts darüber aus, ob sie im Vergleich zur Konkurrenz, zu anderen Werken höher oder niedriger liegt und ob das Unternehmen im Vergleich zu anderen effizienter oder belastender wirtschaftet. Erst der Vergleich der eigenen Umweltkennzahlen mit denen anderer Betriebe oder Standorte lässt die Einschätzung zu, ob die eigenen Leistungen oder Belastungen „verhältnismäßig“ hoch oder niedrig liegen. Ein solcher zwischenbetrieblicher Vergleich mit Hilfe von Kennzahlen, betriebswirtschaftlicher oder ökologischer Art und der Orientierung am „**Best of Breed**“, ist unter dem Begriff Benchmarking geläufig. Erst dieser Schritt des Vergleichs lässt eine Bewertung der eigenen Umweltleistung zu.

Als Benchmarking bezeichnet man also den Vorgang, Abläufe und Leistungen eines Unternehmens mit einem gegebenen Maßstab wie z. B. dem „Klassenbesten“ oder dem „Branchenbesten“ zu vergleichen und sie daran zu messen. (BARTOLOMEO, M. UND RANGHIERI, F., 1998a, S. 215)

Benchmarking wird gegenwärtig in verschiedenen Geschäftsbereichen eingesetzt, insbesondere im Qualitätsmanagement. Auf diese Weise werden geeignete Qualitätsmaßstäbe und Schritte zu deren Verwirklichung identifiziert, und so soll eine Verbesserung von Abläufen und Produkten erzielt werden.

Auf der Basis der so gewonnenen Einsichten kann ein Unternehmen darin konkrete Pläne erstellen, wie das entsprechende Niveau zu erreichen oder zu übertreffen ist, und kann die Aufmerksamkeit für Möglichkeiten zu Verbesserungen fördern. Mit Benchmarking lässt sich eine Denkweise fördern, die überraschende und neue Verbesserungsvorschläge hervorbringt. Darüber hinaus macht Benchmarking auch deutlich, dass langfristig geplant werden muss, will man heutige und zukünftige Umweltprobleme lösen.

Im Gegensatz zum Rating und Ranking werden Benchmarks nicht von Dritten, also von den sich darauf spezialisierten Agenturen durchgeführt, sondern von den Unternehmen selbst. So ist man nicht auf Abfragen mit Fragebögen angewiesen, und die damit verbundenen Nachteile kommen hier nicht zum Tragen.

Benchmarking findet in der Industrie auch im Umweltschutz immer mehr Zuspruch, und so ist es nicht verwunderlich, dass einige Firmen in den USA sich ständig einem Benchmarking unterziehen. Ein Beispiel ist die Firma IBM, die die Philosophie vertritt: „to be the best, global competition dictates a continuous need to compare with the best“ (EYRICH, H. G., 1991, S. 40)

Der erwünschte Effekt ist in Abbildung 2-11 dargestellt. Man sieht, dass sichtbar wird auf welchem Leistungsniveau sich das eigene Unternehmen befindet und auf welchem Niveau sich der „Best of Breed“ befindet. Nun können, nachdem die eigenen Schwächen identifiziert sind, Maßnahmen geplant und eingeleitet werden. Kommen diese Maßnahmen zum Tragen, und dies geschieht in den wenigsten Fällen kurzfristig, kann das Leistungsniveau der Konkurrenz erreicht werden bzw. überholt werden, so dass das eigene Unternehmen selbst neue Maßstäbe in der Branche setzt. Um aber nicht wiederum selbst von einem Mitbewerber überholt zu werden, bedarf es einer ständigen Kontrolle, nicht nur der eigenen Leistung wie beim KVP, sondern auch der der anderen „Klassenkameraden“. Der Anspruch ist also deutlich höher als nur eine kontinuierliche Verbesserung der eigenen Umwelt-schutzleistung. Es entsteht so eine förderliche Konkurrenz.

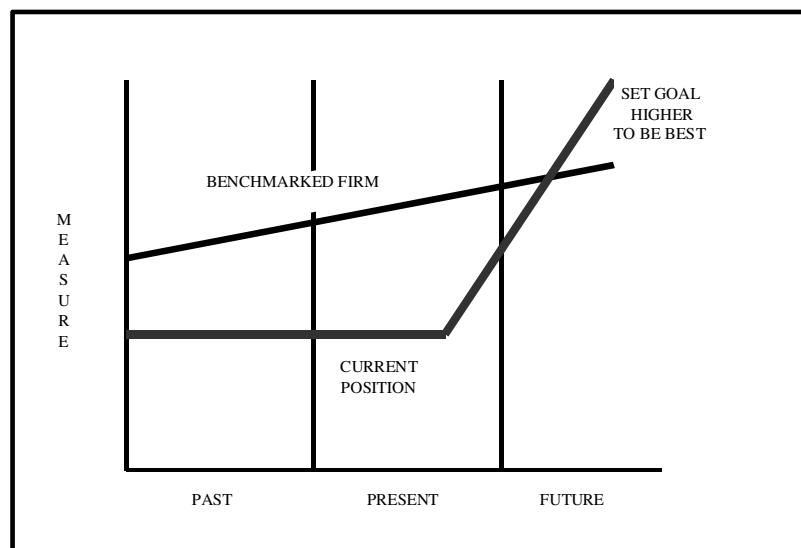


Abbildung 2-11: Unternehmensentwicklung mit Benchmarking (Quelle: EYRICH, H. G., 1991, S. 47)

Das Herzstück eines Benchmarking ist der zu Grunde gelegte Kriterienkatalog. Erst die Bewertungskriterien oder Indicators lassen eine Aussage zu, die nicht vollkommen „aus dem Bauch heraus“ getroffen wird bzw. die nicht vollkommen subjektiv ist. Wenn nicht das Gesamtbild, sondern nur einzelne Kriterien betrachtet werden, fällt die Aussage gewollt oder nicht gewollt wesentlich differenzierter aus. Setzt man diese partialen Zielerfüllungsgrade, Bepunktungen oder argumentativen Aussagen zu einem Gesamtbild zusammen, ist dessen Qualität von deutlich geringerer Subjektivität.

BARTOLOMEO, M. UND RANGHIERI, F. stellten 1998 ein Benchmarking vor zur Bewertung von Umweltmanagementsystemen von Unternehmen der Petrochemie.⁹³ Dazu gehören eine Umweltpolitik, Unterstützung durch das Management, Ressourcennutzung, Ausbildung der Mitarbeiter, Vorbereitung auf Zwischenfälle, Vorschriften, Unterstützung durch das Rechnungswesen, Kommunikation, Interaktion mit anderen funktionellen Bereichen (d. h. Technik, Aufrechterhaltung der juristischen Abteilung etc.). Sie gingen in zwei Stufen vor:

In der ersten Stufe der Analyse wurde bestimmt, welche von den Unternehmen in ihren Umweltberichten offen gelegten quantitativen Angaben man als Leistungsindikatoren ansehen wollte und welche nicht.

In der zweiten Stufe wurde die Umweltschutzleistung dann detaillierter analysiert, und es mussten fehlende Kriterien bzw. Leistungsindikatoren entwickelt und ergänzt werden. Auf dieser Stufe ermöglichte das kompetitive Öko-Benchmarking technische Vergleiche zwischen den Umweltschutzleistungen der Unternehmen. Beispielsweise wurden hinsichtlich der Luftverschmutzung die folgenden Indikatoren ausgewählt:

- VOC (leicht flüchtige organische Verbindungen),
- NO_x,
- SO_x,
- CO,
- CO₂,
- FCKWs.

Jedoch wurden sie nicht immer von allen Unternehmen in ihren Umweltberichten verwendet, so dass der Vergleich unvollständig bleiben musste. Das gleiche gilt für Einleitungen in Wasser, wofür folgende Indikatoren ausgewählt wurden:

- gesamte Einleitungen,
- biologischer Sauerstoffbedarf (BSB),
- chemischer Sauerstoffbedarf (CSB),
- Öl,
- Chemikalien,
- zufällig verschüttete Substanzen.

Hier deutet sich schon an, dass es schwierig ist, auch innerhalb ein und derselben Branche, einen aussagekräftigen Vergleich zu realisieren.

⁹³ Hier soll nur eine Reihe elementarer Kriterien genannt werden, denn detailliert wird auf die Kriterien im Kapitel 2.3.5.1 Rating eingegangen.

Ein weiterer Versuch wurde auf Konzernebene unternommen. Die Unternehmen Akzo Nobel, BP, British Gas, Dong, Eni, Exxon, Gaz de France, Montecatini, Nestle, Shell und Statoil sollten verglichen werden. Dazu brauchte man wieder Leistungsindikatoren. Die Unternehmen maßen ihre Umweltschutzleistungen über eine bestimmte Periode hinweg. Am häufigsten wurden dabei produktionsbezogene Indikatoren verwendet, mit denen man Einsatz und Verbrauch von Ressourcen sowie Emissionen zum Produktionsvolumen ins Verhältnis setzt und so die Öko-Effizienz bewerten kann.

Auf Konzernebene lassen sich aber nur sehr schwer einheitliche „Produktionstonnen“ definieren, weil verschiedene Geschäftsbereiche sehr unterschiedliche Produktionsschwerpunkte haben können. So sind 80 % der Produktion und der Emissionen eines Chemiewerks natürlich sehr verschieden von 80 % der Produktion und der Emissionen einer Ö raffinerie oder eines Erdgasunternehmens. Deshalb wurden bei der Berechnung der Leistungsindikatoren Verbrauch und Emissionen zur Wertschöpfung des Unternehmens und nicht zu seinem Produktionsvolumen in Beziehung gesetzt.⁹⁴ Dieser Ansatz hat, wie in Kapitel 3.3 gezeigt wird, auch seine Nachteile. Hier sei nur erwähnt, dass die Wertschöpfung stark vom Produktpreis abhängt, und dieser ist nicht in allen Ländern der Erde gleich. Somit ist diese Bezugsgröße für die sog. Global Player, die in verschiedenen Ländern der Welt produzieren, nicht korrekt.

Auch bei der Volkswagen AG lassen sich keine monetären Bezugsgrößen benutzen, weil es keine standortbezogenen Daten beispielsweise zur Wertschöpfung gibt. Diese werden nur von den einzelnen Cost-Centern ermittelt, sie werden aber wegen der komplexen Struktur der Organisation nicht auf einen Standort aufaggregiert, sondern markenweise zusammengefasst.⁹⁵

Grundsätzlich werden drei Kategorien des Benchmarking unterschieden, sie werden im Folgenden erläutert:

Internes Benchmarking:

Dabei handelt es sich um eine firmeninterne Auswertung, die vom Management mittels Fragebogen und Audits durchgeführt wird und die zum Ziel hat, den Gesamtablauf Unternehmenspolitik – Ziele – Programme – Ergebnisse zu verbessern. Internes Benchmarking kann auch hilfreich sein bei der Identifizierung von Schwachstellen und so zur besseren ökologischen und ökonomischen Effizienz des Unternehmens beitragen.

⁹⁴ Vgl. dazu ausführlich BARTOLOMEO, M. UND RANGHIERI, F., 1998a, S. 223 und BARTOLOMEO, M. UND RANGHIERI, F. (1998b).

⁹⁵ So werden an einigen Standorten Produkte verschiedener Marken hergestellt. An den Standorten Brüssel und Wolfsburg werden z. B. neben Volkswagen- auch Seat-Produkte gefertigt.

Bestimmung des Branchenbesten:

Hierbei handelt es sich um ein Verfahren zur Feststellung der besten Praktiken beim Umweltmanagement. Typischerweise wird das Verfahren durch eine Gruppe von Unternehmen getragen, die damit Informationen und Vorschläge für die Verbesserung ihrer Managementsysteme austauschen wollen. In den USA ist dieses Vorgehen schon sehr verbreitet, beispielsweise haben sich Großunternehmen wie AT&T und Intel zusammengetan, um die Techniken ihres Umweltmanagements zu verbessern.

Kompetitives Benchmarking:⁹⁶

Da bei der Konkurrenz zwischen Firmen die Umweltschutzleistung immer mehr an Bedeutung gewinnt, haben die Unternehmen ein wachsendes Interesse daran entwickelt, das Niveau der Öko-Effizienz ihrer Konkurrenten (und die damit zusammenhängenden Kosten) zu kennen. Kompetitives Benchmarking soll einer Firma ermöglichen, ihre eigene Strategie im Vergleich mit den Strategien und Resultaten ihrer Konkurrenten einzustufen. Meist wird eine solche Auswertung von strategischen Beratern auf der Basis vertraulicher und freiwillig preisgegebener Informationen zu Umweltfragen durchgeführt. In der folgenden Tabelle wird das Gesagte zusammengefasst:

⁹⁶ Das bereits erwähnte Beispiel für kompetitives Benchmarking in der Petrochemie wird bei BARTOLOMEO, M. UND RANGHIERI, F., (1998a, S. 10-15) ausführlich beschrieben.

Tabelle 2-4 : Verschiedene Kategorien des Öko-Benchmarking (Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an BARTOLOMEO, M. UND RANGHIERI, F., 1998a, S. 217)

Kategorie	Rahmen	Ziele	Adressaten	Instrumente
Internes Benchmarking	Innerhalb eines Unternehmens/ Standortes	Verbesserung der Wettbewerbsfähigkeit, Anreiz zu kontinuierlicher Verbesserung, Effizienzsteigerung, Schwachstellenanalyse, Zuordnung der Umwelt-Kosten, Ausarbeitung wirksamer Prämien-Systeme für die MA	Führungskräfte	Fragebogen und Audits
Bestimmung des Branchenbesten	Mehrere Unternehmen/ Standorte einer Branche	Bestimmung der besten Umweltmanagementtechniken in den ausgewählten Unternehmen/Standorten	Führungskräfte, Werkleitung, Industrieverbände, Stakeholder	Gemeinsame Benchmarks, Fragebögen, Audits, Desk-Studies
Kompetitives Benchmarking	Konkurrenten	Ermittlung von Leistung, Zielen, Strategien und Programmen der Konkurrenten, Identifizierung der besten Vorgehensweise	Führungskräfte	Analyse durch strategische Berater, Umweltberichte, Umwelterklärungen, Presse, Literatur

Immer wieder wird auch das **branchenübergreifende Benchmarking** propagiert. Eine seriöse Durchführung ist allerdings äußerst schwierig, denn die Verschiedenheit der Benchmarkingpartner ist einfach zu groß. Bei den vorgestellten Kategorien des Benchmarking innerhalb einer Branche ist es schon schwierig, geeignete und für alle Benchmarkingpartner zutreffende Kriterien zu finden. Verlässt man die Dimension Branche, hat man nicht nur bei den Kriterien zur Produktion Schwierigkeiten, auf einen gemeinsamen Nenner zu kommen. So können Nicht-VOC-Emissionen, die für den Lackierprozess typisch sind, mit den in der Landwirtschaft anfallenden Methan-Emissionen verglichen werden.⁹⁷ Auch bei den das Produkt betreffende Kriterien gibt es Unterschiede. So sind z. B. in der Automobilbranche Strategien zur Reduktion des Flottenverbrauchs, die Entwicklung von leichten Fahrzeugen und alternativen Antriebssystemen wichtig. In der Elektronikbranche dagegen steht die Reduktion des Energieverbrauchs, die Erhöhung der Lebensdauer und die Entwicklung von Rücknahme- und Recyclingsystemen im Vordergrund. (NIEDERER, U., 1999, S. 103)

Benchmarking-Techniken sind in den USA schon seit langem etabliert, allerdings unter dem Namen „Competitive Analysis“. Beim Benchmarking hingegen handelt es sich um ein Verfahren mit

⁹⁷ Zum Thema Umweltmanagement in der Landwirtschaft siehe ausführlich: ZELLMANN, T., ET AL., 1999.

höherem Detaillierungsgrad und Formalisierungsgrad. (SINGH, D. K. UND EVANS, R. S., 1993, S. 22 und S. 65-66)

Der Xerox-Konzern ermittelte schon in den siebziger Jahren Erfolgsindikatoren seiner Leistungserstellung zum konzernweiten Vergleich. (CAMP, R. C., 1989)

Ziel dieser Bemühungen war damals in erster Linie die Sicherung der zukünftigen Wettbewerbsfähigkeit, in dem sich die Konzerntöchter an den „best practices“ der Branche orientierten. (DYLLICK, T. und SCHNEIDEWIND, U., 1995, S. 1)

In Europa hingegen steckt das Verfahren noch in den Kinderschuhen. Große Unternehmen, die von der Notwendigkeit einer Leistungsmessung immer überzeugter werden, haben als erste Benchmarking-Instrumente im Bereich des Umweltmanagements eingesetzt.

Ein wesentliches Hemmnis für die Entwicklung der Umweltsleistungsbewertung in Deutschland sind starke Vorbehalte der bestimmenden Wirtschaftskräfte gegen jede Art eines ökologischen Leistungsvergleichs. Hinzu kommt, dass der reine marktliche Erfolgsbeitrag des Umweltmanagements damals wie heute in vielen Branchen noch gering ist bzw. nicht quantifizierbar ist. Während im persönlichen Gespräch vereinzelt durchaus Lerneffekte durch „Öko-Benchmarking“ eingeräumt werden, wird in der öffentlichen Diskussion sogar der Leistungsvergleich von Unternehmen mit funktionsidentischen Produkten (noch) als unsinnig bezeichnet. Dabei herrscht in der Wirtschaft selbst eine lebhaftige Benchmarking-Praxis, bei der Fabrikplanung, bei den Finanzen und der Qualitätssicherung - überall ist Benchmarking die Basis der Schwachstellenanalyse. So ist es wohl nur eine Frage der Zeit, bis auch das Öko-Benchmarking eine wichtige Rolle im kontinuierlichen Verbesserungsprozess bekommt. (CLAUSEN, J. UND KOTTMANN, H., 1997, S. 10-12)

Ein Beispiel für ein Benchmarking, an dem eine Branche komplett angetreten ist und, aus diesem Grund bisher einmalig ist, stellen BARTOLOMEO und RANGHIERI vor. In diesem Projekt stehen 290 Hersteller (entspricht einer hundertprozentigen Branchenteilnahme) von Keramikplatten in Italien⁹⁸ im Wettbewerb um die beste Umweltschutzleistung. Der dazu entworfene Fragebogen hat zwei Teile bzw. Kriterienblöcke.

Im ersten Teil geht es um Themen, die das Umweltmanagementsystem betreffen. (Hat das Unternehmen eine umweltpolitische Linie? Wurde eine erste Umweltprüfung durchgeführt? Sind Verantwortungen klar delegiert? Welche Instrumente werden zur Kommunikation mit der Öffentlichkeit

⁹⁸ Italien ist der weltgrößte Hersteller von Keramikplatten und deckt etwa ein Viertel der weltweiten Jahresproduktion. Sie konzentriert sich auf den italienischen Norden und ruft immense ökologische Auswirkungen hervor v. a. durch Abwässer und durch den Straßentransport von Rohstoffen und Fertigprodukten. So kam es, dass die wirtschaftliche und soziale Bedeutung (21.000 Arbeitsplätze) der Keramikbranche und die ernsthafte Bedrohung der Umwelt Auslöser dieses Öko-Benchmarking-Projektes wurden.

eingesetzt?) Zwar fällt der Begriff der MPIs (Management Performance Indicators) nicht. Inhaltlich ist aber zu erkennen, dass versucht wird, diesen Bereich qualitativ zu beschreiben.

Im zweiten Teil werden die wirtschaftlichen Anstrengungen erfragt, also die Betriebsausgaben und Investitionen im Zusammenhang mit den Materialströmen (Input/Output-Bilanz), Produkten und Emissionen in Boden, Wasser und Luft.

Der Bereich Technik wurde außer Acht gelassen, denn bereits im Vorfeld des Benchmarking-Projekts wurde bei den meisten Unternehmen auf fortschrittlichste Technologie umgestellt. Allerdings ist die Einführung der „best available technology“ um den EMAS-Begriff zu verwenden – zwar notwendig, aber nicht als Endziel zu betrachten. Vielmehr ist von nun an eine kontinuierliche Verbesserung der Umweltleistung gefragt. Dafür sind bei dem hier untersuchten Benchmarking-Projekt keine Indikatoren (Operational Performance Indicators) vorgesehen. Wie beschrieben geht es in dem Projekt hauptsächlich um Umweltfragen, allerdings fanden auch Themen wie Qualitätsmanagement, Produktleistung, Energieeffizienz, Technologie, Gesundheits- und Arbeitsschutz Berücksichtigung.

Als Resultat des Projektes ergibt sich nicht ein einzelner aggregierter Leistungsindikator, sondern eine Reihe von Indikatoren, die zur Beschreibung von Einsatz und Umweltschutzleistung eines Unternehmens relevant sind. Es wird jedem einzelnen Unternehmen ein „**Öko-Effizienz-Bulletin**“ zuge stellt, in dem die Umweltschutzleistung des Unternehmens mit dem Branchendurchschnitt und der besten sowie der schwächsten Leistung innerhalb der Branche verglichen wird. So wird jedem Unternehmen der Abstand zum Leistungsniveaus des „Klassenbesten“ deutlich. Ziel dieses Projektes ist es, Öko-Effizienz zu einem Wettbewerbsmerkmal zu machen und hierbei vor allem die Bemühungen der Unternehmen auf dem Gebiet des Umweltmanagements zu verbessern. Bisher wurde Umweltmanagement weder als Instrument zur Verbesserung der Umweltleistung noch zur Verbesserung der wirtschaftlichen Effizienz akzeptiert. (BARTOLOMEO, M. UND RANGHERI, F., 1998a, S. 220 ff.)

Folgende Kritikpunkte sind angebracht:

- Da die Informationen ausschließlich durch Fragebögen gewonnen werden, ist die Zuverlässigkeit der gesammelten Daten nicht garantiert. Es besteht die Gefahr, dass einige Unternehmen keine aussagekräftigen und kompletten Daten beisteuern wollen oder können, weil ihnen das Fachwissen fehlt.
- Es ist nicht gewährleistet, dass die wirklich relevanten und signifikanten Umweltkennzahlen erhoben werden, die zudem noch für alle 290 Unternehmen relevant sind. Es wird nicht gesteuert, welche Daten erhoben werden sollen, und so wird es viele verschiedene Umweltkennzahlen geben.

- Es handelt sich zwar um ein brancheninternes Benchmarking, trotzdem ist die Vergleichbarkeit der Daten nicht automatisch gegeben. Die Branche ist sehr heterogen, somit muss sicherlich eine weitere Unterteilung bzw. Klassifizierung vorgenommen werden, so dass wenigstens innerhalb dieser Sektoren eine Vergleichbarkeit gegeben ist.

Um der großen Bandbreite des Benchmarking gerecht zu werden, wird noch ein zweites Beispiel angeführt, das sich vom ersten deutlich unterscheidet. Es wurde bereits 1996 von KLAUS GÜNTHER unter dem Namen „Das ASU-Benchmarking-System“⁹⁹ vorgestellt. Die zentralen Punkte werden stichwortartig zusammengefasst:

- Das ASU vergibt eine Urkunde an die ausgezeichneten Unternehmen.
- Der Wettbewerb richtet sich an alle Unternehmen, nicht nur an Mitglieder, ist also nicht auf eine Branche beschränkt.
- Im Mittelpunkt steht nicht die Honorierung einer ökologisch hervorragenden Einzelleistung, z. B. eine Produktentwicklung, sondern der Nachweis eines praktizierten, ganzheitlich umweltorientierten Unternehmenskonzeptes.
- Im Sinne des integrierten Umweltmanagements wurde sowohl die Berücksichtigung der sachbezogenen Bereiche Technik und Betriebswirtschaft als auch die personenbezogenen, emotionalen Aspekte, wie Unternehmenskultur, Kommunikation, Mitarbeiterschulung und Motivation, berücksichtigt. Also wird auch hier eine duale Teilung in Software und Hardware vorgenommen.
- Beim Umweltmanagementsystem wurden Fragen zu Organisation, Kommunikation, Umweltschutz in der Aus- und Weiterbildung, Steuerung und Kontrolle, Risikomanagement, Beschaffung, Logistik, Produktion und Betriebsabläufe, Produktmanagement und Abfallmanagement gestellt.

Wie beim ersten Beispiel wird auch hier die Vorgehensweise kritisch geprüft:

- Da der Unterschied zum Klassenbesten nicht verifiziert wird und lediglich eine Rangfolge erstellt wird, handelt es sich nicht um ein Benchmarking, sondern um ein Ranking.
- Es werden nur das Managementsystem und die Benennung von Kennzahlen honoriert, nicht aber die Verbesserung der Umweltleistung.
- War es schon innerhalb einer Branche schwierig, eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten, ist es zweifelhaft, diese bei einer branchenübergreifenden Untersuchung zu erreichen.

⁹⁹ Vgl. ausführlich GÜNTHER, K. (1996, S. 20-21) und GÜNTHER, K. UND KOTTMANN, H. (1998, S. 83-94).

- Durch die Auszeichnung und Anerkennung von bis zu 125 Unternehmen kommt es zu einer Flut von Preisträgern. Eine Transparenz ist nicht gegeben, und durch die Vielzahl der Preisträger wird die Akzeptanz einer solchen Auszeichnung wahrlich nicht gefördert.
- Das Punktesystem ist sachlich nicht nachzuvollziehen. So gibt es Punkte, wenn Maßnahmen zu bestimmten Anforderungen lediglich angekündigt waren. Außerdem lehnt man sich zu stark EMAS an. Das hat zur Folge, dass viele Teilnehmer nicht richtig berücksichtigt werden können, weil bestimmte Sektoren (Dienstleister, Banken, Handel usw.) nicht an EMAS teilnehmen konnten. Eine Ausnahme bildet die BRD.

Zusammenfassung

Trotz der Grenzen der Vergleichbarkeit können die vorgestellten Umweltmanagementinstrumente, vor allen Dingen das Öko-Benchmarking durchaus Verbesserungen der Umweltschutzleistung erzielen. Beim Benchmarking wird die Kluft zwischen der tatsächlichen Leistung eines Unternehmens und einem angestrebten Leistungsniveau oder dem des Klassenbesten leichter erkennbar. Neben den eigenen Schwächen werden auch Stärken aufgezeigt, die dann wieder den Mitbewerbern als Anreiz dienen können. In anderen Bereichen längst etabliert werden auch bald im betrieblichen Umweltschutz diese äußerst wirkungsvollen Instrumente, allen voran das Benchmarking, nicht mehr lange ungenutzt bleiben.

2.4.6 Der Hermeneutische Umweltschleife (HUZ)

Um im Rahmen der Zertifizierung von Umweltmanagementsystemen den geforderten kontinuierlichen Verbesserungsprozess (KVP) einzuleiten und im weiteren Verlauf sicherzustellen, ist es notwendig, die für die Verbesserung der Umweltschleife bedeutsamen Umweltaspekte zu identifizieren.

Die nicht systematische und nicht transparente Identifizierung der relevanten Kriterien zur Bewertung der Umweltschleife wird in jüngster Zeit vermehrt von Umweltgutachtern bemängelt. Die Frage, was ein **relevanter Umweltaspekt** ist, wann dieser zum Umweltproblem wird und wie er beschrieben werden kann¹⁰⁰, hängt stark von dem Erkenntnisinteresse und der Sichtweise der **Anspruchsgruppen** („Stakeholder“) ab, die global, regional und lokal agieren. Nicht zuletzt bewegt sich ein Unternehmen im Spannungsfeld vieler interner und externer Anspruchsgruppen, die von verschiedenen Interessen geleitet werden und daraus verschiedene Ansprüche formulieren. Nur durch

¹⁰⁰ Vgl. zu dieser Problematik Georgi, B. 2000, S. 40-43.

den Versuch, die Anliegen und Motivationen aller Anspruchsgruppen zu identifizieren und zu verstehen, können die richtigen und relevanten Umweltleistungskriterien gefunden werden.¹⁰¹

Verschärfend kommt in diesem Zusammenhang hinzu, dass die Schlussfolgerung, eine (anthropogene) Veränderung der Umwelt rufe ein Umweltproblem hervor, selbst schon eine gewisse Sicht auf die Phänomene Natur und Umwelt beinhaltet. Die hierfür zu Grunde liegenden Paradigmen können z. B. das Vergiftungsparadigma, das Gleichgewichtsparadigma oder das Mittelwertparadigma sein, um nur einige zu nennen.¹⁰² Der Sachverhalt, dass immer schon ein Schema der Bewertung vorliegt, ist vor allem auch für den Bereich der Umweltleistungsbewertung relevant. Bei der Umweltleistungsbewertung sollen die relevanten Umweltaspekte möglichst präzise, vollständig und durch quantitative oder qualitative Aussagen dargestellt werden und Hinweise auf (betriebliche) Verbesserungspotentiale geben.

Daraus folgt, dass es generell keinen universellen Satz an Umweltleistungskriterien für alle Unternehmen, und auch nicht für ganze Branchen geben kann, wengleich branchenbezogene Kennzahlenkataloge eine Basis für ein unternehmensspezifisches Kennzahlensystem darstellen können. Da die Kriterien zur Umweltleistungsbewertung aus den genannten Gründen von jedem Unternehmen selbst aufgestellt werden müssen, ist ein Verfahren zu entwickeln, um an die richtigen Kriterien zu gelangen.

Ein Ansatz hierfür ist der Hermeneutische Umweltleistungszirkel (HUZ), der im Folgenden dargestellt wird. (PICK, E., PAPE, J., GOEBELS, T., 2000)

Ziel des Hermeneutischen Umweltleistungszirkels ist es, alle relevanten Umweltaspekte zu identifizieren und dazugehörige Umweltleistungskriterien zu entwickeln. Dazu müssen die Motivationen, Sichtweisen und Interessen der internen und externen Anspruchsgruppen verstanden und ausgelegt werden. Gerade dieses Verstehen und Auslegen – in der Fachsprache der Philosophie und anderer Geisteswissenschaften als Hermeneutik bezeichnet - bekommt bei der Entwicklung der Kriterien einen zentralen Stellenwert, da alle weiteren Schritte der Kriterienentwicklung hiervon abhängen.

Die **Hermeneutik** geht davon aus, dass immer schon Vorwissen und bestimmte Sichtweisen vorhanden sind, mit denen ein Thema oder eine Situation (zunächst unbewusst) eingeschätzt wird. Mit dem Vorwissen kann das weitere Befragen in die richtige Richtung geleitet werden, es erfasst jedoch auf keinen Fall die Wirklichkeit. Die Hermeneutik bildet die weitere Wissensaneignung als einen Kreisprozess ab, der mehrmals durchlaufen werden muss, wobei bei jedem Zyklus das eigene Wissen reflektiert, korrigiert und vergrößert wird.¹⁰³ Nur so kann gewährleistet werden, dass mit der Zeit ein

¹⁰¹ Zum Thema „stakeholder assessment“ siehe SEIFERT, E., 1998a, S. 101 f.

¹⁰² Vgl. hierzu FISCHER-KOWALSKI, ET AL.(1993, S. 6 ff.) und BIRNBACHER, D. (1997, S. 7 ff.)

¹⁰³ Vgl. allgemein zur Hermeneutik SEIFERT, H. (1992, S. 212 ff.) und GADAMER, H.-G. (1990, S. 1 ff.).

insgesamt stimmiges und komplettes Bild generiert wird. Bezogen auf das Thema der Umweltleistung bedeutete dies, dass immer wieder der Frage nach den relevanten Umweltaspekten, die zur Verbesserung der Umweltleistung zu identifizieren sind, nachgegangen wird. Dabei wird das Wissen im Themenfeld „Umweltleistung des eigenen Unternehmens“ durch die Integration unterschiedlichster Sichtweisen in das eigene Vorwissen stets vergrößert, reflektiert und korrigiert. Genau hier ergibt sich eine Parallele zwischen der Hermeneutik und zum angestrebten kontinuierlichen Verbesserungsprozess (KVP) im Rahmen des Umweltmanagements: Man hat immer schon ein (vielleicht diffuses) Vorwissen über Umweltthemen; das Wissen über Umweltaspekte des eigenen Handelns soll stetig erweitert und dabei die Sichtweisen der internen und externen Anspruchsgruppen berücksichtigt werden. Hierbei wird ein Unternehmen nicht mit einem Mal und allein mit seinem Vorwissen alle relevanten Umweltaspekte herausfinden können. Vielmehr handelt es sich bei der Interpretation des eigenen Handelns hinsichtlich der Umweltwirkungen, beim Verstehen des Erkenntnisinteresses der Anspruchsgruppen und bei der Zusammenstellung der Umweltleistungskriterien um einen iterativen Prozess, der regelmäßig durchschritten werden muss. In Anlehnung an den Hermeneutischen Zirkel und an die Umweltleistungsbewertung, wie sie die ISO 14031 vorschlägt, wurde ein Verfahren entworfen, das die genannten Aspekte berücksichtigt und die relevanten Umweltaspekte indentifiziert, um so einen KVP sicherzustellen.

Abbildung 2-12 zeigt dieses Verfahren. Dabei stellen Rechtecke reine Tätigkeiten und Abläufe dar, Rauten symbolisieren Entscheidungsprozesse des Unternehmens, Ovale bzw. Kreise hingegen Ergebnisse. Im Folgenden werden die einzelnen Elemente des Zirkels beschrieben.

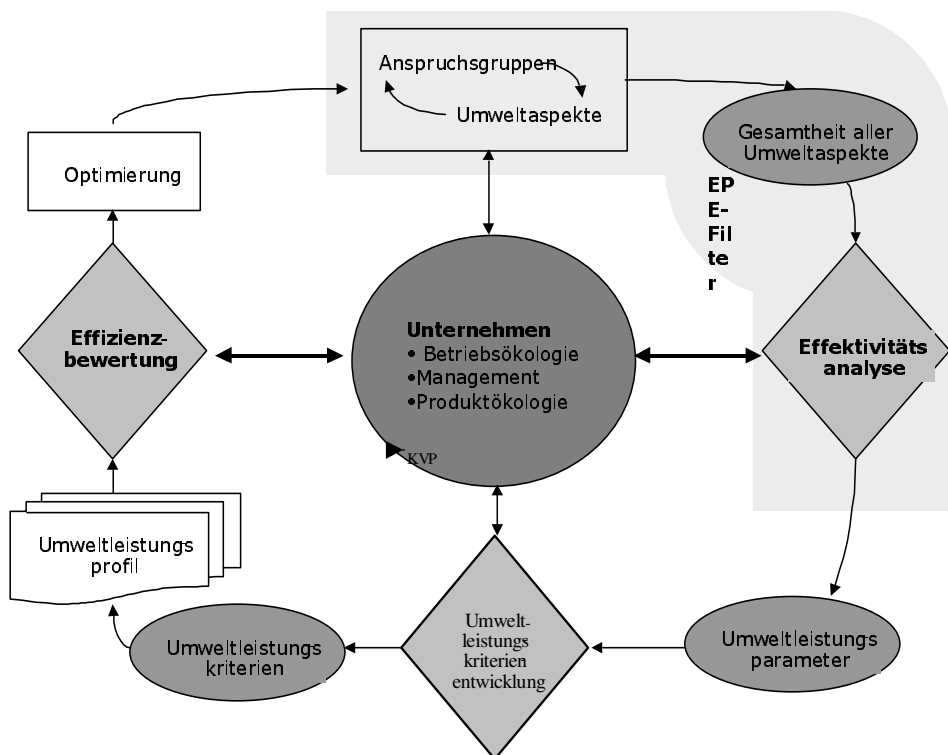


Abbildung 2-12: Der Hermeneutische Umweltschleife (HUZ) (Quelle: PICK, E., PAPE, J., GOEBELS, T., 2000)

Elemente des Hermeneutischen Umweltschleifens

Das Unternehmen

Ein Unternehmen besitzt immer schon ein gewisses Vorwissen zu den von ihm ausgehenden Umwelteinwirkungen. Sie sind hinsichtlich Betriebsökologie, Management und Produktökologie zu betrachten und führen ggf. zu Umweltproblemen (Umweltauflagen, Presse, Anwohner usw.).

Dieses (Vor-)Wissen des Unternehmens hängt stark vom eigenen Erkenntnisinteresse ab und spiegelt selten die Interessen aller Anspruchsgruppen wider. Um das Wissen um die Umweltaspekte zu vergrößern, muss das Unternehmen daher Anspruchsgruppen befragen.¹⁰⁴ Dies kann geschehen durch:

- Umfragen und Fragebögen
- Vorschläge von Beschäftigten
- Interviews

¹⁰⁴ Zu den Methoden zur Ermittlung von interessierten Kreisen siehe auch DIN EN ISO 14031 Deutsche Fassung vom Febr. 2000, S. 26.

- Marktforschung usw.

Anspruchsgruppen und Umweltaspekte

Die Abfrage aller potentiellen Anspruchsgruppen soll zunächst zur Ermittlung aller Umweltaspekte führen. Sie stellt also eine erste Ist-Analyse dar. Dabei werden interne Anspruchsgruppen, wie z. B. einzelne Mitarbeitergruppen oder Cost-Center, genauso wie externe Anspruchsgruppen aller Art, was das räumliche Aktionsvermögen oder die gesellschaftliche Ausrichtung angeht, befragt. Als Beispiele hierfür seien Kunden, die Nachbarschaft, Behörden, Gutachter, Hochschulen, Umweltgruppen und die Presse genannt. Zusätzlich sollen Gesetze und Branchenvereinbarungen berücksichtigt werden.¹⁰⁵

Beim ersten Durchgang des Zirkels werden wahrscheinlich nicht alle möglichen Anspruchsgruppen bzw. Umweltaspekte erfasst. Daher muss der Zirkel mehrmals durchschritten und die Abfrage der Anspruchsgruppen erneut vollzogen werden.

Das angestrebte Ergebnis ist ein Katalog über alle möglichen Umweltaspekte, der die umweltrelevanten Anlagen, Tätigkeiten, Stoffe und Prozesse sowie Umweltaspekte der produzierten Ware oder Dienstleistung umfasst.

Effektivitätsanalyse

Ziel der Effektivitätsanalyse ist die Hierarchisierung der Umweltaspekte hinsichtlich der größtmöglichen Entlastung für die Umwelt unter gegebenen ökonomischen Rahmenbedingungen. Bei der Frage nach der Effektivität (Are we doing the right things?) (STAHLMANN, V., 1996, S. 71) stellen sich idealerweise ökologische und ökonomische Verbesserungen („Win-Win-Situationen“) ein, so dass die Umwelt und das Unternehmen zugleich profitieren.

Die Hierarchisierung der Umweltaspekte kann beispielsweise durch die Anwendung der ABC-Analyse oder eines verbal-argumentativen Verfahrens erfolgen. Wichtig ist hierbei die Transparenz des gewählten Verfahrens.

In diesem Arbeitsschritt müssen die nun identifizierten und hierarchisierten Umweltaspekte in qualitativen oder quantitativen (Umweltleistungs-)Parameter dargestellt werden. Es wird eine Auswahl von Parametern getroffen, deren weitere Verfolgung die effektivste Umweltentlastung bzw. größte Verbesserung der Umweltleistung des Unternehmens, versprechen („EPE-Filter“).

Entwicklung von Umweltleistungskriterien

¹⁰⁵ Da es in der Praxis nicht möglich ist, alle Anspruchsgruppen zu berücksichtigen, wird in der DIN EN ISO 14031 Deutsche Fassung vom Febr. 2000, S. 24 eine Liste der wohl wichtigsten potentiellen Stakeholder angeführt.

In dieser Stufe sind aus den Parametern entsprechende Kriterien zu entwickeln, um die Umweltleistungsparameter zu konkretisieren. Die Umweltleistungskriterien können zum einen quantitative Indikatoren – absolute oder relative, stoffliche oder monetäre Kennzahlen –, aber auch qualitative Kriterien sein. Entscheidend ist die Wahl einer aussagekräftigen Bezugsgröße. Die Bezugsgrößen sind zunächst unternehmensintern zu definieren, damit die Umweltleistungskriterien im vertikalen Zeitreihenvergleich vergleichbar sind¹⁰⁶.

Die Entwicklung eines Kriteriums fällt umso leichter, je besser die wesentliche Einflussgröße oder der wesentliche Aspekt des Umweltleistungsparameters herausgearbeitet wurde.

Umweltleistungsprofil

Sind die Umweltleistungskriterien entwickelt, müssen die Ausprägungen der Umweltleistungskriterien (Ergebniswerte) zusammengestellt werden. Die Gesamtheit der Ergebniswerte stellt das Umweltleistungsprofil des Unternehmens dar¹⁰⁷. An diesem Punkt könnte auch eine **Balanced Scorecard** eingesetzt werden.¹⁰⁸

Ein Umweltmanagement zielt auf die kontinuierliche Verbesserung der Umweltleistung ab. Daher muss sich an die Erstellung des Umweltleistungsprofils die Optimierung der Ergebniswerte anschließen.

Effizienzbewertung

An dieser Stelle muss geklärt werden, wie die Ausprägung der Umweltleistungskriterien und damit die (Öko-)Effizienz (STAHLMANN, V., 1996) des Unternehmens verbessert werden kann. Im Mittelpunkt steht also die Frage, ob hinsichtlich der Umweltleistungskriterien die betrieblichen Abläufe effizienter gestaltet werden können bzw. ob „die Dinge richtig getan werden“. Ein Benchmarking bzw. ein Vergleich mit anderen Cost-Centern oder Produktionsstandorten des Unternehmens (internes Benchmarking), ein Abgleich mit Grenzwerten und den Ansprüchen der Stakeholder hilft hier viel. Jedoch sei gesagt, dass in der Praxis die Formulierung der Ansprüche der Stakeholder in den seltensten Fällen hinreichend konkret sind.

¹⁰⁶ Die Entwicklung quantitativer und qualitativer Kriterien für den Automobilsektor ist Inhalt der Kapitel 3 und 4 dieser Arbeit und wird ausführlich für ausgewählte Standorte der Volkswagen AG dargestellt.

¹⁰⁷ Das ergibt das Umweltleistungsprofil des Unternehmens, das auch im Umweltbericht dargestellt werden soll.

¹⁰⁸ Vgl. dazu N.N. (1998): Unternehmensstrategien auf DIN A4 - Mit der Balanced Scorecard sollen Strategien in Aktionen umgesetzt werden. - FAZ 23.08.98; KENKEL, K. H. 2000, S. 26 f. und FAHRBACH, M., ET AL., 2000, S. 41-44.

Auch an diesem Punkt sollten Bewertungsverfahren wie die ABC-Analyse, die Nutzwertanalyse¹⁰⁹ oder der Analytic Hierarchy Process (AHP)¹¹⁰ eingesetzt werden, um die Transparenz zu gewährleisten. Das Ergebnis ist eine Liste der Optimierungsmaßnahmen. Erst das geordnete Zusammenspiel von Effektivitätsanalyse und Effizienzanalyse sichert den Erfolg.

Optimierung

Die Optimierung ist schließlich die technische Umsetzung der festgelegten Maßnahmen. Zur Umsetzung der Maßnahmen müssen entsprechende Termine, Mittel und Zuständigkeiten festgelegt werden.

Nachdem der Hermeneutische Umweltleistungszirkel durchlaufen wurde, müssen die Ergebnisse den internen und externen Anspruchsgruppen mitgeteilt werden. Erst danach kann eine erneute Abfrage der Anspruchsgruppen geschehen. Nur durch ein wiederholtes Durchlaufen des Zirkels ist gewährleistet, dass mit der Zeit alle relevanten Umweltaspekte berücksichtigt werden.

Als Anwendungsbeispiel soll in dieser Arbeit ein automobilproduzierender Industriestandort diskutiert werden. Die Fahrzeuge durchlaufen hier die klassischen Produktionsabschnitte: Preßwerk, Karosseriebau, Lackiererei und Montage. Die für ein Automobilwerk typischen umweltrelevanten Anlagen und die damit verbundenen Umweltaspekte sind in der folgenden Tabelle zusammengestellt:

¹⁰⁹ Nutzwertanalyse nach ZANGEMEISTER, C., (1976), siehe ausführlich Kapitel 5.3.1 dieser Arbeit

¹¹⁰ AHP nach THOMAS L. SAATY (1990) Siehe ausführlich dazu Kapitel 5.3.3 dieser Arbeit.

Tabelle 2-5: Für die Automobilbranche typische umweltrelevante Anlagen¹¹¹ (Quelle: Eigene Zusammenstellung)

Anlage	Umweltaspekt				
	Abfall	Gewässer- bzw. Bodenschutz	Emissionen	Wasser- verbrauch	Energie- verbrauch
Abfallsammelstation	X	X			
Sonderabfallzwischenlager	X	X			
Autowrackplatz	X	X			
Deponien	X	X			
Schrottplatz	X	X			
Kläranlage	X	X			
Abwasservorbehandlungs- anlagen	X	X			
Kühlturm				X	
Waschanlagen	X	X		X	
Lackiererei	X		X	X	X
Kunststoffteile-Lackiererei	X		X	X	
Scheibenräder-Lackiererei	X		X	X	
Schweißroboter			X	X	X
Schäumenanlagen (PU)			X		
Heizhaus bzw. Kraftwerk			X		X
Motorprüfstände			X		
Klimawindkanal			X		
Tankstelle		X			
Farbenlager		X			
Farbenmischraum		X	X		
Gefahrstofflager		X			
Werkstätten	X				

Von der Auflistung aller im Werk verwendeten und gelagerten Stoffe, aller Prozesse und Produkte wird in diesem Beispiel abgesehen, müsste aber der Vollständigkeit halber an dieser Stelle geschehen, um schließlich die umweltrelevanten von ihnen identifizieren und bewerten zu können. Diese Informationen müssen vom Unternehmen kommen, bei der Identifizierung der Umweltaspekte müssen jedoch die Stakeholder einbezogen werden.

Beispielsweise empfindet die Anspruchsgruppe Gesetzgeber die VOC-Emissionen (Volatile Organic Compounds) als sehr wichtig, deshalb wurden Grenzwerte in der VOC-Richtlinie festgelegt.¹¹²

¹¹¹ Diese Tabelle erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit, sie soll nur einen Einblick in die mögliche Anlagenvielfalt geben.

¹¹² Vgl. Richtlinie 1999/13/EG des Rates vom 11. März 1999 über die Begrenzung von Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen, die bei bestimmten Tätigkeiten und in bestimmten Anlagen bei der Verwendung organischer Lösemittel entstehen.

Effektivitätsanalyse:

An dieser Stelle müsste eine Hierarchisierung durchgeführt werden, worauf hier aber nicht zurückgegriffen werden kann, denn die dazu notwendige Befragung der Anspruchsgruppen wurde im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgeführt. Stellvertretend soll hier das Beispiel VOC aufgegriffen werden, unter der hypothetischen Annahme, dass dieses Thema bei der Hierarchisierung den vorersten Platz einnahm, also den Anspruchsgruppen am wichtigsten war.

In diesem Abschnitt wurde herausgestellt, dass dem Verstehen und Auslegen der Motivationen und der Sichtweisen der internen und externen Anspruchsgruppen eine zentrale Schlüsselrolle zufällt und diese bei der Umweltleistungsbewertung mit einbezogen werden müssen (**stakeholder assessment**).

2.5 UMS ALS KOMPLEXE BEWERTUNGSAUFGABE

Da die Umweltschutzleistung eines Unternehmens aus einer Vielzahl verschiedener Aspekte besteht, ist eine Bewertung durch eine einzelne Kennzahl oder einen einzelnen Indikator nicht sinnvoll und auch nicht möglich. Die Umweltschutzleistung eines Unternehmens sollte daher durch ein System geeigneter Indikatoren oder Kriterien beschrieben, charakterisiert und schließlich bewertet werden. Diese Indikatoren müssen geeignet sein, das mehr oder weniger gute Funktionieren des Umweltmanagementsystems abzubilden. Außerdem sollten sie so ausgelegt sein, dass sie dem Management helfen, die Umweltbelastungen zu verstehen, so dass sie durch geeignete Maßnahmen reduziert werden können. Im Sinne einer umfassenden Betrachtung eines Umweltmanagementsystems darf sich ein Leistungsbewertungssystem nicht nur auf quantifizierte Größen beschränken. Viele Aspekte, die das Umweltmanagement stark beeinflussen können (Umweltleistungsindikatoren), sind nicht unmittelbar in numerischen Größen darstellbar wie etwa der Umfang und die Eignung von Maßnahmen zur Entwicklung umweltgerechter Produkte oder das Anspruchsniveau der betrieblichen Umweltpolitik.

Ein Environmental Performance Evaluation System (EPES) sollte daher sowohl numerische als auch nur verbale (also qualitativ) bewertbare Aspekte eines Umweltmanagementsystems gleichermaßen berücksichtigen. Die qualitativen Aspekte beziehen sich in der Regel auf organisatorische Anforderungen. Die numerisch bewertbaren Aspekte beziehen sich auf solche, die die Verfahren, Produkte und die Anlagen betreffen.

Nachdem gezeigt wurde, dass es sich bei der Umwelleistungsbewertung um eine interdisziplinäre Aufgabe handelt, die die Bereiche Organisation, Recht, Technik umfasst und gegebenenfalls auch die Betriebswirtschaftslehre berührt, soll sie nun in das wissenschaftliche Umfeld eingeordnet werden. In Abbildung 2-13 wird grafisch dargestellt, welche Verfahren an die Umwelleistungsbewertung heranführen. Es wird deutlich, welche Themenfelder bei den einzelnen Verfahren Berücksichtigung finden. Unter der Rubrik „Wie wird gemessen?“ werden einige Verfahren und Kriterien genannt. Auf der rechten Seite wird mit einigen Stichworten angedeutet, zu welchen (positiven) negativen Folgen es kommen kann, wenn die genannten Verfahren (nicht) zur Anwendung kommen. Ganz rechts werden die Nutzer bzw. Interessenten aufgeführt.

Es muss angemerkt werden, dass das genannte Themenfeld Sozialverträglichkeit in das in dieser Arbeit entwickelten Verfahren keinen Eingang findet, obwohl es im Rahmen der nachhaltigen Entwicklung eine wichtige Rolle spielt.¹¹³ Auf das Themenfeld der Ökonomie wird eingegangen im Zusammenhang mit dem Shareholder-Value. Weit mehr Beachtung in dieser Arbeit sollen die Themenfelder Organisation und Technik¹¹⁴ finden.

		WAS wird berücksichtigt ?	WIE wird gemessen ?	Was sind die FOLGEN ?	WER ist interessiert ?
Nachhaltiges Wirtschaften	Ökologische Betrachtungsweise	Management Umwelleistung Dokumentation, Abläufe, Qualifizierung, Kommunikation, usw.	Audit nach EMAS, ISO 14001 Umweltrisikoprüfung nach Eipper Öko-Effektivität nach Stahlmann HUZ nach Goebels, Pape, Pick EPE nach ISO 14031 u.a.	Betriebsstörungen, Unfälle, Störfälle	Versicherer
		Best Available Technology (BAT)	Audit nach EMAS, Umweltrisikoprüfung nach Eipper	Reduzierung der Umweltrisiken	Stakeholder
	Operativer Bereich	Umwelleistung Energieverbrauch, Wassernutzung, Abfallaufkommen, Emissionen, Flächennutzung, usw.	Umweltkennzahlen, EPE nach ISO 14031, Öko-Effizienz nach Stahlmann HUZ nach Goebels, Pape, Pick	Bodenkontamination, Wasserknappheit, Treibhauseffekt	Shareholder, Banken, Stakeholder, Bevölkerung
		Ökonomie	Umsatz, Geschäftsergebnis	Kundenzufriedenheit, Qualitätsaudit am Produkt	Erhöhung der Umweltrisiken, Erhöhung der Haftungsrisiken
		Sozialverträglichkeit	MA-Zufriedenheit	Fairer Handel, sozialer Frieden	Mitarbeiter, Handelspartner Sozialstaat
		Legalität	Compliance Audit, Umweltinspektionen	Keine Bußgeld, keine Strafverfahren	Betrieb, Gesetzgeber, Öffentlichkeit

Abbildung 2-13: Die Umwelleistungsbewertung und ihr Umfeld (Quelle: Eigene Darstellung)

¹¹³ Haben sich noch nicht einmal die Eco-Efficiency Indicators etabliert, beginnt schon die Debatte um Sustainability Indicators, die dann ein noch weiteres Band an Themen aufnehmen soll, wie auch Sozialverträglichkeit. Vgl. N.N. (1998): OECD Ministers adopt sustainable development goals, S. 13 und SCHALTEGGER, S., 1999, S. 12.

¹¹⁴ Zum Thema Umweltechnischer Fortschritt und nachhaltige Entwicklung vgl. HEMMELSKAMP 1997, S. 46-49

2.6 ZUSAMMENFASSUNG

Das Ergebnis dieser Betrachtung ist, dass der operative Bereich besser mit quantitativen Daten (Kennzahlen) beschrieben werden kann und der Management Bereich besser mit qualitativen Aussagen (verbal-argumentativ).

All diese Verfahren können aber eines nicht ableisten, nämlich das gleichzeitige Betrachten der quantitativen und qualitativen Kriterien. Dies ist jedoch notwendig, denn es wurde gezeigt, dass für den operativen Bereich die quantitativen Kriterien besser geeignet sind und für den Management-Bereich die qualitativen Kriterien.

Im Sinne einer umfassenden Betrachtung eines Umweltmanagementsystems darf sich ein Leistungsbewertungssystem demnach nicht nur auf quantifizierbare Größen beschränken. Viele Aspekte, die das Umweltmanagement stark beeinflussen können (nach NEFZER und NISSEN die „Umweltleistungsindikatoren“), sind nicht unmittelbar in numerischen Größen darstellbar wie etwa der Umfang und die Eignung von Maßnahmen zur Entwicklung umweltgerechter Produkte oder das Anspruchsniveau der betrieblichen Umweltpolitik. Ein EPES sollte daher sowohl numerische als auch nur verbal (und damit qualitativ) bewertbare Aspekte eines Umweltmanagements gleichermaßen berücksichtigen.

3 QUANTITATIVE UMWELTLEISTUNGSKRITERIEN

*Daran erkenn ich den gelehrten Herrn!
Was ihr nicht tastet, steht euch meilenfern;
Was ihr nicht fasst, das fehlt euch ganz und gar;
Was ihr nicht rechnet, glaubt ihr, sei nicht wahr;
Was ihr nicht wägt, hat für euch kein Gewicht;
Was ihr nicht münzt, das sagt ihr, gelte nicht!
Mephisto in Faust II¹¹⁵*

Keywords: Absolute Kennzahlen, Verhältniszahlen, Richtzahlen, Umweltmanagement-kennzahlen, Umweltbelastungskennzahlen, Umweltzustandskennzahlen, Kennzahlen-system, Quantifizierbarkeit, Vergleichbarkeit, ökologische Gefährdung, operative Umweltleistungskriterien

Im Jahre 1978 legte MÜLLER-WENK eine bis heute bestehende Grundidee vor: „Umweltbelastungen sollen rechenbar, schnell beurteilbar und vergleichbar sein.“¹¹⁶ Dieser Gedanke liegt auch diesem Kapitel zu Grunde. Es sollen Maßzahlen entwickelt werden, die Informationen über die Beeinflussung der Umwelt durch den Industriestandort geben. Denn um beurteilen zu können, ob ein Umweltmanagementsystem gut funktioniert, müssen auch die Auswirkungen analysiert werden, die von dem Industriestandort ausgehen, an dem das zu untersuchende Umweltmanagementsystem zu Hause ist. Würde man dabei feststellen, daß die Emissionen und der Ressourcenverbrauch immens sind und sich auch seit der Implementierung des Umweltmanagementsystems nicht verbessert haben, müsste man an der Funktionstüchtigkeit und an der Effizienz des Umweltmanagementsystems zweifeln.

Ein weiteres Argument für die quantitativen Kriterien ist ein betriebswirtschaftlicher Grundsatz, der da lautet: „What you cannot measure, you cannot manage!“

Die Umweltleistungsfähigkeit eines Unternehmens äußert sich also in zweierlei Punkten: Zum einen in dem Potential, Umweltschwachstellen richtig zu erkennen und diese schnell zu korrigieren¹¹⁷.

¹¹⁵ GOETHE, J. W. v. (1881): Sämtliche Werke, Stuttgart.

¹¹⁶ Vgl. MÜLLER-WENK, R. (1978): Die ökologische Buchführung

¹¹⁷ Die zur Bewertung dieser Aspekte notwendigen qualitativen Kriterien werden im Kapitel 4 dieser Arbeit besprochen.

Und zum anderen in dem Ergebnis, nämlich in der Erreichung maßgeblicher, von Gesellschaft und Wissenschaft geforderter Umweltziele. (STAHLMANN, V., 1996, S. 71)

NEFZER und NISSEN (1995, S. 6) nennen diese Maßzahlen AVP-Indikatoren (Anlagen-Verfahren-Produkt-Indikatoren). Sie zeigen direkt Umweltbelastungen auf, wie etwa die jährliche SO₂-Emissionen, den Verbrauch spezifischer Naturressourcen oder die zu entsorgende Menge Sonderabfall eines Standortes. Im Allgemeinen spricht man von Umweltkennzahlen. Bevor auf diese schon sehr speziellen Kennzahlen eingegangen werden kann, sollen die zum Verständnis notwendigen Grundlagen zum Thema Kennzahlen allgemein geschaffen werden.

3.1 Grundlagen der Kennzahlentheorie

Kennzahlen sind nicht neu, und sie sind auch keine Erfindung des betrieblichen Umweltschutzes. Vielmehr werden sie im Controlling schon seit langem benutzt.

In der täglichen betrieblichen Praxis mittlerweile selbstverständlich und zur Verfolgung klassischer ökonomischer Unternehmensziele unentbehrlich geworden, stützt sich das betriebswirtschaftliche Controlling auf Instrumente wie Kostenrechnung, Gewinn-und-Verlustrechnung oder Bilanzierung. Dabei werden allgemein bekannte absolute (z. B. Gewinn, Cash-Flow) und relative Kennzahlen (z. B. Finanzierungsquoten, Deckungsbeiträge, Produktivitätsziffern), so genannte „Hard Facts“, erhoben. Neben diesen Leistungskennzahlen gibt es auch Managementkennzahlen, die zwar nicht direkt einen finanziellen Wert ausdrücken, indirekt aber sehr wohl Aussagen über das Unternehmen zulassen. Diese Soft Facts sind z. B. Managementbonität, Human Resources, Krankenstand, Kundenstrukturdaten.

3.1.1 Begriffe und Systematisierung von Kennzahlen

Man unterscheidet drei Arten von Kennzahlen:

- Absolute Kennzahlen
- Verhältniszahlen
- Richtzahlen

Absolute Kennzahlen (Grundzahlen) können direkt aus der Dokumentation wie zum Beispiel aus der Bilanz oder der Gewinn-und-Verlustrechnung (GuV). Es sind meist Einzelzahlen, Summen, Differenzen oder Mittelwerte. Beispiele hierfür sind Bilanzgewinn und Umsatzerlös.

Im Umweltschutz spielen sie eine wichtige Rolle, denn sie geben Aufschluss über die tatsächlichen Mengen an Abfall, Emissionen, Verbräuchen von natürlichen Ressourcen usw. ¹¹⁸

Verhältniszahlen (Relativzahlen) werden gebildet, indem absolute Zahlen zueinander in Beziehung gesetzt werden. Eine Größe wird dabei an einer anderen Zahl gemessen. Die Masse, an der gemessen wird, wird als Bezugsgröße bezeichnet. Es gibt drei Arten von Verhältniszahlen ¹¹⁹:

a) Gliederungszahlen:

Bei den Gliederungszahlen wird eine Teilmasse zu der zugehörigen Gesamtmasse in Beziehung gesetzt. Es geht also um ein anteiliges Verhältnis, das in Prozent ausgedrückt wird. Ein Beispiel ist die Eigenkapitalquote

$$\text{Eigenkapitalquote} = \frac{\text{Eigenkapital}}{\text{Gesamtkapital}} \times 100$$

b) Beziehungszahlen:

„Bei den Beziehungszahlen werden wesensverschiedene absolute Zahlen zueinander in Beziehung gesetzt, die aber in einem inneren Zusammenhang stehen.“ Ein Beispiel ist der Deckungsgrad 1, der besagt, wie viel Prozent des Anlagevermögens durch Eigenkapital gedeckt ist.

$$\text{Deckungsgrad 1} = \frac{\text{Eigenkapital}}{\text{Anlagevermögen}} \times 100$$

c) Indexzahlen

„Bei Indexzahlen (Messzahlen) werden gleichartige, aber zeitlich oder räumlich getrennte Massen zu einer Basismasse in Beziehung gesetzt.“ Indexzahlen geben Aufschluss darüber, um wie viel Prozent sich ein Wert gegenüber dem Vergleichswert aus dem Referenzjahr verändert hat, wobei der Wert des Referenzjahres gleich 100 gesetzt wird. Dadurch lassen sich zeitliche Entwicklungen und Trends sehr gut erkennen und darstellen. Ein Beispiel hierfür ist der DAX[→] (Deutscher Aktienindex), der die Kursentwicklung der dreißig größten deutschen Aktiengesellschaften aufzeigt.

¹¹⁸ Letztlich hilft es nicht, wenn die Unternehmen zwar die relativen Umweltkennzahlen verbessern, jedoch die absoluten Mengen kaum gesenkt werden können, weil die Produktionszahlen ständig steigen.

¹¹⁹ Einteilung und Definitionen nach VOLLMUTH, H., 1998, S. 12 ff.

Richtzahlen (Orientierungszahlen) erhält man, indem man die Zahlen eines Unternehmens in Beziehung setzt zu branchenspezifischen Durchschnittszahlen.

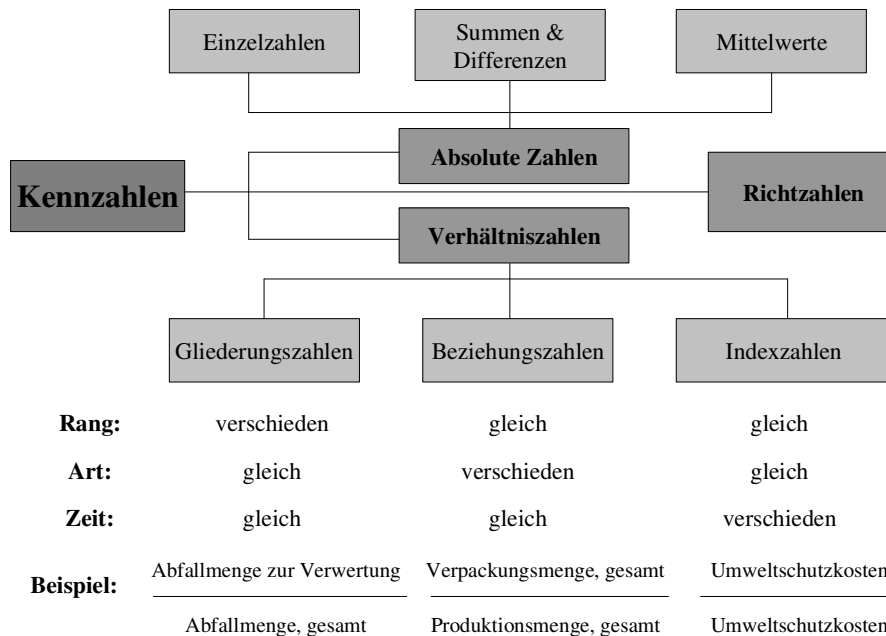


Abbildung 3-1: Kennzahlenarten (Quelle: Eigene Darstellung)

Seit Anfang der 90er Jahre werden nun auch Kennzahlen im betrieblichen Umweltschutz verwendet. (LOEW, T. UND KOTTMANN, K., 1996, S. 11) In diesem Moment werden aus den Kennzahlen die sog. Umweltkennzahlen. „Im betrieblichen Maßstab wird eine Kennzahl dann zur Umweltkennzahl, wenn sie einen betrieblichen Sachverhalt mit einem solchen der natürlichen Umwelt verknüpft.“

Neben der Einteilung in die verschiedenen Kennzahlenarten unterscheidet man drei verschiedene Kategorien von Umweltkennzahlen. (BUNDESUMWELTMINISTERIUM UND UMWELTBUNDESAMT, 1995, S. 540)

Umweltmanagementkennzahlen beschreiben die organisatorischen Aktivitäten des Managements im betrieblichen Umweltschutz und wie weit die Integration des Umweltmanagements in den normalen Geschäftsbetrieb fortgeschritten ist. (CLAUSEN, J., 1998, S. 54).

Umweltbelastungskennzahlen drücken aus, inwieweit Unternehmen o. a. zu Umweltbelastungen beitragen. Man unterscheidet Stoff- und Energiekennzahlen sowie Infrastruktur- und Verkehrskennzahlen. Umweltbelastungskennzahlen sind in deutschen Unternehmen die am meisten gebräuchlichen Umweltkennzahlen. Inzwischen wird für Umweltbelastungskennzahlen immer häufiger der Begriff Umweltleistungskennzahlen verwendet. Dies ist auf die englische Bezeichnung environmental per-

formance indicator (EPI), die in dem Normenentwurf ISO 14031 verwendet wird, zurückzuführen. „Durch die Übersetzung von „performance“ mit „Leistung“ ist der Begriff Umweltleistungskennzahlen entstanden, und auch die euphemistische Vokabel der betrieblichen Umweltleistung erfreut sich zunehmender Beliebtheit.“ (LOEW, T., KOTTMANN, H., CLAUSEN, J., 1997, S. 5) Beispiele sind Ressourcenverbrauch, Abfallmengen und Emissionen.

Als dritte Kategorie bleibt noch die der **Umweltzustandskennzahlen** oder Umweltqualitätskennzahlen zu erwähnen. Sie beschreiben den Zustand der natürlichen Umwelt. Allerdings werden sie allenfalls von Unternehmen mit großer regionaler Umweltwirkung erhoben. Beispiele sind Anzahl der Berufskrankheiten, Verringerung der Artenvielfalt, Einheiten an gefördertem Rohöl. (RENNINGS, K., 1994)

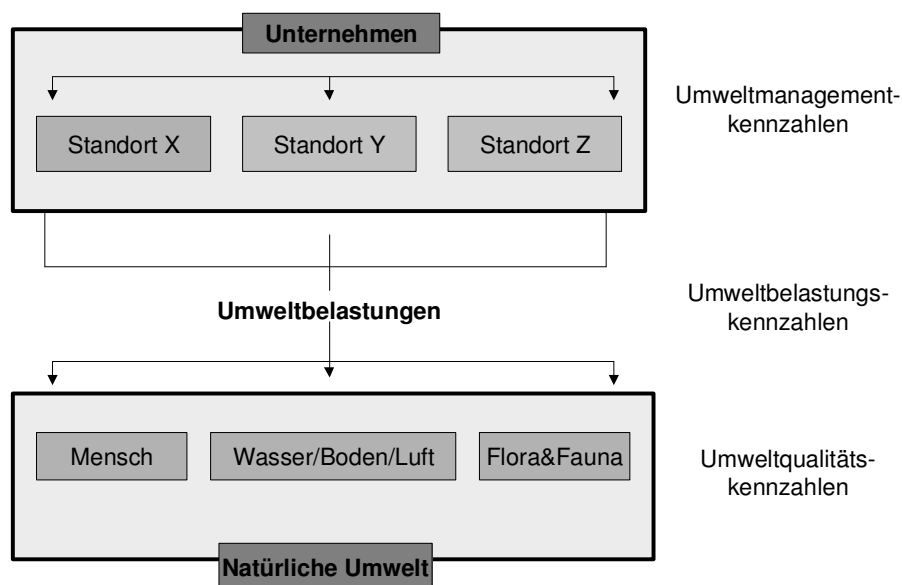


Abbildung 3-2: Kategorien von Umweltkennzahlen im Kontext Unternehmen/Umwelt (Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an CLAUSEN, J. 1998, S. 55)

Kennzahlen gibt es zudem auf fast allen betrieblichen Ebenen. Sie geben Auskunft über einen bestimmten Bereich oder Vorgang, auf unteren Ebenen etwa als direkte Steuerungsgröße für einen definierten Produktionsschritt (z. B. Fehlerquote, Lackverbrauch je Werkstückoberfläche). Auf höheren Ebenen können verschiedene Daten zu übergreifenden Kennzahlen zusammengefasst (verdichtet) werden, um z. B. die Effizienz eines größeren Bereichs oder komplexeren Vorgangs (bei Stückkosten eines Produktes) charakterisieren zu können. Als eine ökonomische Kennzahl der obersten Ebene gilt auch der Unternehmensgewinn. Sein Pendant bei Umweltkennzahlen - eine betriebliche „**Gesamtumweltkennzahl**“ - ist bis heute nicht definiert. MÜLLER-WENK schuf mit den „Äquiva-

lenzkoeffizienten“ einen Ansatz, der letztlich in eine ökologische Buchhaltung einfließen sollte. In einer „Highlevel-Aggregation“ wurden dann alle Umweltbelastungen mit Bewertungskoeffizienten verknüpft. Das Ergebnis war, dass am Ende des Prozesses eine einzige Kennzahl stand, quasi eine „Spitzenkennzahl“. (MÜLLER-WENK, R., 1978) Diese Methode fand aber bisher wenig Anwender, und in den Führungsetagen wird man - wie im kommerziellen Controlling auch - stets auf mehrere, die betrieblichen Umweltbelange umfassend charakterisierende Umweltkennzahlen zurückgreifen. (NAGEL, C. UND BRUNK, M., 1997, S. 51-62)

An dieser Stelle soll auch der Begriff Kennzahlensystem definiert werden. So ist ein Kennzahlensystem „eine geordnete Gesamtheit von Elementen (Kennzahlen), die in rechnerischer Verknüpfung (Rechensysteme) oder in einem sachlichen Systematisierungszusammenhang (Ordnungssysteme) zueinander stehen.“ (PEEMÖLLER, V. H., ET AL., 1996, S. 6)

3.1.2 Wofür Umweltkennzahlen ?

Warum werden aber bei den Unternehmen Umweltkennzahlen erhoben? Umweltkennzahlen werden im Text der EG-Öko-Audit-Verordnung weder explizit mit diesem Begriff bezeichnet noch werden sie gefordert. Die Erhebung von betrieblichen Umweltkennzahlen ist jedoch eng mit den inhaltlichen Anforderungen von EMAS verbunden. Sie unterstützen die Unternehmen bei der Umsetzung wesentlicher¹²⁰ Systemelemente:

- Festlegung von Umweltzielen und Umweltprogrammen
- Darlegung der kontinuierlichen Verbesserung
- Veröffentlichung von Umwelterklärungen

Zur Verbesserung als bedeutend anerkannter Umweltaspekte müssen im Rahmen der EG-Öko-Audit-Verordnung und ISO 14001 konkrete Umweltziele formuliert werden. Zu einem im Umweltprogramm festgelegten Zeitpunkt, z. B. am Ende eines Geschäftsjahres, ist es dann möglich, den Zielerreichungsgrad festzustellen. Zahlen ermöglichen an dieser Stelle einen präzisen Soll-Ist-Vergleich.

Außerdem lassen Kennzahlen die Entwicklung der betreffenden Bereiche über die Jahre beobachten und können so den kontinuierlichen Verbesserungsprozess (KVP) dokumentieren. Sie können aber auch Signale für ungünstige Trends geben. Managementkennzahlen liefern flankierende

¹²⁰ Vgl. hierzu auch FICHTER UND CIAUSEN, 1996, und RAUBERGER, 1996.

Informationen über die umweltbezogene Leistung und Leistungsfähigkeit des Unternehmens. (BUNDESUMWELTMINISTERIUM UND UMWELTBUNDESAMT, 1997, S. 5 f.) Durch direkte Messbarkeit des Zielerreichungsgrades kann betroffenen Mitarbeitern anschaulich der erreichte (Miss-) Erfolg dargestellt werden. Über die damit verbundenen Möglichkeiten, die (positiven und negativen) Auswirkungen ihres „Umwelt-Tuns“ direkt mitzuerleben, kann das Instrument Umweltkennzahlen somit auch als Werkzeug eines erfolgsorientierten Führens genutzt werden.

Neben dieser internen Verwendung liefern Umweltkennzahlen quasi nebenbei diejenigen Angaben, die zur Erstellung der Umwelterklärung verwendet werden können, wie es in der EG-Öko-Audit-Verordnung¹²¹ gefordert ist. Auch können sie für einen Umweltbericht oder auch für das Umweltkapitel eines Geschäftsberichts herangezogen werden. Besonders fortschrittliche Unternehmen werden vielleicht sogar die Chance zum Umwelt-Benchmarking ergreifen, für die Vielzahl der Unternehmen heute noch eine unangenehme Vorstellung, in Zukunft sicherlich ein wichtiger Wettbewerbsfaktor. (NAGEL, C. UND BRUNK, M., 1997, S. 51-62)

Außerdem helfen Umweltkennzahlen sowohl dem internen Umweltbetriebsprüfer bei der Umweltbetriebsprüfung¹²² als auch dem externen Umweltgutachter bei der Prüfung und Darlegung, inwieweit sich die betriebliche Umweltschutzsituation bezüglich der Verringerung von Umweltauswirkungen kontinuierlich verbessert hat. (RAUBERGER, R., 1998, Kap. 5.1.2.1)

In den geforderten Umweltmanagementsystem-Audits wird die Fähigkeit des Systems auditiert, kontinuierlich zur Verbesserung beizutragen. Da sich das Konzept der kontinuierlichen Verbesserung in der DIN ISO 14001¹²³ auf den Prozess der Weiterentwicklung des Umweltmanagementsystems stützt, um dadurch indirekt Verbesserungen der Umweltleistung zu erzielen, sind Kennzahlen zum Umweltmanagement eine mögliche Umsetzungshilfe.

3.1.3 Anforderungen an Umweltkennzahlensysteme

Im Folgenden soll auf die Anforderungen an Kennzahlensysteme eingegangen werden. Nicht weil an dieser Stelle ein neues Kennzahlensystem entwickelt wird oder weil das Umweltkennzahlensystem der Volkswagen AG überarbeitet werden soll. Vielmehr soll ein Instrument entwickelt werden, das mit wenigen, aber umso aussagekräftigeren Indikatoren auskommt und einen Eindruck gibt, wie es um die Umweltbelastung durch den Standort steht.

¹²¹ Vgl. EG-Öko-Audit-Verordnung Art. 5 Abs. 3 c

¹²² Vgl. EG-Öko-Audit-Verordnung Art 2 f.

¹²³ Vgl. DIN ISO 14001 Abs 3.1

Anforderungen an **Kennzahlensysteme** sind:

Quantifizierbarkeit: Kennzahlen können nur quantifizierbare Größen sein. Diese vermeintliche Banalität ist besonders dort angemessen zu berücksichtigen, wo es um die Abbildung nicht unmittelbar quantifizierbarer Sachverhalte geht, beispielsweise beim Umweltbewusstsein der Mitarbeiter und anderen Soft Skills. An dieser Stelle können letztlich immer nur Ersatztatbestände gemessen werden, die in entsprechende Kennzahlen zu fassen sind. (PEEMÖLLER, V. H., ET AL., 1996, S. 6)

Ein Beispiel dafür ist die Qualifizierung der Mitarbeiter im Umweltschutz. Als Managementkennzahl können die Schulungsstunden mit den entsprechenden Themengebieten pro Mitarbeiter angegeben werden. Kann ein Mitarbeiter nun eine hohe Stundenzahl bei entsprechenden Qualifizierungsmaßnahmen vorweisen, wissen wir aber über seinen tatsächlichen Ausbildungsstand nichts. Erstens gibt es keine Aussage über die Qualität der Schulungsmaßnahmen, und zweitens wissen wir nichts über seine Vorbildung zum Thema Umweltschutz bzw. darüber, was er sich privat aneignet, und drittens ist seine Motivation, dieses Wissen auch anzuwenden, ganz entscheidend. Deshalb werden die hier erarbeiteten Soft Skills nicht in Form von Managementkennzahlen in die Bewertungssystematik aufgenommen, sondern in Form von qualitativen Kriterien dargestellt. (Siehe Kapitel 4)

Weitere Anforderungen an Kennzahlen sind **Wesentlichkeit** und **Wirtschaftlichkeit**: Der Aufwand darf den Nutzen des Kennzahlensystems nicht übersteigen, die Erzeugung von Zahlenfriedhöfen ist sicherlich nicht Sinn der Sache. Um die **Praktikabilität** des Kennzahlensystems zu erhalten, sollte es sich auf wenige aussagekräftige Kennzahlen beschränken.

Was für das in dieser Arbeit zu entwickelnde Bewertungssystem gilt, gilt natürlich auch für die wesentlich umfangreicheren Umweltkennzahlensysteme von Unternehmen. Trotz der Berücksichtigung dieser Anforderungen beinhaltet das Kennzahlensystem der Volkswagen AG 58 Umweltkennzahlen. Dies liegt an der großen Produktpalette und den entsprechend diversifizierten und vielfältigen Produktionsstätten und -prozessen. Die große Anzahl ist für die Aufgabe eines praktikablen Vergleichs nicht handhabbar. Solch eine umfangreiche Auswahl hat aber den Vorteil, dass keine neuen absoluten Kennzahlen bzw. Daten erhoben werden mussten, sondern auf diese Datengrundlage zurückgegriffen werden konnte, um relative Kennzahlen zu entwickeln.

Die letzte wesentliche Anforderung an ein Kennzahlensystem ist die **Vollständigkeit**. Es muss das System, das es modellieren soll, vollständig abbilden, damit suboptimale Handlungsalternativen erkannt und vermieden werden können. Ein Umweltkennzahlensystem muss im Sinne dieser Vollständigkeitsforderung alle wesentlichen materiellen und energetischen Austauschbeziehungen aller betrieblichen Funktionsbereiche mit allen Umweltmedien quantitativ und qualitativ darstellen. (HORVATH, P. UND REICHMANN, T., 1993, S. 344 f.) Vollständigkeit ist nicht nur für die Planung,

sondern auch für die lückenlose Lokalisierung von Schwachstellen und Optimierungspotentialen erforderlich.

Die in der Literatur immer wieder zitierten hohen Ziele, Kennzahlen in der Planung einzusetzen und beim Festlegen von Unternehmenszielen zu berücksichtigen, sind aber nicht sehr praxisnah. Dies zeigen die folgenden Untersuchungen:

Um zu ermitteln, ob Kennzahlen auch im Planungsprozess einbezogen werden, wurde nach quantitativen Zielen im Zusammenhang mit Kennzahlen gefragt. Nur zu 50 % haben die Unternehmen zu den aufgestellten Kennzahlen in den drei vorwiegend angeführten Umweltbereichen Energie, Abfall und Wasser quantitative Zielwerte aufgestellt. Daraus wird ersichtlich, dass viele Unternehmen Kennzahlen eher zur Kontrolle und Überwachung und nur teilweise zur Zielbildung nutzen. (NAGEL, C. UND BRUNK, M., 1997, S. 51-62)

Zum gleichen Ergebnis kam eine vom IÖW durchgeführte Studie. Selbst bei Vorreitern im betrieblichen Umweltmanagement waren sie zum Zeitpunkt der Untersuchung noch wenig entwickelt und wurden vor allem zu Kontrollzwecken genutzt. (LOEW, T. UND HJALLMARSDDOTTIR, H., 1996, S. 53 f.)¹²⁴

Das bedeutet, dass zu den bereits genannten Anforderungen noch eine eminent wichtige hinzukommt, und das ist die der **Vergleichbarkeit**. Dabei stößt man aber auf einige Schwierigkeiten. So wiesen PEEMÖLLER ET AL. schon 1996 darauf hin, dass zwischenbetriebliche Vergleiche problematisch sind, weil nur eine relativ geringe Anzahl von Unternehmen Ökobilanzen aufstellen und Umweltkennzahlen bilden. Voraussetzung eines zwischenbetrieblichen Vergleichs ist eine Vergleichbarkeit der Umweltkennzahlen sowohl in materieller als auch in formeller Hinsicht. Materiell müssen hinter den Kennzahlenbezeichnungen gleiche Inhalte stehen, formell sind bei der Gewinnung und Aufbereitung des Zahlenmaterials die gleichen Methoden (z. B. gleiches Mess- und Rechenverfahren) anzuwenden. (PEEMÖLLER, V. H., ET AL., 1996, S. 5)

Eine Vergleichbarkeit der Daten ist auch allein deshalb nicht gewährleistet, weil allgemein gültige Standards zur Bilanzierung und Publizierung von Umweltdaten bislang fehlen. Die Daten sind gerade bei großen diversifizierten und an allen Standorten operierenden Unternehmen häufig lückenhaft und ungenau. Eine Schaffung von Bilanzierungsrichtlinien ähnlich denen im finanziellen Bereich wäre hilfreich“ (REINHARD, D., 1997, S. 28-29)

Zeitvergleiche verschiedener Produktionsstandorte eines Unternehmens sind nicht immer leicht durchführbar, denn auch hier ist zu beobachten, dass die gebildeten Umweltkennzahlen im Zeitablauf formell und materiell nicht immer einheitlich sind.

¹²⁴ Beispiele hierzu sind zu finden z. B. bei CLAUSEN, J., HALLAY, H., STROBEL, M. (1992) und SEIDEL, E., CLAUSEN, J., SEIFERT, E. (1998).

Dieses Problem wurde von der Umweltplanung Produktion/Standorte der Volkswagen AG erkannt, und bereits 1995 wurde ein Kennzahlensystem in den Standorten der Volkswagen AG und weiteren Standorten eingeführt. Im Juni 1999 wurde eine entsprechende Norm „Operative Indikatoren des Umweltschutzes – VW 98000“ eingeführt, die gewährleisten soll, dass die Datenerhebung einheitlich abläuft.

Auch das UBA hat einige Grundsätze zur Anwendung von Umweltkennzahlen erarbeitet. Die insgesamt sechs Grundsätze wurden in einer länderübergreifenden Studie mit Wissenschaft, Normung und Unternehmenspraxis abgestimmt. (BUNDESUMWELTMINISTERIUM UND UMWELTBUNDESAMT, 1997, S. 9) Sie lauten:

1. Vergleichbarkeit: Die Kennzahlen müssen einen Vergleich ermöglichen und Veränderungen der Umweltleistung widerspiegeln.
2. Zielorientierung: Die aufgestellten Kennzahlen müssen so gewählt sein, dass sie auf Verbesserungsziele hinwirken, die vom Unternehmen beeinflussbar sind.
3. Ausgewogenheit: Die Kennzahlen müssen die Umweltleistung möglichst aussagekräftig wiedergeben und sowohl Problembereiche als auch Umweltchancen ausgewogen darstellen.
4. Kontinuität: Um vergleichende Aussagen zu ermöglichen, müssen die Kennzahlen nach den gleichen Erfassungskriterien aufgestellt werden und sich auf vergleichbare Zeiträume bzw. Maßeinheiten beziehen.
5. Aktualität: Die Kennzahlenermittlung muss so häufig sein (z. B. monatlich, vierteljährlich, jährlich), dass das Unternehmen rechtzeitig Einfluss auf Zielgrößen nehmen kann.
6. Verständlichkeit: Die dargestellten Kennzahlen müssen für den Anwender klar und verständlich sein und seinen Informationsbedürfnissen entsprechen. Das System muss übersichtlich sein und sich auf die wichtigsten Zahlen konzentrieren.

Da diese Grundsätze tatsächlich nur Grundsätze sind und nicht praxisnah, wird dies im folgenden Kapitel aufgegriffen und später (in Kapitel 3.3) an konkreten Beispielen diskutiert. Das heißt aber nicht, dass sie von vornherein nicht beachtet werden sollen, sondern dass es in der Realität sehr schwierig sein wird alle, diese Grundsätze umzusetzen.

3.1.4 Grenzen der Kennzahlentheorie

In diesem Abschnitt sollen die Grenzen der Kennzahlen zur Sprache kommen. Das Wort Grenzen ist in zweierlei Hinsicht zu betrachten, erstens im Sinne einer eingeschränkten Einsatzfähigkeit der Kennzahlen und zweitens im Sinne der geographischen Abgrenzung des zu untersuchenden Systems.

Neben dem großen Vorteil, dass Kennzahlen messbare betriebswirtschaftliche, ökologische oder andere Daten zusammenfassen und in einen größeren Zusammenhang stellen und dabei wie ein Brennglas bündeln, so dass mehrere Daten zu einer aussagekräftigen Größe werden, gibt es auch Nachteile. (VOLLMUTH, H., 1998, S. 9) Besondere Aufmerksamkeit soll zum einen der grundsätzlichen Problematik gewidmet werden, die in der Verwendung von Modellen liegt, und zum anderen den typischen Fehlerquellen, die bei der Anwendung von Umweltkennzahlen in der Praxis auftreten.

Der Modellcharakter von Kennzahlensystemen

Die Bildung von Kennzahlen bedeutet die verkürzte Abbildung eines Realsystems auf der Grundlage der Modellbildung. Die grundsätzliche Aufgabe von betriebswirtschaftlichen Modellen ist die Gewinnung und Überprüfung von Informationen über interessierende Sachverhalte. Modelle geben auf Grund bestimmter Aspekte geordnete und verkürzte Abbildungen der Realität wieder. Abbildungsgegenstände können Merkmale, Eigenschaften und Relationen (Attribute) sein, denen Symbolisierungen (Prädikate) zugeordnet werden. Durch die Abbildung des Originals im Modell werden unzählige Originalattribute weggelassen, andere werden umgedeutet oder neu zusammengestellt. Insoweit handelt es sich bei Modellen immer um eine verkürzte Abbildung der Realität. (LOEW, T., KOTTMANN, H., CLAUSEN, J., 1997, S. 7 f. und 12)

Die betrieblichen Umweltkennzahlen bilden das System Betrieb, mit den von ihm verursachten Stoff- und Energieströmen ab. Dieses System umfasst, neben dem Betrieb selbst, sowohl die direkt zwischen Betrieb und Umwelt ablaufenden Stoff- und Energieströme, als auch die Stoff- und Energieströme zwischen Dritten (in Form von Rohstoffen und Produkten). In dem zu untersuchenden System sind also sowohl die im Rahmen der eigenen Wertschöpfungsstufe, als auch die auf den vor- und nachgelagerten Wertschöpfungsstufen (also während der Produktnutzung und -entsorgung) auftretenden Stoff- und Energieströme enthalten. Dieses System ist jedoch immer noch zu komplex, um es vollständig zu erfassen. Hier gilt es nun, die relevanten (und erfassbaren) Sachverhalte zu identifizieren, sie dann mit Hilfe von Modellen, wie etwa betriebliche Umweltkennzahlensysteme, darzustellen oder aber die Systemgrenzen der Untersuchung enger zu gestalten.

Die Systemgrenze soll aus diesem Grund in der vorliegenden Arbeit an den Standortgrenzen gezogen werden. Entsprechend dem Standortbegriff der EG-Öko-Audit-Verordnung.¹²⁵

Die Systemgrenze der in dieser Arbeit betrachteten Produktionsstandortes sei folgendermaßen definiert¹²⁶: „Das Werkgelände, auf dem die unter der Kontrolle eines Werkmanagement stehenden gewerblichen Tätigkeiten an einem bestimmten Ort durchgeführt werden, einschließlich damit ver-

¹²⁵ Vgl. EG-Öko-Audit-Verordnung Art. 2 k

¹²⁶ Vgl. Volkswagen-Norm 98000 „Operative Umweltindikatoren des Umweltschutzes der Volkswagen AG“, S. 3.

bundener oder zugehöriger Lagerung von Rohstoffen, Nebenprodukten, Zwischenprodukten, Endprodukten und Abfällen sowie der im Rahmen dieser Tätigkeiten genutzten beweglichen und unbeweglichen Sachen, die zur Ausstattung und Infrastruktur gehören.“

Die in der DIN EN ISO 14041 zur **Ökobilanz**¹²⁷ vorgeschlagene Abgrenzung eines Produktsystems für eine Ökobilanz wird in der vorliegenden Arbeit nicht übernommen. Es werden also nur die Elemente betrachtet, die sich innerhalb der Systemgrenze des Produktionsstandortes befinden. Dies ist in Abbildung 3.3 grafisch dargestellt.

Deshalb werden folgende Einflussfaktoren im späteren Verlauf der vorliegenden Arbeit nicht herausgerechnet:

- CKD-Versand¹²⁸
- Fertigungseinheiten, die nicht in einem Fahrzeug der Volkswagen AG eingebaut werden¹²⁹
- Teilkomponenten einer Fertigungseinheit, die nicht am Standort zu einer Fertigungseinheit verarbeitet werden
- Fertigungstiefe eines Standortes¹³⁰
- Bereiche, die Marken- oder Konzernfunktion haben

¹²⁷ Vgl. DIN EN ISO 14041 Ökobilanz – Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz, 1997, S. 6.

¹²⁸ CKD = Complete Knocked Down, Erklärung siehe Kapitel 3.3.3.

¹²⁹ Beispielsweise werden TDI-Motoren an Volvo geliefert.

¹³⁰ siehe ausführlich Kapitel 3.3.3.

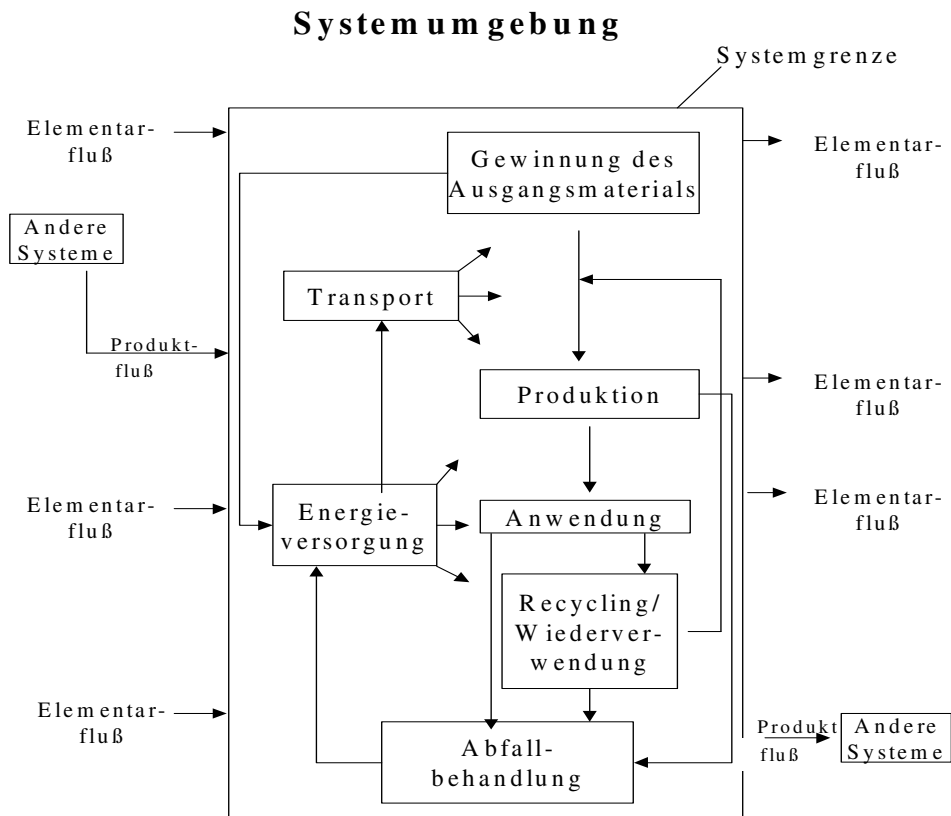


Abbildung 3-3: Die Systemumgebung eines Produktionsstandortes (Quelle: DIN ISO 14041 Ökobilanz in der Fassung vom Sept. 1997, S. 6)

Hauptfehlerquellen von Kennzahlensystemen

In diesem Abschnitt werden die für ein Kennzahlensystem typischen Fehler und ihre Fehlerquellen beleuchtet. Die Abbildung 3-3 zeigt anschaulich, dass man sich bei dem Umgang mit Kennzahlen bewusst sein muss, dass in jedem Arbeitsschritt, von der Erhebung über die Messung bis hin zur Auswertung, Fehler entstehen können.

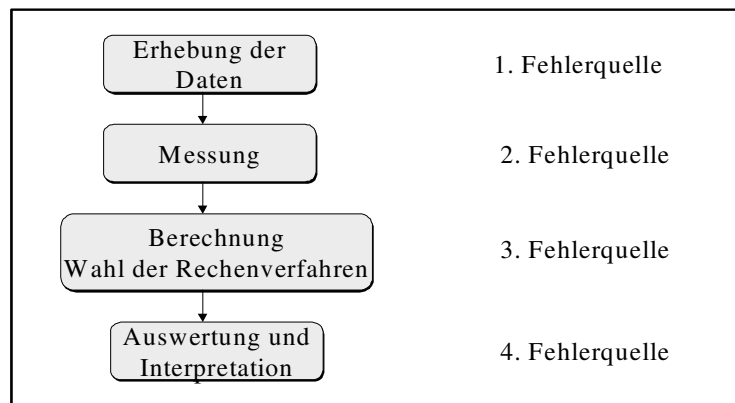


Abbildung 3-4: Hauptfehlerquellen eines Kennzahlensystems (Quelle: LOEW, T. UND HJALLMARSDDOTTIR, H., 1996, S. 32)

Schon bei der Datenerhebung ergibt sich das Problem, dass die Erhebungsart vom jeweiligen Umweltbereich abhängig ist und deshalb innerhalb eines Unternehmens stark differieren kann. Während bei Energiekennzahlen die Rechnungen der Energieversorger sowie eigene Strom- oder Wärmemesser von Bedeutung sind, spielt beim Abfall nach der Buchhaltung das Begleitscheinverfahren eine besondere Rolle. Der Wasserverbrauch wird genauso oft gemessen wie die Rechnungen als Datengrundlage dienen. Das Abwasser wird gemessen, Einzelstoffe werden über Lieferscheine und Einkaufsdaten erfasst. Die Angaben zur Erhebungsart bilden deshalb wichtige Hintergrundinformationen und lassen auf die Qualität der Daten schließen. Ferner bereiten die sehr komplexen Produktionsprozesse große Probleme bei der Datenerhebung. Beispiele hierfür sind die Berechnung der durch Verbrauch von Elektrizität oder Fernwärme verursachten Emissionen, die Zuordnung von Emissionen bei Koppelproduktion oder die Berücksichtigung der Vorleistung in der Ökobilanzierung. So ist z. B. gerade in der Automobilbranche mit scheinbar homogenen Produkten eine Vergleichbarkeit der Umweltdaten aufgrund der unterschiedlichen Fertigungstiefen nicht gegeben. (REINHARD, D., 1997, S. 28-29). Oft sind auch die unzureichende Datenbasis und Genauigkeit der Daten ein limitierender Faktor.¹³¹

¹³¹ Zwar wurde 1994 in Deutschland das Umweltinformationsgesetz verabschiedet, das die Umsetzung der europäischen Richtlinie des Rates vom 7. Juni 1990 über den freien Zugang zu Informationen über die Umwelt (90/313/EWG) darstellt, in der Praxis hat sich aber wenig geändert. Vielmehr wurden hier zahlreiche bürokratische und finanzielle Hürden installiert, die den Zugang zu Umweltinformationen praktisch unmöglich machen. Vgl. REINHARD, D., 1997, S. 28-29.

Neben den in Abbildung 3-4 gezeigten typischen Fehlerquellen treten bei den Kennzahlensystemen der meisten Unternehmen noch weitere Lücken auf: Risiken, die von Technologien mit hoher Eingriffstiefe und geringer Fehlerfreundlichkeit ausgehen, die oft aber besonders „öko-effizient“ sind, werden selten in das Umweltkennzahlensystem der Unternehmen aufgenommen. Diese Tatsache beruht aber nicht auf einem Problem des Kennzahlensystems an sich, sondern auf der Schwierigkeit, diese Risiken in einer Kennzahl wiederzugeben. Der EGT European Green Table (EGT) gibt zu bedenken, dass Umweltwirkungen wie Verringerung der Biodiversität und der Ästhetik durch Veränderung von Landschaften in Kennzahlensystemen bisher ebenfalls nicht zum Ausdruck kommen. (LOEW, T., ET AL., 1997, S. 18)

Die hier gezeigten Fehlerquellen betreffen Kennzahlen im Allgemeinen. Wenn relative Kennzahlen gebildet werden sollen, kommen noch einige Probleme hinzu. Die Problematik von relativen Kennzahlen wird im Kapitel 3.3 an konkreten Beispielen dargestellt.

3.2 DAS UMWELTKENNZAHLENSYSTEM DER VOLKSWAGEN AG

An dieser Stelle soll nicht das Für und Wider der einzelnen absoluten Umweltkennzahlen diskutiert werden, sondern hier soll nur ein Überblick gegeben werden über das Kennzahlensystem der Volkswagen AG. Es dient dieser Arbeit als Datengrundlage für die spätere Entwicklung der relativen Kennzahlen. Eine systematische Darstellung ist in Abbildung 3-5 zu sehen.

In dieser Arbeit werden fünf automobilproduzierende Standorte untersucht. Es handelt sich ausschließlich um Werke des Volkswagen-Konzerns, und sie wurden aufgrund ihrer guten Datengrundlage ausgewählt. Außerdem spielte bei der Auswahl die Tatsache eine Rolle, dass die Produktionsprozesse möglichst gleich gestaltet sein sollten. Reine Motorenwerke wie Salzgitter fielen aus der Auswahl, weil hier die Produktionsprozesse und das Produkt zu verschieden sind. Auch das Stammwerk Wolfsburg, das sehr heterogen ist, d. h., es gibt sowohl Fahrzeugemontage als auch große mechanische Fertigungen, wurde ebenfalls nicht betrachtet. Da in Wolfsburg auch die Forschung und Entwicklung angesiedelt ist, in der alleine etwa 10.000 Mitarbeiter beschäftigt sind (von etwa 50.000 Mitarbeitern insgesamt am Standort Wolfsburg), wäre der nicht produzierende „Wasserkopf“ zu groß.

Schließlich fiel die Wahl auf die Werke Emden (Volkswagen AG), Hannover (Volkswagen Nutzfahrzeuge), Mosel (Volkswagen Sachsen GmbH), Neckarsulm (Audi AG) und Pamplona (Volkswagen Navarra S. A.). Aus Gründen der Geheimhaltung werden die Namen der Standorte im Folgenden nicht mehr genannt, sondern sie werden mit den Buchstaben A bis E versehen, so dass eine Zuordnung nicht mehr möglich ist.

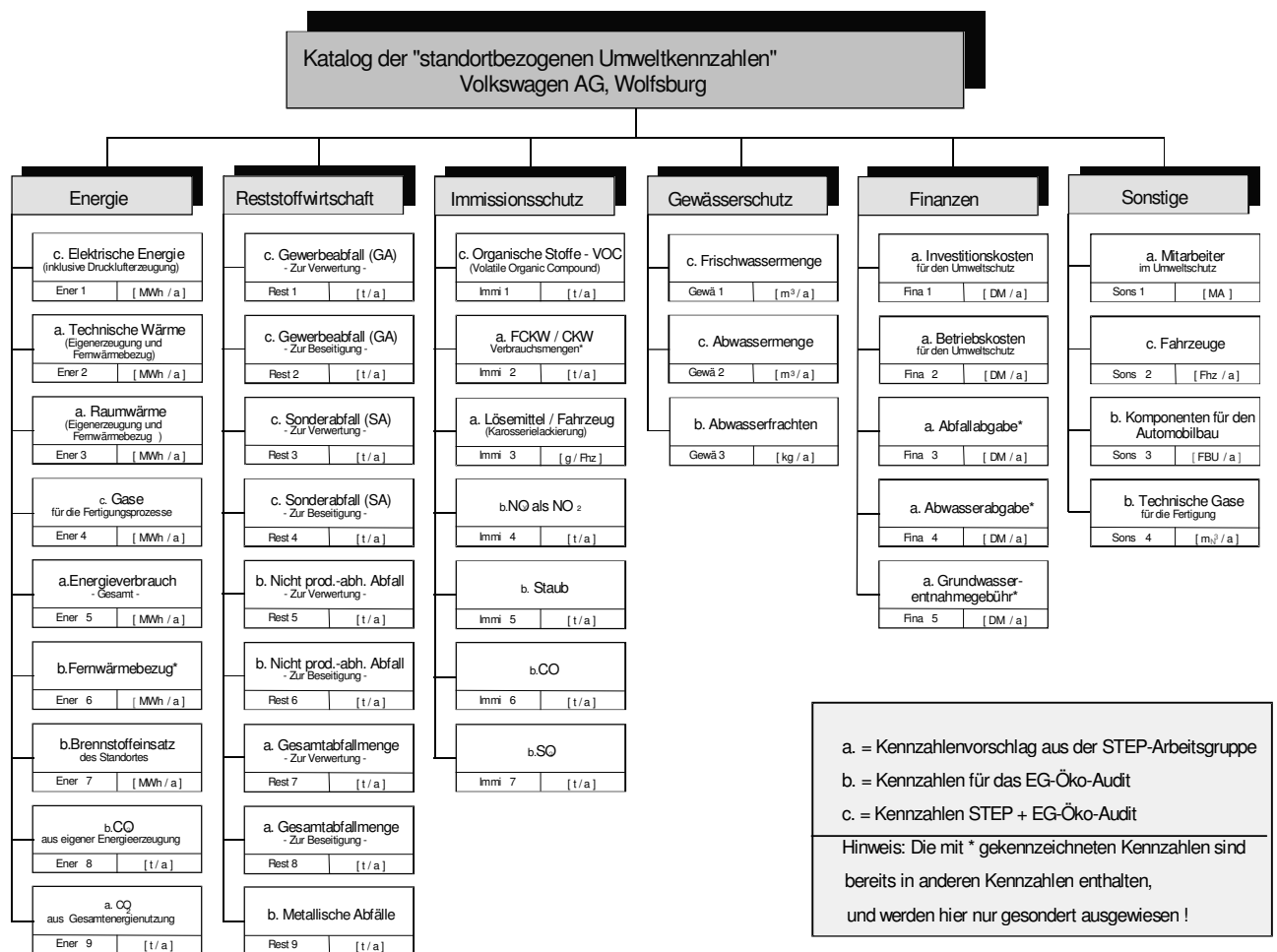


Abbildung 3-5: Katalog der standortbezogenen Umweltkennzahlen der Volkswagen AG (Quelle: Volkswagen AG, K-EFUW Umweltplanung Produktion/Standorte, 1999)

3.3 DIE ENTWICKLUNG VON GEEIGNETEN OPERATIVEN UMWELTLEISTUNGSKRITERIEN

Es wurde gezeigt, dass Kennzahlen immer nur Ausschnitte der Wirklichkeit darstellen. Der richtige Indikator macht die Wirklichkeit verständlicher als das Zusammentragen aller verfügbaren Daten. Durch die Auswahl passender Indikatoren kann ein Unternehmen seine Umweltleistung messen, einschätzen und vermitteln. Für das Management sind solche Indikatoren das Mittel, um von einer großen Menge teilweise inkonsistenter und irrelevanter Daten zu aussagekräftigen Informationen zu kommen. (KLEIVANE, T., 1998, S. 101)

Für die Bewertung des ökologischen Fortschritts innerhalb eines Unternehmens gibt es schon zahlreiche Konzepte und Anleitungen.¹³² Um jedoch Unternehmen innerhalb eines ähnlichen Geschäftszweiges vergleichen zu können, müssen ökologische Kennzahlen wie z. B. Energieverbrauch pro Outputeinheit oder Umsatz berechnet werden. Dabei müssen die Bezugsgrößen innerhalb der zu vergleichenden Gruppe von Unternehmen identisch oder zumindest ausreichend ähnlich sein. So ist z. B. gerade in der Automobilbranche mit relativ homogenen Produkten eine absolute Vergleichbarkeit der Umweltdaten auf Grund der unterschiedlichen Fertigungstiefen bisher dennoch nur schwer möglich. Ein Unternehmen bzw. ein Produktionsstandort mit einer im Verhältnis zu den Konkurrenten geringeren Fertigungstiefe hätte nämlich sicherlich bessere Umweltkennzahlen vorzuweisen als die Konkurrenz, da ein Großteil der Emissionen und Verbräuche bei seinen Zulieferern anfällt. Dies führt dazu, dass ein theoretisch relativ leicht zu bewältigender direkter Vergleich der Umweltdaten von Unternehmen bzw. Produktionsstandorten aus der gleichen Branche in der Praxis noch nicht möglich ist und eine Berechnung von Branchenindizes weiterhin von methodischen Schwierigkeiten behindert wird. (HABLER, R. UND DEML, M., 1998, S. 42-43)

Will man trotz aller in der Literatur gehegter Vorbehalte geeignete quantitative Kriterien bzw. relative Kennzahlen entwickeln, die die Realisierung von Umweltentlastungen in der Produktion widerspiegeln sollen, muss man sich von Beginn der Überlegungen an über folgende Punkte im Klaren sein:

- Wie aus **Produktökobilanzen** bekannt ist, sind die größten Umweltbelastungen beim Produkt Auto nicht in der Herstellungsphase, sondern in der Nutzungsphase zu sehen. Abbildung 3-1 zeigt, dass beim Volkswagen 3-Liter-Auto 68 % des Bedarfs an Primärenergie in der Nutzungsphase anfällt. Im Vergleich zum Golf (80 %) ist das schon deutlich weniger geworden, jedoch erfordert die Herstellung nur 24 % des Gesamtenergiebedarfs.¹³³ Zwar fällt dieser hauptsächlich auf die Produktion der Werkstoffe außerhalb der Automobilfabriken, aber es bedeutet auch, dass man beim Herstellungsprozess von vornherein nicht so viel Potential vorfindet wie in der Nutzungsphase. Allerdings ist man hier nicht auf die Zusammenarbeit und Einsicht des Kunden angewiesen, sondern nur auf die der Mitarbeiter im eigenen Unternehmen, und bei ihnen ist eine Manipulation von Denken und Handeln viel besser möglich.

¹³² Ein aktuelles Beispiel stellt die VDI-Richtlinie 4050 „Betriebliche Kennzahlen für das Umweltmanagement – Leitfaden zum Aufbau, Einführung und Nutzung“ vom Juni 2000 dar.

¹³³ Zur Sachbilanz des 3-Liter-Lupo siehe SCHWEIMER, G. W., 1998, S. 107-125.

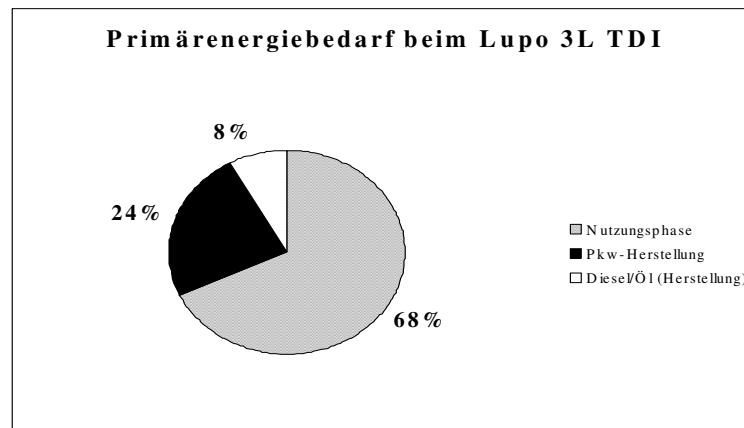


Abbildung 3-6: Primärenergiebedarf beim 3-L-Auto (Quelle: Umweltbericht der Volkswagen AG 1999 / 2000, S. 15)

- Fortschritte der Öko-Effizienz in der Herstellung werden unter Umständen durch erhöhte Absatzzahlen wieder aufgezehrt.¹³⁴
- Es kann zu Problemverlagerungen entlang des Lebenszyklus kommen. Bei Leichtbauweisen mit Aluminium und Magnesium, die zur Senkung des Ressourcenverbrauchs während der Nutzungsphase des Produktes führen soll, wird zur Herstellung der Werkstoffe ein höherer Energieinput gebraucht. (SCHOLL, G. U. UND CLAUSSEN, J., 1999, S. 10-11)

Dieser Sachverhalt ist zwar in den Sachbilanzen der Produkte sichtbar, nicht aber in den hier zu entwickelnden Kennzahlen.

- Es ist nicht zu quantifizieren, und schon gar nicht in den hier zu entwickelnden Kennzahlen, ob Absatzwachstum zwingend mit erhöhter Umweltbelastung einhergeht oder die Verdrängung weniger öko-effizienter Produkte vom Markt und auch die Schließung von weniger öko-effizient produzierenden Betrieben zur wirksamen Umweltentlastung beitragen. (STAHLMANN, V. UND CLAUSSEN, J., 1999, S. 20)

Andere Autoren wie SPILLER (1996) fordern sogar Umweltindikatoren, die auch die ökologische Gefährdung einbeziehen. Was aber ist unter ökologischer Gefährdung zu verstehen?

Die erste Form der **ökologischen Gefährdung** beruht auf dem Verbrauch von Ressourcen, insbesondere der Verwendung der fossilen Energieträger, der hohen Ausbeutung mineralischer Rohstoffe, aber auch der Flächen- und Wassernutzung. Seit dem zweiten Weltkrieg hat das hohe Wachstum der Weltwirtschaft zur einer rasanten Ausweitung der entsprechenden Folgeprobleme geführt, von regio-

¹³⁴ Vgl. Geschäftsbericht der Volkswagen AG und anderer Unternehmen der Automobilbranche.

nen Abfallkrisen bis zu den globalen Fragen der Klimaveränderung. Nach dem ersten Hauptsatz der Thermodynamik können die in den Wirtschaftskreislauf fließenden Material- und Energieströme nicht verloren gehen, sondern belasten in Form von Abfällen und Emissionen die Ökosphäre.

Die zweite Form der ökologischen Gefährdung hat später eingesetzt und überlagert die erste Phase. Sie ist gekennzeichnet durch die Anwendung neuer Technologien, beginnend mit der Großchemie über die Kernenergie bis zu bio- und gentechnologischen Verfahren. Nicht mehr der hohe Verbrauch natürlicher Ressourcen, sondern deren Umwandlung in „künstliche Aggregate“, in denen die Materie selbst zum Resultat der Technik wird, prägt das technologiegestützte Wachstum. Das Ergebnis ist zwiespältig: Zum einen gelingt es durch die Verwertung wissenschaftlicher Erkenntnisse, Produkte ressourcensparend zu produzieren. Auf der anderen Seite geht dies mit einer Erhöhung der Risikointensität des Wirtschaftens einher, wie sie die Ozonproblematik und Kernenergieunfälle beispielhaft verdeutlichen. (SPILLER, A., 1996, S. 22-24)

Aufbauend auf dem in Kapitel 3.1 zu den allgemeinen Anforderungen an Verfahren zur Umweltleistungsbewertung Gesagten, soll hier der Frage nachgegangen werden, welche Umweltkennzahlen sind geeignet, die Umweltleistung eines Standortes messbar zu machen. Wie müssen die relativen Kennzahlen aussehen? Welche Parameter müssen eingehen? Welche Bezugsgrößen sind sinnvoll und aussagekräftig? Sie sollen außerdem das komplexe System Umweltmanagement/betrieblicher Umweltschutz auf wenige, leicht anwendbare Parameter reduzieren. Die noch zu entwickelnden Indikatoren zur Öko-Effizienz gruppieren sich im Wesentlichen um vier entscheidende Stoffströme:

- Materialverbrauch
- Energieverbrauch
- Aufbereitungsabfälle
- Umweltschädigende Produkte, Abfall eingeschlossen (JIMÉNEZ-BELTRÁN, D., 1999, S. 69)

Kennzahlen der realen Öko-Effizienz können also ähnlich gestaltet sein wie es STAHLMANN vorschlägt. Bei der realen Öko-Effizienz wird also der Bezug hergestellt zu einer zweiten Größe. Beispiele sind:

- Spezifischer Endenergieverbrauch/Nettoproduktionswert
- Spezifischer Energieverbrauch/Beschäftigten
- Originär-Recyclingquote
- Sonderabfallquote
- Spezifische Emissionen

Um Fehlinterpretationen zu vermeiden (z. B. Energieverbrauch sinkt absolut wegen rückläufiger Produktion), schlägt er vor, Geschäftsdaten zum Vergleich heranzuziehen. Unter Umständen beruhen sinkende Energieverbräuche oder abnehmende Emissionen auch auf einer gesunkenen Fertigungstiefe. (STAHLMANN, V., 1996, S. 70-76)

Diese relativen Kennzahlen müssen die Umweltleistung des Unternehmens unabhängig von dessen Größe ausdrücken. Um für die Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen großen Unternehmen oder Produktionsstandorten eine ausreichende Objektivität zu gewährleisten, müssen die absoluten Verbräuche und Emissionen auf aussagekräftige Bezugsgrößen (pro Mitarbeiter, pro Produkt o. Ä.) bezogen werden.¹³⁵ Dabei kommt deren einheitlicher Definition eine Schlüsselrolle im Benchmarkingprozess zu.

(SEIDEL, E., ET AL, 1998, S. 142-167)

RAUBERGER fand bei der Untersuchung von relativen Umweltkennzahlen im Bankgewerbe heraus, dass allein durch verschiedene Definitionen der Flächenbezugszahl (Bruttogeschossfläche, Nettogeschossfläche oder Hauptnutzfläche) Unterschiede bei der Berechnung der Kennzahlen von bis zu 50 Prozent die Folge sein können. Auch für die Bezugsgröße „pro Tag“ werden in der bisherigen Berichterstattungspraxis durch Varianten von 220 bis 260 Arbeitstagen pro Jahr Unschärfen von bis zu 18 Prozent verursacht. Gleiches gilt für die Definition der Anzahl der Beschäftigten, wobei zwischen Vollzeit-, Teilzeit-, Ausbildungs- und Aushilfskräften unterschieden wird.

Auch die zu vergleichenden Basisdaten (wie Energieverbrauch oder Abfallaufkommen) müssen nach gleichen Erfassungs- bzw. Bilanzierungsrichtlinien abgegrenzt und erfasst werden. So ist es für den Vergleich von Emissionswerten zwingend notwendig abzustimmen, ob hierfür nur bankeigene Heizungsanlagen oder auch zuzurechnende Kraftwerks- und Transportemissionen mit in die Ermittlung einbezogen werden. (RAUBERGER, 1996, S. 17-19)

In den folgenden Abschnitten (Kapitel 3.3.1 bis 3.3.7) werden vom Autor operative Umweltleistungskriterien vorgestellt und für ausgewählte Produktionsstandorte des Volkswagen-Konzerns berechnet.

¹³⁵ Weitere Beispiele werden genannt in SEIFERT, E. K., 1998a, S. 117 und SEIDEL, E., LOSSIE, A., WEBER, F. M., 1998, S. 141-167.

3.3.1 Die Abfallverwertungsquote

In den Industrieländern stellen die anfallenden Abfallmengen ein immer größeres Problem dar. Hierbei sind nicht nur die Mengen erheblich und der durch die Entsorgung in Anspruch genommene Deponieraum, sondern auch die vielen zum Teil gefährlichen Inhaltsstoffe (siehe Kap. 3.3.5). Hauptziel aller Maßnahmen ist die Reduktion des Abfallaufkommens und der erneuten Nutzung der Abfälle im Sinne der Kreislaufwirtschaft.

Die in diesem Kapitel vorgestellte Kennzahl Abfallverwertungsquote gibt Auskunft darüber, wie groß der Anteil der Abfälle ist, die auf irgendeine Art und Weise verwertet werden können und nicht beseitigt werden müssen, bezogen auf den Gesamtabfall. Zum besseren Verständnis sollen zunächst einige Begriffe definiert werden. Die Definitionen sind der Volkswagen-Norm 98000 und dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW/-AbfG) vom 27.09.1994 entnommen.

Definition Abfall

Abfälle sind alle beweglichen Sachen, denen sich ihr Besitzer entledigen will oder denen sich ihr Besitzer auf Anordnung zuständiger Behörden entledigen muss, weil dies zur Vermeidung von Umweltgefährdungen erforderlich ist.¹³⁶

Abfälle sind Stoffe oder Produkte, deren ursprüngliche Zweckbestimmung entfallen ist oder aufgegeben wurde.¹³⁷ Ein Beispiel: Eine Altmaschine, die abgegeben wird und bei einem Dritten weitergenutzt wird, bleibt Produkt. Wird die Altmaschine verschrottet und deren metallische Anteile der Stahlerzeugung zugeführt, ist die Altmaschine Abfall. Als Ergänzung dazu und zur Konkretisierung für den Geltungsbereich der Volkswagen-Norm 98000 ist folgende Definition zu sehen:

Abfälle sind alle Stoffe, die als Reststoffe aus Produktionsprozessen anfallen, sämtliche Einwegverpackungsmaterialien, Abfälle aus Sanitär- und Kantinenbereichen und der Werksinstandhaltung sowie Werkstätten und der technischen Entwicklung.¹³⁸

Definition Entsorgung

Der Begriff Entsorgung umfasst die Verwertung und Beseitigung¹³⁹.

¹³⁶ Vgl. KrW/-AbfG § 3 Abs. 1; Eine Liste der Abfallgruppen befindet sich in Anhang I.

¹³⁷ Vgl. KrW/-AbfG § 3 Abs. 4

¹³⁸ Vgl. VW-Norm 98000, S. 7

¹³⁹ Vgl. KrW/-AbfG § 3 Abs. 7

Definition Abfallverwertung

1. Stoffliche Verwertung liegt dann vor, wenn nach wirtschaftlicher Betrachtungsweise, unter Berücksichtigung der im Einzelnen bestehenden Verunreinigungen, der Hauptzweck der Maßnahme in der Nutzung des Abfalls und nicht in der Beseitigung des Schadstoffpotentials liegt. Können die Abfälle in den Markt als Rohstoff abgegeben werden, ist zunächst unerheblich, ob die Verwertung auf der gleichen Wertstufe oder darunter erfolgt¹⁴⁰.

Beispiele: Autoaltglas wird wieder Autoglas = Verwertung auf gleicher Wertstufe
 Autoglas wird zu minderwertigerem Bauglas (Glasbausteine) = geringere Wertstufe

Zur Beurteilung des Hauptzweckes kommen im Einzelfall drei Kriterien zum Tragen: (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (LAGA), 1997, S. 24 ff.)

Die Mengenbetrachtung:

So ist eine Maßnahme im Hauptzweck grundsätzlich dann als stoffliche Verwertung anzusehen, wenn die Bestandteile des Abfalls vollständig oder zu einem überwiegenden Anteil einer erneuten Nutzung zugeführt werden. Ist der Anteil der gewonnenen oder genutzten Stoffe nur gering, so sind die Verwertungseffekte nur Nebenzweck einer in der Hauptsache auf die Beseitigung des nicht verwertbaren Abfallanteils gerichteten Maßnahme. (Anhaltspunkt < 50 % der Ausgangsmenge)

Ein Beispiel ist die Aufarbeitung von Salzschlacke aus der Sekundär-aluminiumgewinnung. Dabei fallen an:

- 6 % Aluminiumgranulat, das zur Gewinnung von Aluminium verwendet wird,
- 61 % Salzmisch, das als Schmelzsatz wieder eingesetzt wird,
- 33 % aluminiumhydroxidhaltiger Rückstand (Tonerde).

Die Verwertung der Tonerde unterliegt starken Schwankungen, sie muss zeitweilig komplett deponiert werden. Gleichwohl handelt es sich bei dem Verfahren um eine stoffliche Verwertung, wenn nachgewiesen werden kann, dass der überwiegende Anteil des Ausgangsmaterials stets einer erneuten Nutzung zugeführt wird.

Die Wertbetrachtung:

Der Wert der tatsächlich verwertbaren Stoffe ist ein Indiz für den wirtschaftlichen Nutzen, der aus der Gewinnung der sekundären Rohstoffe bzw. den stofflichen Eigenschaften der Abfälle gezogen wird. Dieser Wert bemisst sich an dem Erlös, der nach der Aufbereitung für die verwertbaren Stoffe

¹⁴⁰ Vgl. KrW/-AbfG § 6

auf dem Markt erzielt werden kann. Durch die Einbeziehung des Wertes wird die Wertbetrachtung maßgeblich, wenn sie im Gegensatz zur Mengenbetrachtung zu dem Ergebnis „Verwertung“ führt.

Ein Beispiel hierfür ist das Bleiglas: Bleiglas aus der Demontage von Elektronikschrott (Bildröhren) mit 15 % Bleigehalt wird einer Sekundärbleihütte zugeführt. Unter der Annahme, dass der Glasanteil nicht verwertet werden kann, sondern über die Schlacke beseitigt wird, liegt eine stoffliche Verwertung nach der Mengenbetrachtung nicht vor. Eine Prüfung nach der Wertbetrachtung führt zu folgendem Ergebnis. Der Abfallbesitzer muss einen Annahmepreis (Hüttenlohn) an die Bleihütte von 300 DM/t entrichten. Der durchschnittliche Marktwert von Blei beträgt 1100 DM/t, der durchschnittliche Werterlös aus 1 t Bleiglas somit $0,15 \times 1100 = 165$ DM/t. Der Erlös deckt also mehr als 50 % der Verfahrenskosten und damit auch einen angemessenen Teil der Aufwendungen für die Abfallbehandlung. Nach der Wertbetrachtung ist also eine stoffliche Verwertung gegeben.

Die Schadstoffbetrachtung:

Bei der Beurteilung des Hauptzweckes der Maßnahme müssen auch die im einzelnen Abfall vorhandenen Verunreinigungen berücksichtigt werden. Art und Ausmaß der Verunreinigungen bestimmen, ob der Hauptzweck der Maßnahme in der Nutzung des Abfalls oder in der Beseitigung des Schadstoffpotentials liegt.¹⁴¹

Ein Beispiel ist Bodenmaterial mit schädlichen Verunreinigungen. Dieses wird in einer Bodenwaschanlage behandelt. Die schädlichen Verunreinigungen werden im dabei anfallenden Leichtgut, Flotatschlamm und Sedimentfilterkuchen aufkonzentriert, separiert und auf einer Sonderabfalldeponie beseitigt. Das von Schadstoffen befreite Bodenmaterial kann einer Verwendung in der Bauwirtschaft zugeführt oder auf dem Grundstück, wo es entnommen wurde, wieder eingebaut werden. Es handelt sich im Hauptzweck um eine Beseitigungsmaßnahme, weil die Abtrennung und die sich anschließende Beseitigung der Schadstoffe Ziel der Behandlung und Voraussetzung einer anschließenden Verwertung ist. Außerdem ist der sehr geringe wirtschaftliche Wert des gereinigten Bodens im Vergleich zu den Verfahrenskosten ein Indiz für eine Beseitigungsmaßnahme.

2. Thermische Verwertung liegt dann vor, wenn die energetische Nutzung und nicht die Beseitigung des Schadstoffpotentials überwiegt. So darf eine thermische Verwertung nur bei einem Heizwert von 11.000 kJ/kg vorgenommen werden. Außerdem muss die genutzte Anlage einen Feuerungswirkungsgrad von 75 % aufweisen.¹⁴² Der reine Brennwert muss höher sein als ein ggf. erforderlicher Energieaufwand für die Vorbehandlung zur Verbrennung, wie z. B. eine Trocknung. Eine energeti-

¹⁴¹ Vgl. KrW-/AbfG § 4 Abs. 3

¹⁴² Vgl. KrW-/AbfG § 6 Abs. 2. 1-4

sche Verwertung ist also nicht gegeben, wenn die Beseitigung des Schadstoffpotentials für eine thermische Behandlung der Abfälle im Vordergrund steht.

Ein Beispiel: Die Verbrennung von Flüssigkeiten mit hohem Umweltgefährdungspotential wie chlorierten Kohlenwasserstoffen (CKW/CHC) oder polychlorierten Biphenylen (PCB) wird demzufolge nicht als energetische Verwertung definiert.

Definition Abfallbeseitigung: ¹⁴³

Unter Beseitigung ist die dauerhafte Ausschleusung der Abfälle aus der Kreislaufführung, also die Deponierung oder die Verbrennung (auch Pyrolyse)¹⁴⁴ sowie die vorherige chemisch-physikalische Behandlung von Abfällen zur Beseitigung des Schadstoffpotentials zu verstehen. Gemäß den oben angesprochenen Betrachtungsweisen ist eine Maßnahme als Abfallbeseitigungsmaßnahme einzustufen, wenn Verwertungseffekte von untergeordneter Bedeutung sind und der Hauptzweck die Abfallbeseitigung ist.

Ein Beispiel: Ein Transformator, dessen Belastung 500 mg/kg PCB in der Kühlflüssigkeit beträgt, muss nach der Chemikalien-Verbotsverordnung¹⁴⁵ und der Gefahrstoffverordnung¹⁴⁶ außer Betrieb genommen und dekontaminiert oder entsorgt werden. In einer Spezialanlage wird das PCB-kontaminierte Trafoöl abgelassen, und Restkontaminationen werden beseitigt. Das dekontaminierte Metall, ca. 80 % des Gesamtabfalls, wird einem Stahlwerk zugeführt. Die PCB-belasteten Einbauteile und die Kühlflüssigkeit werden durch Ablagerung im Untertagebau oder durch thermische Behandlung (Verbrennung) beseitigt. Diese thermische Behandlung im Sinne der Spalte 3 des Anhangs der Chemikalien-Verbotsverordnung ist nach einer abfallrechtlichen Beurteilung als Beseitigung anzusehen, da sie hauptsächlich darauf gerichtet ist, die Schadstoffe zu eliminieren. Die energetische Nutzung ist nur Nebenzweck. Hauptzweck ist die Schadstoffbeseitigung, und so ist die Maßnahme als Beseitigung einzustufen. Auch die Verbrennung von anderen Flüssigkeiten mit hohem Umweltgefährdungspotential wie CKW wird neben dem angesprochenen PCB gemäß KrW-/AbfG generell der Beseitigung zugeordnet.¹⁴⁷

Im Folgenden soll erläutert werden, um welche Materialien es sich handelt, die in der Automobilindustrie typischerweise als Abfälle der verschiedenen Klassen anfallen.

¹⁴³ Vgl. KrW-/AbfG § 10 Abs. 2

¹⁴⁴ Pyrolyse = Thermische Zersetzung von Stoffen durch Hitze unter Sauerstoffabschluss bei erhöhten Temperaturen. Vgl. NEUENHAHN (1994, S. 946 f.)

¹⁴⁵ Vgl. ChemVerbotsV Anhang Abschnitt 13 Spalte 3

¹⁴⁶ Vgl. GefStoffV Abschnitt 4 § 15

¹⁴⁷ Vgl. KrW-/AbfG § 10, 11, 12

Nicht überwachungsbedürftige Abfälle nach BestüVAbfV¹⁴⁸ (in Abb. 3-7 dunkelgrau dargestellt)

Hierbei handelt es sich um Abfälle wie:

- Papier und Pappe
- Holz
- Glas

vorausgesetzt sie können verwertet werden.

Überwachungsbedürftige Abfälle nach BestüVAbfV (in Abb.3-7 grau dargestellt)

Sie entsprechen den Abfällen, die in der VW Norm 98000 und im Umweltkennzahlenkatalog der Marke Volkswagen immer noch Gewerbeabfall (GA) genannt werden. Hierbei handelt es sich um Abfälle, von denen im Gegensatz zu den besonders überwachungsbedürftigen Abfällen (nach VW-Norm 98000 Sonderabfälle) keines bis ein unerhebliches/geringes Gefährdungspotential für die Umwelt ausgeht. Es handelt sich hierbei um alle Abfälle, die nicht den besonders überwachungsbedürftigen Abfällen zuzuordnen sind.

Beispiele sind:

- Schlämme aus Abwasserreinigung, die landwirtschaftlich verwertet werden
- Essensreste
- Lebensmittelverpackungen
- ausgehärtete Lackreste
- ausgehärtete Kunststoffreste
- Verpackungen, Behälter mit Restanhaftungen, die ausgehärtet sind bzw. nicht mehr wasserlöslich sind.

Besonders überwachungsbedürftige Abfälle¹⁴⁹ (in Abb. 3-7 weiss dargestellt)

Sie entsprechen den Abfällen, die in der VW-Norm 98000 und im Umweltkennzahlenkatalog der Marke Volkswagen noch als Sonderabfall (SA) bezeichnet werden. Besonders überwachungsbedürftige Abfälle sind Abfälle, von denen erhebliche Gefährdungen für die Umwelt ausgehen und die daher besonders behandelt oder unter besonderen Sicherheitsvorkehrungen deponiert werden. Sonderabfälle enthalten dementsprechend luft-, wasser-, bodengefährdende und/oder gesundheits-/pflanzenschädliche Schadstoffe und/oder sind explosibel und/oder leicht brennbar.¹⁵⁰

¹⁴⁸ Verordnung zur Bestimmung besonders überwachungsbedürftiger Abfälle (BestüAbfV) vom 10. Sept. 1996.

¹⁴⁹ Vgl. BestüAbfV Anhang 1

¹⁵⁰ Vgl. VW-Norm 98000 S. 9

Hier werden nur einige typische, besonders überwachungsbedürftige Abfälle aufgeführt, die in der Automobilproduktion anfallen: ¹⁵¹

- nicht ausgehärtete Lack- und Farbschlämme
- Phosphatierschlamm, Abwasserschlamm, Schlämme aus Galvanisieranlagen
- verbrauchte Öl- und Chemikalienbindemittel
- Leichtmetallkrätzen
- Salzschlacken
- Säuren, Laugen, Härtereisalze
- Leuchtstoffröhren
- Schleifschlamm, -öl oder -emulsion, verunreinigt
- PCB-haltige Geräte und Betriebsmittel
- Schlamm aus Öltrennanlagen
- Lösemittelgemische, verunreinigte Lösemittel
- Leim- und Klebemittel, nicht ausgehärtet
- Öl-Wasser-Gemische
- Öl-Feststoff-Gemische
- Bohr- und Schleifemulsionen
- Bohr- und Schleiföle, Hydrauliköle, Maschinen- und Motorenöle
- Öle aus Emulsionstrennanlagen
- Glykol, Frostschutzmittel
- Wachsemulsionen, Fette
- verunreinigte Putzlappen, ölverunreinigte Betriebsmittel
- Verpackungen, Behälter mit schadstoffhaltigen Restinhalten oder schadstoffverunreinigte Verpackungen
- verbrauchte Filter- und Aufsaugmassen mit schädlichen Verunreinigungen
- Abluftfilter mit schädlichen Verunreinigungen
- Inhalte von Fett- und Ölabscheidern
- Formsande, Kernsande
- Polierstäube, Schleifmittel, Filterstäube, nicht eisenhaltig
- Strahlmittelrückstände, schadstoffhaltig

¹⁵¹ Eine komplette Liste der besonders überwachungsbedürftigen Abfälle findet sich in der BestbÜAbfV Anlage 1+2.

	andere Herkunftsbereiche		Haushaltungen
	Verwertung	Beseitigung	
besonders überwachungs- bedürftig	130202 Maschinen und Turbinenöle	060311 Härtesalze, cyanidhaltig	200301 Hausmüll
	160201 Transformatoren u. Kondensatoren	110108 Phosphatierschlamm	200102 Papier u. Pappe
	200121 Leuchtstoffröhren	150299D1 feste, fett- und överschmutzte Betriebsmittel	200301 Küchenabfälle
	u.s.w.	u.s.w.	150102 Kunststoffe
überwachungs- bedürftig	160103 Altreifen und Altreifenschnitzel	060501 Schlämme aus der betriebseig. Abwasserreinigung	u.s.w.
	120202 Metallschleifschlamm, ölhaltig	170701 gemischte Bau- und Abbruchabfälle	
	u.s.w.	u.s.w.	
nicht überwachungs- bedürftig	200101 Papier u. Pappe	150102 verunreinigte Kunststoffolien	
	150103 Holz	200108 Küchenabfälle	
	200102 Glas	200301 Hausmüll	
	u.s.w.	u.s.w.	

Abbildung 3-7: Die Einteilung der Europäischen Abfallklassen (EAK) nach der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) (Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an JAHNS, I., 2000)

Die hier dargestellten Abfälle, die verwertet werden können, werden in der Berechnung der Abfallverwertungsquote nach Formel 1 berücksichtigt.

Außerdem tauchen in dem Volkswagen-Kennzahlenkatalog die „nicht produktionsabhängigen Abfälle“ auf. Hierbei handelt es sich um einen VW-internen Begriff, der nicht der Fraktionierung gemäß KrW-/AbfG entspricht. Hierunter versteht man die nicht produktionsbedingten Abfälle, die nicht in direktem Zusammenhang mit der Produktion stehen, das heißt unabhängig von der Produktion anfallen können. Die Entstehung oder Vermeidung dieser Abfälle ist nicht steuerbar. Sie fallen beispielsweise bei Bau- und Sanierungsmaßnahmen an. Die Abfallkennzahlen des betroffenen Standortes können sich durch solche Maßnahmen enorm verschlechtern. Durch die separate Erhebung können die „nicht produktionsabhängigen Abfälle“ und die produktionsabhängigen getrennt betrachtet werden.

Beispiele sind:

- Boden aus Erdarbeiten oder Altlastensanierungen sowie Boden nach Unfällen mit wasser- oder bodengefährdenden Stoffen
- Bauschutt aus Gebäudesanierung oder Abbruch
- Park- und Gartenabfälle
- Straßenkehrschutt

Sollen Aussagen getroffen werden, wie hoch der Anteil der wieder verwertbaren Stoffe an der Summe aller Abfallstoffe ist, kann dies gemäß Formel 1 berechnet werden. Dies ist deshalb interessant, weil die Industrie im Kreislaufwirtschaftsgesetz zum Grundsatz „Vermeiden – Verwerten – Beseitigen“ angehalten wird und somit schon bei der Entwicklung ihrer Produkte auf die Recyclingfähigkeit zu achten hat.¹⁵² Außerdem spielen in der Automobilbranche auch die in der Altautoverordnung gesetzten Fristen zur Erhöhung der Recyclingfähigkeit der Automobile eine große Rolle (in der Altautoverordnung sind Fristen mit Prozentzahlen vorgesehen, z. B. bis 2005 müssen 95 % verwertet werden können [keine thermische Verwertung]) Zur Berechnung der Abfallverwertungsquote gilt folgende Formel 1:

Formel 1

$$\text{Abfallverwertungsquote} = \frac{\text{verwertete Abfälle (t/a)}}{\text{Gesamtabfall (t/a)}}$$

Ein großer Vorteil dieser Kennzahl ist, dass sie von den klassischen potentiellen Störgrößen, wie der Variation des Produktionsvolumens und der Fertigungstiefe, unberührt bleibt.¹⁵³ Erstere verfälscht die Abfallverwertungsquote nach dieser Rechenweise nicht, denn in diesem Fall steigen sowohl die Menge des verwerteten Abfalls als auch die Menge des Gesamtabfalls. Gleiches gilt für Schwankungen in der Fertigungstiefe. Sie verfälschen ebenfalls nicht das Bild, denn beispielsweise bei einer Reduzierung der Fertigungstiefe sinkt ebenfalls die Menge des Gesamtabfalls und auch die des verwerteten Abfalls.

Ein spezifisches Problem dieser Kennzahl ist, können die nicht produktionsabhängigen Abfälle erzeugen. In der Regel sind sie mengenmäßig zu vernachlässigen, jedoch kann es im Einzelfall sein, dass bei Sanierungsmaßnahmen große Mengen nicht produktionsabhängiger Abfälle zur Verwertung und zur Beseitigung anfallen können, z. B. kontaminierter Bodenaushub (siehe Definition der „nicht

¹⁵² Hierzu soll die VDI-Richtlinie 2243 „Konstruieren von recyclinggerechter technischer Produkte – Grundlagen und Gestaltungsregeln“, erschienen im Oktober 1993, Hilfestellung leisten.

produktionsbezogener Abfall“). Die Kontaminierung des Bodens fand schon vor Jahren statt, und die entstandene Altlast kann den aktuellen Wert der Abfallverwertungsquote negativ beeinträchtigen. So kommt man eventuell zu der falschen Annahme, dass das Umweltmanagement aktuell nicht gut gearbeitet hat, ohne zu wissen, dass Sanierungsmaßnahmen durchgeführt wurden. Diese produktionsunabhängigen Abfälle tauchen aber in der Liste der absoluten Umweltkennzahlen der Marke Volkswagen auf, und man hat somit die Möglichkeit, diese gegebenenfalls abzuziehen. Dies ist hier aber nicht notwendig, da es um eben dieses Verhältnis von Verwertung zu Beseitigung geht, und der kontaminierte Bodenaushub¹⁵⁴ muss nicht immer vollständig beseitigt, sondern kann teilweise aufbereitet und wiederverwendet werden. Außerdem führen nicht alle Unternehmen die nicht produktionsabhängigen Abfälle auf oder mit anderer Definition, so dass diese Vorgehensweise auch der Vereinheitlichung gilt.

Ein anderer Punkt, der von dieser Kennzahl nicht berücksichtigt werden kann, ist der, dass die vom Volkswagen-Werk an den Entsorger bzw. Verwerter gelieferten Abfälle zur Verwertung nie wirklich zu 100 % verwertet werden können. Sie müssen von Verunreinigungen und Anhaftungen und anderen Fraktionen separiert werden, und es entstehen wieder Abfälle zur Beseitigung.

Ein Beispiel dafür sind die Metallspäne aus der mechanischen Fertigung. Sie werden in Zentrifugen von der Emulsion, die bei der mechanischen Bearbeitung des Werkstückes notwendig ist, getrennt. Nur mit einer Emulsionsanhaftung von 3 bis 5 Gewichtsprozent (im folgenden Gew.-%) gehen die Späne zum Verwerter. Diese 3 bis 5 Gew.-% fallen dort als Abfall an und sind in der Abfallverwertungsquote des Volkswagen-Standortes nicht enthalten.

Ein weiteres Manko der Abfallverwertungsquote ist, dass man keine Aussage über die Qualität der Verwertung bekommt, es wird also nicht erkannt, ob thermisch verwertet wurde, obwohl vielleicht eine hochwertigere Verwertung möglich gewesen wäre. Man spricht auch von Recycling (bei gleichwertiger Verwertung) und Downcycling (bei niederwertiger Verwertung). Für qualitative Aussagen sind die in diesem Kapitel entwickelten quantitativen Kriterien aber grundsätzlich nicht geeignet, und deshalb werden in Kapitel 3.2 dieser Arbeit qualitative Kriterien für ein Umweltmanagementsystem entwickelt.

¹⁵³ Auf die Fertigungstiefe wird ausführlich in Kapitel 2.3.4 eingegangen.

¹⁵⁴ Vgl. S. 3 Beispiel zu Schadstoffbetrachtung.

Tabelle 3-1: Die Abfallverwertung ausgewählter Werke des Volkswagen-Konzerns (Quelle: Eigene Darstellung)

Abfallverwertung der Werke								
Werk	Abfall zur Verwertung t/a		Abfall zur Beseitigung t/a		Gesamtabfall t/a		Abfallverwertungsquote	
	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1998
A	6.297,4	8.405,0	3.136,0	3.178,0	9.433,4	11.583,0	66,7%	72,5%
B	17.872,1	27.119,0	7.881,0	11.813,0	25.753,1	38.932,0	69,4%	69,7%
C	2.650,0	3.593,0	482,0	742,0	3.132,0	4.336,0	84,6%	82,9%
D	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	53.358,0	62.747,0	65,4%	62,5%
E	1.379,3	1.977,0	3.072,7	3.044,0	4.452,0	5.021,0	31,0%	39,4%

Im Werk E kommen sehr niedrige Werte heraus, weil hier nicht die Möglichkeit besteht, Lackschlamm¹⁵⁵ thermisch zu verwerten. In allen anderen Werken dieser Betrachtung werden diese besonders überwachungsbedürftigen Abfälle, die eigentlich nicht verwertbar wären, thermisch verwertet. Voraussetzung bei der Verfeuerung im Kraftwerk ist, dass es sich energetisch lohnt (siehe oben). In E werden die Lackschlämme zur Deponie nach Bilbao (160 km) gefahren. So sind die Abfallverwertungsquoten bei den anderen Werken deutlich höher¹⁵⁶, obwohl die thermische Verwertung aus ökologischer Sicht nicht immer zu begrüßen ist. Gemäß KrW-/AbfG hat die besser umweltverträgliche Verwertungsart Vorrang.¹⁵⁷ Die Alternative Deponierung, wie in E praktiziert, ist aber aus ökologischer Sicht auch nicht besser und bringt zudem noch lange Transportwege mit sich.

Im Werk B sieht man, dass die Implementierung des Umweltmanagementsystems noch nicht abgeschlossen ist. Hinsichtlich der Abfallverwertungsquote konnten deshalb noch keine großen Erfolge verbucht werden. Maßnahmen in diesem Bereich sind meist systemischer Art und können erst mittelfristig Verbesserungen der Werte bringen.

Das Werk C fällt durch seine hohen Werte auf, da die Verpackungen zwar als hausmüllähnlicher Gewerbeabfall zur Verwertung deklariert sind, jedoch praktisch keine Verweildauer im Werk selbst haben. Das liegt an einem Abkommen der Volkswagen Sachsen mit ihren Zulieferern, das diese verpflichtet, Verpackungen zurückzunehmen.

¹⁵⁵ Im Spanischen als RTPs (Residuos Toxicos y Peligrosos) bezeichnet.

¹⁵⁶ Die Menge des Lackschlammes betrug 1997 402 t und 1998 535 t, so dass eine Verwertung die Abfallverwertungsrate um ca. 10 % heben würde. Größenordnungsmäßig beträgt die Masse des anfallenden Lackkoagulats je nach Fahrzeugtyp und Auftragsverfahren zwischen 3 und 10 kg pro Fahrzeug (inkl. Wasseranteil). Vgl. VDI-Richtlinie 3455, 1996, S. 36.

Beim Werk D handelt es sich um Mittelwerte aus den offiziellen Verwertungsquoten des Werkes D für Gewerbeabfall (1997 = 73,3 %, 1998 = 75,6 %) und Sonderabfall (1997 = 57,4 %, 1998 = 50,0 %).

Um die hier berechneten und in Tabelle 3-1 zusammengestellten Ergebnisse als Planungsgröße nutzen zu können, bedarf es einer Analyse derselben. Um eine Verbesserung der Abfallverwertungsquote zu erzielen, muss zunächst untersucht werden, aus welchem Grund über die Zeit Veränderungen der Werte stattfanden. Auch kann durch ständige Kommunikation mit den Werken, die bessere Werte erreichen, ein Lernprozess in Gang gebracht werden. So ist es möglich, die eine oder andere Idee zu übernehmen.

Nun soll noch ein grundsätzliches Problem, das das Thema Abfall angeht, beschrieben werden: Die Organisationseinheit (OE) für Beschaffung der Volkswagen AG handelt mit dem Zulieferer den sog. A-Preis¹⁵⁸ eines Zulieferteils aus. Der Standort, genauer gesagt die OE für Beschaffung des Standortes, an dem dieses Zulieferteil verbaut wird, zahlt aber zusätzlich noch die Transport- und Verpackungskosten, also den sog. B-Preis¹⁵⁹. Aus diesem Grund sind die Standorte grundsätzlich daran interessiert, Zulieferteile in umweltgerechten oder Mehrwegverpackungen zu bekommen bzw. den Zulieferern die Rücknahme der Verpackungen aufzuerlegen. So können die oft teuren Entsorgungskosten (siehe Definition Entsorgung) vermieden werden, die von der OE Werktechnik getragen werden müssten oder beim Entstehungsprinzip diejenige Kostenstelle, in der der Abfall anfällt. Doch nicht selten wird vom Zulieferer für eine umweltfreundliche Verpackung ein höherer Preis verlangt, und dieser Aufschlag muss von der OE Beschaffung Standort getragen werden, denn vorherhandelt wurde nur der A-Preis. Die Folge ist, dass viele Umverpackungen aus ökonomischen Gründen doch nicht umweltfreundlich sind. Diese Komplikation ist ein typisches Beispiel mangelnder Kommunikation und für ein nicht durchgängiges Umweltmanagement und ist in vielen Unternehmen zu beobachten. Man muss aber sagen, dass diese Problematik bei Volkswagen nur noch bei Modellneuanläufen zu beobachten ist.

Zum Schluss dieses Kapitels sei noch gesagt, dass sich die Beseitigungsquote umgekehrt proportional verhält, so dass diese nicht berechnet werden muss. Sie hat den umgekehrten Aussagewert.

¹⁵⁷ Vgl. KrW-/AbfG § 6, Abs. 1 b)

¹⁵⁸ A-Preis = Warenpreis ohne Anlieferung und Verpackung

¹⁵⁹ B-Preis = Warenpreis inklusive Transport und Verpackung

3.3.2 Die VOC-Rate (g/m²)

VOCs (Volatile Organic Compounds) sind flüchtige organische Verbindungen mit einem Dampfdruck von 0,01 kPa bei 293,5 K bzw. mit einem entsprechenden Dampfdruck unter Einsatzbedingungen, die außer dem Kohlenstoffgerüst und Wasserstoff auch Sauerstoff, Stickstoff, Schwefel und andere Elemente enthalten können. Dominierende Quellen für Luftverunreinigungen durch Emission organischer Stoffe sind die Lösemittelverwendung in Industrie, Gewerbe und Haushalt sowie der Straßenverkehr (zusammen fast 90 % der Gesamtemissionen). (ANGRICK, 1994, S. 883)

Sie sind beim Einatmen gesundheitsschädigend und können zu Müdigkeit, Kopfschmerzen, Gedächtnisschwund bis hin zu Schädigungen des Nervensystems, der Leber und der Niere führen. (BOECKH, M., 2000, S. 50 f.)

Die Bildung der Kennzahl VOC-Rate ist deshalb von großer Bedeutung, weil die VOCs eine dominante Rolle bei den Emissionen der Automobilbranche spielen. Alle anderen Emissionen sind quantitativ zu vernachlässigen.

VOCs sind zunächst in organischen Lösemitteln¹⁶⁰ enthalten und werden bei deren Verwendung frei. Organische Lösemittel werden in der Automobilindustrie überwiegend als Reinigungsmittel und als Inhaltsstoff von Konservierungsmitteln und Beschichtungsmitteln verwendet. Die Tabelle 3-2 zeigt, an welchen Anlagentypen des Volkswagen-Konzerns VOCs emittiert werden.

¹⁶⁰ Organische Lösemittel sind flüchtige organische Verbindungen, die, ohne sich chemisch zu verändern, allein oder in Kombination mit anderen Stoffen Rohstoffe, Produkte oder Abfallstoffe auflösen oder als Reinigungsmittel zur Auflösung von Verschmutzungen, als Lösungsmittel, als Dispersionsmittel oder als Mittel zur Einstellung der Viskosität oder der Oberflächenspannung oder als Weichmacher oder Konservierungsmittel verwendet werden. Vgl. Richtlinie 1999/13/EG des Rates vom 11. März 1999 über die Begrenzung von Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen, die bei bestimmten Tätigkeiten und in bestimmten Anlagen bei der Verwendung organischer Lösungsmittel entstehen, Artikel 2. In Amtsblatt der europäischen Gemeinschaften L 85/3.

Tabelle 3-2: VOC-emittierende Anlagen (Quelle: Eigene Zusammenstellung)

Anlage	Organ. Stoffe
Lackieranlagen Hohlraumkonservierung und Nacharbeit Transportkonservierungsanlagen	X
Verbrennungsanlagen (z. B. Motorprüfstände, TNVs, Feuerungen)	X
Gießerei	X
Kälte/ Klimaanlage	X ¹⁶¹
Sonstige (z. B. Betankungsanlagen, Teilereinigung u. a.)	X

Da die größten Mengen organischer Lösemittel beim Lackierprozess¹⁶² eingesetzt werden, findet die Kennzahl VOC-Rate im Rahmen dieser Arbeit auch nur bei Standorten mit Karosserie-Lackieranlagen Anwendung. Bei nicht lackierenden Standorten müsste ein Substitut gefunden werden.

Der Reiz der VOC-Rate liegt nicht in der Genauigkeit der Ergebniswerte, sondern darin, dass man mit dem vorhandenen, d. h. in den Umwelterklärungen veröffentlichten Zahlenmaterial, schnell einen Eindruck gewinnt, wie sich die Werte der verschiedenen Jahre oder der verschiedenen Standorte zueinander verhalten. Wohlgermerkt handelt es sich hierbei um Jahresmittelwerte. Die aufwendigen Mess- und Rechenverfahren der Tageswerte (24-h-Wert), wie der Gesetzgeber fordert, kann diese Kennzahl nicht ersetzen. Man darf also nicht den Fehler machen und sie mit den Grenzwerten der Richtlinie 1999/13/EG abgleichen.^{163 164}

Bei der Entwicklung der VOC-Rate gibt es grundsätzlich zwei mögliche Bezugsgrößen, nämlich den Produktoutput in t und die lackierte Oberfläche in m². Erstere ist an dieser Stelle jedoch nicht sinnvoll, denn auf die verschieden großen Oberflächen der verschiedenen Fahrzeugmodelle werden auch verschiedene Lackmengen aufgebracht. Außerdem werden in den Werken des Volkswagen-Konzerns auch Produkte erzeugt, die nicht lackiert werden wie z. B. Blechteile in E und Fahrzeugmo-

¹⁶¹ Differenz zwischen eingesetzter und zurückgegebener Menge bzw. Nachfüllmenge

¹⁶² Die Technologie des Lackierens umfasst die folgenden Prozesse: Entfetten, Phosphatieren, Passivieren, Elektrotauchlackieren (KTL), Nahtabdichten, Füller, Unterbodenschutz, Decklack, Hohlraumkonservierung, Trocknung und Härtung. Einen guten Überblick gibt die VDI-Richtlinie 3455, S. 4-23.

¹⁶³ Vgl. Richtlinie 1999/13/EG des Rates vom 11. März 1999 über die Begrenzung von Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen, die bei bestimmten Tätigkeiten und in bestimmten Anlagen bei der Verwendung organischer Lösungsmittel entstehen.

¹⁶⁴ Das zugrundeliegende Rechenverfahren wird an dieser Stelle nicht beschrieben, sondern es sei verwiesen auf die VDI Richtlinie 3455, S. 60.

dule in B. Der große Umfang an Gießereiprodukten in B würde den VOC-Wert, bezogen auf den Produktoutput in Tonnen, begünstigen, obwohl beim Gießen keine Lösungsmittel eingesetzt werden. Um diesen Verdünnungseffekt zu vermeiden, wird im Folgenden mit der Bezugsgröße: „lackierte Oberfläche in m²“ gearbeitet. Es gilt die folgende Formel:

Formel 2

$$\text{VOCs g/m}^2 = \frac{\text{VOC t/a}}{\text{KFZ/a} \times \text{m}^2}$$

Die absoluten VOC-Werte, also die Mengen VOCs, die im entsprechenden Jahr emittiert wurden, sind der Tabelle 3-3 zu entnehmen. Es sind die VOC-Emissionen aus allen Anlagen (der Tabelle 3-2) enthalten. Richtigerweise müssten die VOC-Emissionen aller anderen Anlagen subtrahiert werden; da sie mengenmäßig aber zu vernachlässigen sind, wird an dieser Stelle darauf verzichtet, denn der Aufwand wäre immens.

Tabelle 3-3: VOC-Emissionen ausgewählter Werke des Volkswagen-Konzerns¹⁶⁵ (Quelle: Eigene Zusammenstellung)

VOC-Emissionen ausgewählter Werke des Volkswagen Konzerns in (t/a)		
Werk	1997	1998
A	441,00	687,00
B	1035,00	1050,00
C	648,53	932,00
D	358,00	495,00
E	1910,00	2143,00

Die in die obige Formel 2 eingehenden Fahrzeugoberflächen und Anzahl der produzierten Fahrzeuge am jeweiligen Standort sind in den Tabellen 3-3 und 3-4 zusammengestellt. Letztere gelten auch für die folgenden Kapitel.

¹⁶⁵ Es muss erwähnt werden, dass nur die Werke A und D die 24-h-Werte messen und die anderen Werke diese errechnen, es ist deshalb streng genommen nicht zulässig, die unterschiedlich ermittelten Werte zu vergleichen.

Tabelle 3-4: Oberflächen ausgewählter Modelle des Volkswagen-Konzerns (Quelle: Eigene Zusammenstellung)

Oberflächen ausgewählter Modelle des Volkswagen Konzerns	
Modell	Oberfläche (m²)
VW Passat Lim	92,0
VW Passat Variant	90,0
VW Golf	86,0
VW Golf Variant	83,0
VW Polo	71,0
VW Taro	95,0
VW T 4	123,0
VW LT	177,0
Audi A 8	102,0
Audi A 6 Lim	89,2
Audi A 6 Avant	95,5
Audi Cabriolet	85,0

Tabelle 3-5: Produktionszahlen ausgewählter Standorte des Volkswagen-Konzerns der Jahre 1997 und 1998 (Quelle: Eigene Zusammenstellung)

Produktionszahlen ausgewählter Standorte des Volkswagen Konzerns										
Standorte	Emden `97	Emden `98	Hannover `97	Hannover `98	Mosel `97	Mosel `98	Neckarsulm `97	Neckarsulm `98	Pamplona `97	Pamplona `98
Passat Lim	122.555	107.024			101.284	154.991				
Passat Variant	99.965	222.667								
Golf Lim					9.020	104.753				
Golf Variant										
Polo Kurzheck									277.077	311.136
T 4			136.397	136.150						
LT			30.153	33.008						
A 8							15.505	15.355		
A 6 Lim							100.550	111.279		
A 6 Avant							21.533	63.588		
Cabriolet							8.656	0		
Gesamt	222.520	329.685	166.226	69.158	110.304	259.740	146.246	190.222	277.330	311.136

Zur Erklärung sei ein kleiner Exkurs in die Lackiertechnik erlaubt. Die in der Fahrzeuglackierung verwendeten Lacke lassen sich unterteilen in:

- konventionelle Lacke (Lösemittelgehalt 40-80 %) ¹⁶⁶ und
- schadstoffarme Lacke. Es lassen sich wiederum zwei Arten unterscheiden:
 - Festkörperreiche Produkte (High-Solid-Lacke) auf Alkydharz- oder Acrylatbasis mit einer Begrenzung des Gehaltes an VOC auf max. 15 Gew.-% im Lack. Dieser emittiert beim Trocknungsvorgang erheblich mehr VOC als Lack auf Wasserbasis.
 - Lacke auf Wasserbasis weisen beim Füller etwa 8 % und beim Decklack etwa 15 bis 18 % auf.

Tabelle 3-6: Berechnete VOC-Rate ausgewählter Werke des Volkswagen-Konzerns der Jahre 1997 und 1998 (Quelle: Eigene Zusammenstellung)

V O C - R a t e a u s g e w ä h l t e r W e r k e d e s V o l k s w a g e n K o n z e r n s (g / m ³)		
W e r k	1 9 9 7	1 9 9 8
A	2 2	2 3
B	4 7	4 7
C	6 5	4 0
D	2 7	2 8
E	9 7	9 7

In Tabelle 3-6 sieht man nun, dass im Werk E die VOC-Werte deutlich höher sind als in allen anderen Werken, denn in der Lackiererei wird, wie bereits erwähnt, mit konventionellem Lack gearbeitet. Die Umstellung auf das 5a-Lackiersystem ist bereits in Vorbereitung.

Im Werk C haben sich die Werte erheblich verbessert, weil 1998 eine neue Lackiererei, in der nun mit Wasserlack gearbeitet wird, in Betrieb genommen wurde.

Die Werte des Werkes B sind ebenfalls etwas höher als die der Personenkraftwagen herstellenden Werke A und D, denn aufgrund der hohen Anzahl an Sonderfarben bei der Nutzfahrzeuglackierung ist eine durchgängige Lackierung auf Wasserbasis nicht realisierbar. Die Anforderungen an den Lack bei Nutzfahrzeugen sind außerdem höher als bei PKWs und somit wird mehr Lack pro Fläche aufgetragen, so dass auch die Menge der Lösemittlemissionen steigt.

Ohne sich zu sehr in technischen Details zu verlieren seien hier einige generelle technische Möglichkeiten zur Verminderung der VOC-Emissionen aufgeführt:

- Einsatz von lösemittelarmen bzw. -freien Lacken
- Einsatz von Lackiersystemen mit hohem Auftragswirkungsgrad
- Einsatz von Abluftreinigungssystemen (z. B. TNVs)

¹⁶⁶ Vgl. ausführlich THURNER (1994, S. 739 f.)

- Bildung von Farbblöcken (so muss die Lackierpistole nicht so oft mit Lösungsmittel gespült werden)

Bei den meisten Volkswagen-Produktionsstandorten ist schon seit einigen Jahren das 5a-Lacksystem Standard. Ausnahmen bilden die Standorte E und B. Das 5a-Lacksystem ist in vielen Punkten dem konventionellen Lösemittellacksystem überlegen. Neben einer erheblichen Reduktion der Lösemittlemissionen hat der Einsatz von Wasserfüller und Wasserbasislack auch eine erhebliche Reduktion des Energieverbrauchs zur Folge, da keine Abluftreinigung in Form einer thermischen Nachverbrennung (TNV)¹⁶⁷ notwendig ist. (KOCH, S., 1998)

LEM, N., (1997) zeigt, dass das Pulverklarlackverfahren eine gute Möglichkeit ist, die VOC-Emissionen noch weiter zu reduzieren. Bei diesem neuartigen Verfahren wird auf den Füller verzichtet und der umweltschonende (weil lösemittelfreie) Pulverklarlack verwendet. Gegenüber dem 5a-Lackierverfahren, das zum Auftragen des Klarlackes lösemittelhaltiges Material benutzt, ist außerdem eine Kosteneinsparung von etwa 20 Prozent zu erwarten.¹⁶⁸

3.3.3 Die Rohstoffeffizienz

Global betrachtet, ist der Pro-Kopf-Materialaufwand in den letzten Jahren in den Industrieländern zurückgegangen. (siehe Abbildung 3-7) Allerdings herrschen immer noch absolute Zahlen von jährlich 45 – 85 Tonnen Primärmaterial pro Kopf vor, und hierbei ist die Nutzung von Wasser und Luft ausgeschlossen. Es gibt also noch lange keinen Grund, sich zurückzulehnen. Die BRD wurde zudem durch die Wiedervereinigung erheblich zurückgeworfen, so dass hier noch mehr Potential liegt.

¹⁶⁷ Eine thermische Nachverbrennungsanlage besteht aus einem Feuerungsraum mit Brenner, in dem die Abluft auf 680 bis 740 °C aufgeheizt wird. Dies hat die vollständige Umsetzung der enthaltenen Lösemittel zur Folge. Ein integrierter Wärmetauscher dient zur Vorwärmung der lösemittelbeladenen Luft mit den heißen Verbrennungsabgasen. (VDI-Richtlinie 3455 S. 46).

¹⁶⁸ Eine Liste der Lackmaterialien für die Karossen-Serienlackierung gibt es in der VDI-Richtlinie 3455, S. 27.

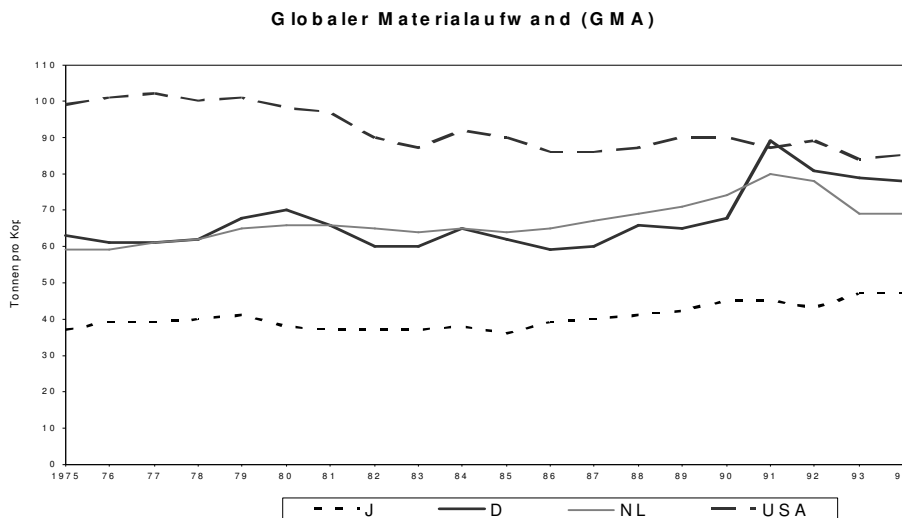


Abbildung 3-8: Der globale Materialaufwand (Quelle: JIMÉNEZ-BELTRÁN, D., 1999, S. 68)

Die deshalb im Allgemeinen angestrebte Abnahme des Verbrauchs an natürlichen Ressourcen bei zunehmender Produktion von Gütern soll laut WBCSD (1998) mit der Verminderung von Emissionen und Abfällen einhergehen, was einer Verminderung der Verschwendung von Ressourcen entspricht. Der sparsame und damit effiziente Verbrauch von Ressourcen schont die Umwelt und senkt durch die Erhöhung der Ressourcenproduktivität¹⁶⁹ die Kosten.

Diese Ressourcenproduktivität¹⁷⁰ soll hier in einer Kennzahl erfasst und somit messbar gemacht werden. Diese Kennzahl beschreibt den Produktoutput (in t/a) in Beziehung zum Materialinput (in t/a). Im Sinne von STAHLMANN (1996, S. 72) spricht man hier von Rohstoffeffizienz und nicht von Ressourcenproduktivität, da es sich hier ausschließlich um Rohstoffe handelt, nicht aber um Energien. Auch spricht man hier nicht von Rohstoffeffektivität. STAHLMANN erklärt Effizienz, in Anlehnung an die betriebswirtschaftliche Terminologie, mit der Wirksamkeit von Strukturen und Aktivitäten, das Wirkungsverhältnis zwischen Input und Output oder zwischen Kosten und Leistung zu verbessern. Der Grundsatz „Doing the things right“ im Gegensatz zu „Are we doing the right thing“ bei der Effektivität beschreibt dies sehr gut¹⁷¹.

¹⁶⁹ Konzepte wie „Der Faktor 4“ (VON WEIZÄCKER, E. U., LOVINS, A. B. UND LOVINS, L. H., 1997) oder „Der Faktor 10“ (SCHMIDT-BLEEK, F., 1993) stellen eindrucksvoll Möglichkeiten der Erhöhung der Ressourcenproduktivität vor.

¹⁷⁰ Seit Febr. 2000 gibt es den DUX (Deutscher Umweltindex). Er spiegelt in einer einzigen Zahl den Entwicklungstrend des Umweltschutzes in Deutschland wieder. Ein Schlüsselindikator dafür ist u. a. die Rohstoffproduktivität, die das Bruttoinlandsprodukt (BIP) in Beziehung bringt zum Verbrauch nicht erneuerbarer Rohstoffe. Siehe <http://www.umweltbundesamt.de/dux>.

¹⁷¹ Vgl. Kap. 1.4 Umweltleistungsbewertung.

Formel 3¹⁷²

$$\text{Rohstoffeffizienz I} = \frac{\text{Produktoutput (t/a)}}{\text{Materialeinsatz (t/a)}}$$

Die Kennzahl soll also Indikator dafür sein, wie wirtschaftlich (hier nicht im betriebswirtschaftlichen Sinne) bzw. rohstoffbewusst gearbeitet wird. Um klar zu differenzieren und um die Vergleichsmöglichkeit zu anderen Standorten der Branche zu wahren, kann hier nicht die Produkteinheit als Bezugsgröße herangezogen werden, denn die Produkte sind nicht an allen Standorten gleich, und das Produktgewicht variiert sehr stark.

Da es sich bei den Begriffen Input und Output um zentrale Begriffe der Ökobilanzierung handelt, die auch in dieser Arbeit immer wieder vorkommen, sollen sie hier definiert werden. STROBEL, M., (1992, S. 25) differenziert drei Arten von Inputs:

- Betriebsinput, wobei es sich um alle Eingänge in den Betrieb handelt
- Prozessinput, alle Eingänge in den Produktionsprozess
- Produktinput, Materialeingänge ins Produkt

Auf der Outputseite differenziert er entsprechend:

- Betriebsoutput, Produkte und Emissionen, die den Betrieb verlassen
- Prozessoutput, Produkte und Emissionen, die den Produktionsprozess verlassen
- Produktoutput, erzeugte Produkte

Für die Berechnung der Rohstoffeffizienz sind vor allem der Prozessinput, in dieser Arbeit als Materialeinsatz bezeichnet, und der Produktoutput als Rechengrößen wichtig. Bei der Entwicklung weiterer Kennzahlen spielen auch noch der Prozessoutput, differenziert in Produktoutput und Gesamtabfall eine Rolle. Auch werden Teile des Betriebsinputs betrachtet, nämlich der Frischwasserverbrauch und der Energieverbrauch, wobei nicht immer zu quantifizieren ist, welcher Anteil dem Prozessinput zufällt.

Neben diesen ökobilanziellen Faktoren spielen auch noch andere produktionsabhängige Größen eine Rolle bei dieser Betrachtung. Diese sind vor allem das Produktionsvolumen und die Fertigungstiefe¹⁷³ eines Standortes. Bezogen auf die Rohstoffeffizienz heißt das: Je niedriger die Fertigungstiefe ist, desto besser (höher) wird der Wert der Rohstoffeffizienz. Denn Abfälle, die bei der Fertigung

¹⁷² Im Folgenden werden Berechnungen von Kennzahlen dunkelgrau, Standardisierte Kennzahlen hellgrau unterlegt. Nebenrechnungen und Hilfsgrößen werden kariert unterlegt.

mittlerweile outgesourceter¹⁷⁴ Teile entstehen, gehen nicht mehr in die Abfallbilanz des Standortes ein, sondern in die des Zulieferers. Ein Beispiel: Die große Einheit Fahrzeugcockpit mit 36 kg beim VW Lupo geht auch mit 36 kg in das Endprodukt ein. Abfälle, die bei seiner Herstellung entstehen, gehen also in der Berechnung der Rohstoffeffizienz am Standort, wo es montiert wird, nicht mit ein und verbuchen somit eine hundertprozentige Rohstoffeffizienz. In diesem Fall werden keine Einwegverpackungen, sondern Mehrwegtransportgestelle benutzt. Folgerichtig müsste die Rohstoffeffizienz auch bei den Zulieferern ermittelt werden und in das Umweltmanagementsystem der Marke Volkswagen einbezogen werden.

In diesem Zusammenhang muss auf einige Fehlerquellen hingewiesen werden: Streng genommen hat jedes Produkt (Fahrzeugmodell) ein individuelles Gewicht. Dies liegt an den unterschiedlichen Ausstattungskombinationen aus Motor, Getriebe, Bereifung, Innenausstattung usw. Diese liegen ebenso vor wie auch die Verkaufszahlen der verschiedenen Ausstattungsvarianten. Jedoch steht der Rechenaufwand nicht im Verhältnis zur Genauigkeit des Ergebnisses. Es muss nun ein einfacherer Lösungsweg gefunden werden. Entweder wird ein mittleres Gewicht der im Katalog angegebenen Modellvarianten berechnet oder man bedient sich des Minimumgewichts, also das der leichtesten Variante. Ersteres, das mittlere Gewicht der Modellreihe, gibt jedoch nicht das tatsächlich verkaufte mittlere Gewicht der Modellreihe wieder, denn „schergewichtige Exoten“ wie der V 6 TDI Synchro werden seltener verkauft. Bildet man die mittleren Gewichte, müssen die sehr wenig verkauften Varianten wie Automatikgetriebe außer Acht gelassen werden. Andere schwerere Getriebevarianten fallen aber ins Gewicht.

¹⁷³ Vgl. ausführlich Kap. 2.3.4 dieser Arbeit.

¹⁷⁴ Von Outsourcing spricht man bei der Auslagerung von Produktionsprozessen.

An dieser Stelle wird nun das mittlere Gewicht des Volkswagen Passat berechnet:

74 kw	1233 kg
92 kw, 5 V	1289 kg
92 kw, 5 V 4 Motion	1388 kg
110 kw, 5 V-Turbo	1303 kg
110 kw, V 5	1343 kg
110 kw, V 5 4 Motion	1437 kg
142 kw, V 6 4 Motion	1482 kg
66 kw, TDI Diesel	1314 kg
81 kw, TDI Diesel	1315 kg
81 kw, TDI Diesel 4 Motion	1416 kg
85 kw, TDI-PD-Diesel	1330 kg
110 kw, V 6 TDI 4 Motion	1600 kg
110 kw, V 6 TDI	<u>1490 kg</u>
Σ	17940 kg

$$\text{Durchschnittsgewicht Passat} = \frac{17940 \text{ kg}}{13 \text{ Modellvarianten}} = 1380 \text{ kg}$$

Bei dem Modell Volkswagen Passat Limousine und Variant werden in den Produktprospekten die gleichen Leergewichte angegeben. Beim Polo differieren die Leergewichte jedoch um 150 kg bei sonst gleicher Ausstattung.

Es ist anzunehmen, dass die Gewichtsangaben zum Modell Passat falsch sind. Deshalb muss das minimale Leergewicht (ohne Fahrer) der jeweils leichtesten Modellvariante zu Grunde gelegt werden. Dies kann im Einzelfall bis zu 300 kg weniger sein als die schwerste Variante (mit V6-Motor und Automatikgetriebe). Aber diese werden seltener verkauft. Es wurde trotzdem eine Beispielrechnung für den oben theoretisch berechneten arithmetischen Mittelwert durchgeführt, und es zeigte sich, dass die Rohstoffeffizienz einen utopisch hohen Wert von 94,5 % annimmt. Dies ist jedoch nicht denkbar.

$$R \text{ Werk A (1997)} = \frac{223044 \text{ KFZ} \times 1,380 \text{ t}}{325740 \text{ t}} = \frac{307800,72}{325740} = 0,945 = 94,5\%$$

Deshalb geht auch in die Berechnung der Rohstoffeffizienz gemäß Formel 1 das minimale Leergewicht ein. Die Eingangsgrößen und die Ergebniswerte sind in Tabelle 3-7 dargestellt:

Tabelle 3-7: Die berechnete Rohstoffeffizienz I (Quelle: Eigene Darstellung)

Rohstoffeffizienz I der Werke						
Werk	Produktoutput t/a		Materialinput t/a		Rohstoffeffizienz I	
	1997	1998	1997	1998	1997	1998
A	275.013,25	406.509,00	325.740,00	482.852,00	84,4%	84,2%
B	n.b.	313.598,15	D.n.e.	281.364,00	/	111,5%
C	170.427,98	383.170,48	122.742,74	321.455,00	138,9%	119,1%
D	215.665,11	243.765,69	68.960,80	103.231,00	312,0%	236,0%
E	219.610,31	292.779,30	196.453,00	221.810,00	135,0%	132,0%

Diese Werte sind für das Beispiel A noch realistisch, und man erkennt sogar eine geringfügige Veränderung der Rohstoffeffizienz. Hier nach Begründungen zu suchen ist jedoch nicht sinnvoll, wenn man um die Ungenauigkeit der Erhebung kennt. Natürlich können die Ergebnisse mit Rohstoffeffizienzen von über 100 % nach dem 1. Hauptsatz der Thermodynamik nicht richtig sein¹⁷⁵. Anzunehmen ist deshalb, dass die Inputdaten aus der Umwelterklärung und den vereinfachten Umwelterklärungen nicht richtig sind. Dafür gibt es weitere Indizien. Berechne ich beispielsweise den Materialinput pro KFZ für das Werk E für das Jahr 1997, erhalte ich einen Wert von 0,7 t. Dies ist bei einem minimalen Leergewicht von 0,907 t aber nicht möglich.

$$\text{Input/KFZ} = \frac{196453\text{t}}{277330 \text{ KFZ}} = 0,7 \text{ t}$$

Berechnet man anhand der Materialinputzahlen das durchschnittliche KFZ-Gewicht für das Beispiel A, so erhält man den Wert 1,41 t. Dieses Gewicht wird aber in der Liste auf S. von den wenigsten gängigen Modellen erreicht.

$$\text{Durchschnittsgew.} = \frac{325740\text{t} - 9430\text{t}}{223044 \text{ KFZ}} = 1,41\text{t}$$

¹⁷⁵ Das Prinzip der Bilanzierung ist die Summengleichheit der beiden Bilanzseiten Input und Output. Für die Rechengrößen Masse und Energie ist diese Gleichheit in geschlossenen Systemen gewährleistet. Das Unternehmen ist aber kein geschlossenes System, denn es werden Masse und Energie zu- und abgeführt. Dennoch gilt: Der Input eines Jahres ist gleich dem Output des Jahres zuzüglich den Lagerbestandsänderungen. Somit kann auch maximal das Material, das zugeführt wird in ein Produkt umgewandelt wieder abgeführt werden. Dies entspräche einer Rohstoffeffizienz von 100 %. Vgl. STROBEL, M., 1992, S. 23 f.

An dieser Stelle muss die Qualität der Datenerhebung kritisiert werden, die den einzelnen Werken obliegt. Außerdem ist zu betonen, dass diese Daten den bereits validierten Umwelterklärungen entnommen wurden, die ja vom Gutachter auf ihre Richtigkeit geprüft wurden. Die Kritik geht also auch an die Umweltgutachter. Sie können im Rahmen der Umweltbetriebsprüfung zwar nur Stichproben machen¹⁷⁶, jedoch ist das Überprüfen der Input-Output-Zahlen ein elementarer Teil ihrer Arbeit.

Eine weitere Fehlerquelle ist die nicht vereinheitlichte Erhebung der Input-Output-Daten. So gibt es in den meisten Werken nur eine sehr allgemein gehaltene Festlegung in Form einer Verfahrensweisung, wer für die Erhebung zuständig ist und wie sie durchgeführt werden soll. Hier bedarf es präziserer Festlegungen durch die verantwortliche zentrale Stabsabteilung Umweltplanung Produktion/Standorte.¹⁷⁷

Für das Werk B liegen keine Inputdaten für das Jahr 1997 vor, denn deren Erhebung wurde erst im Rahmen der Implementierung des Umweltmanagementsystems Ende 1997 begonnen. Leider geht so ein möglicher Vergleichspartner für den angestrebten Vergleich innerhalb der Branche für das Jahr 1997 verloren.

Auch am Beispiel C muss angenommen werden, dass bei der Erhebung der Inputdaten Fehler gemacht wurden, denn wie schon erwähnt, gibt es keine Rohstoffeffizienzen über 100 Prozent. Das hieße ja, dass man bei einem Materialinput von 1 Tonne ein Produktoutput von über 1 Tonne erhält.

Im Folgenden werden weitere konkrete Fehlerquellen aufgezeigt:

Im Werk B wurden 1998 neben 169.158 Transportern auch verschiedenste Fahrzeugmodule gefertigt wie ca. 2,5 Mio. Ölkühler, 1,5 Mio. Wasserkühler, 2,3 Mio. Zylinderköpfe. Könnten diese mit eingerechnet werden, wäre die Rohstoffeffizienz theoretisch höher. Die Gewichte der einzelnen Fahrzeugmodule unterliegen einer zu großen Varianz, als dass es den Aufwand rechtfertigen würde.

Eine weitere mögliche Fehlerquelle, die beachtet werden muss, sind die SKD-Fahrzeuge¹⁷⁸ und CKD-Fahrzeuge¹⁷⁹. Hierbei handelt es sich um Bausätze von vollständigen Fahrzeugen, die aber mehr oder weniger demontiert sind. Erstere werden wegen der günstigeren Verzollung nach Polen als Bausätze exportiert und vom Empfänger im Ausland zusammengebaut. Diese Bausätze sind aber nicht durchgängig in den Produktionszahlen der Werke enthalten und müssen extra erhoben werden.

¹⁷⁶ Vgl. zur Bewertung der Qualität durchgeführter Umweltbegutachtungen von Betriebsstandorten SCHULZ, W., (1998, v. a. S. 2).

¹⁷⁷ Zu den verschiedenen Organisationsformen des Umweltschutzes in Industriebetrieben vgl. JACOBS, R., (1994, S. 126-148)

¹⁷⁸ SKD = Special Knocked Down

¹⁷⁹ CKD = Complete Knocked Down

Die Bauteile für diese Fahrzeugbausätze verlangen den gleichen Materialinput wie die Fertigfahrzeuge. In die Stoffbilanz gehen sie auch als komplettes Fahrzeug ein.

Außerdem muss berücksichtigt werden, dass neben Modulen auch Karosserieteile in Verbundproduktion gefertigt werden. Im Werk E wurden beispielsweise 1997 neben 277.330 Fahrzeugen auch noch 13.422 t Blechteile produziert. Sie wurden nicht weiterverarbeitet, sondern an andere Werke geliefert. Diese müssen als zusätzlicher Produktoutput in die Rechnung eingehen.

Man sieht nun, dass die Rohstoffeffizienzen in einigen Fällen einen unrealistischen Wert von über 100 % annehmen. Der wahrscheinlich unzuverlässige Faktor ist der Materialinput, und nicht der Produktoutput. Die Fertigungszahlen sind vom Vertrieb sehr zuverlässig zu bekommen, und die Fahrzeuggewichte sind wie besprochen nun eindeutig. Deshalb wird in der folgenden Kontrollrechnung der Materialeinsatz ersetzt. Folgende Überlegung liegt dem zugrunde:

Produktoutput = Materialinput – Gesamtabfall

Materialinput = Produktoutput + Gesamtabfall

Dies in die Ausgangsformel eingesetzt ergibt:

Formel 4

$$\text{Rohstoffeffizienz II} = \frac{\text{Produktoutput (t/a)}}{\text{Produktoutput + Gesamtabfall (t/a)}}$$

Die folgende Tabelle zeigt die Eingangsgrößen und die Ergebniswerte der Berechnungen gemäß Formel 4.

Tabelle 3-8: Die berechnete Rohstoffeffizienz 2 (Quelle: Eigene Darstellung)

Rohstoffeffizienz II der Werke						
Werk	Produktoutput t/a		Gesamtabfall t/a		Rohstoffeffizienz II	
	1997	1998	1997	1998	1997	1998
A	275.013,25	406.501,60	9.433,4	11.583,0	96,700%	97,200%
B	364.862,87	313.598,15	25.753,1	38.932,0	93,400%	89,000%
C	494.427,98	383.170,48	3.132,0	4.336,0	99,400%	98,900%
D	215.665,11	243.765,69	53.358,0	62.747,0	80,200%	79,500%
E	219.610,31	292.779,30	20.590,3	5.021,0	91,400%	98,300%

Das Problem dieser Kennzahl ist, dass sie äußerst unsensibel gegenüber Veränderungen ist. Bei Änderungen des Wertes für Gesamtabfall ändert sie sich kaum. Zum Beispiel bei Verdopplung des Wertes für den Gesamtabfall E 97, ändert sich R nur in der dritten Dezimalstelle! Richtigerweise müsste man im Nenner zum Gesamtabfall auch die Emissionen hinzuzählen, die sich auf Stoffverbräuche wie die VOCs zurückführen lassen. Im Einzelfall ist es jedoch sehr schwierig, von den Emissionen, die auf Energieverbrauch und den damit zusammenhängenden Verbrennungsprozessen zurückzuführen sind, wie CO, NO_x und CO₂. Bezieht man in der Rechnung von A 1998 beispielsweise die 686,5 t VOCs mit ein, sähe diese wie folgt aus:

$$R \text{ Werk A 98} = \frac{329685 \text{ KFZ} \times 1,233 \text{ t}}{(329685 \text{ KFZ} \times 1,233 \text{ t}) + 11583 \text{ t} + 686,5 \text{ t}} = 0,971 = 97,1\%$$

Auch hier sieht man, dass sich die Kennzahl bei Änderungen nur geringfügig ändert, was sie als Planungsgröße für den kontinuierlichen Verbesserungsprozess nur brauchbar macht, wenn auch die Variation der Kommastellen ernst genommen werden könnten. Die nicht zuverlässige Datengrundlage macht diese Genauigkeit jedoch zunichte.

Fazit:

Es wurde gezeigt, dass es sich bei der Rohstoffeffizienz II (nach Formel 5) um eine sehr aussagekräftige Kennzahl für die Bewertung der Umweltleistung des operativen Bereichs handelt. Allerdings bedarf es einer besseren Datenlage, als sie im Anwendungsbeispiel vorgefunden wurde.

3.3.4 Die Fertigungstiefe

Die derzeitige Situation in der Automobilbranche ist gekennzeichnet durch eine immer stärkere Oligopolisierung und einen intensiven Verdrängungswettbewerb. Um gegenüber Konkurrenten bestehen und dauerhaft Wettbewerbsvorteile erzielen zu können, müssen die Automobilhersteller in der Lage sein, auf die sich ändernden Marktanforderungen schnell, flexibel und kostengünstig zu reagieren.

Eine von vielen Unternehmen verfolgte Strategie zur Erreichung einer verbesserten Wettbewerbsfähigkeit besteht darin, sich auf ein definiertes Kerngeschäft zu konzentrieren und die weniger Know-how intensiven und imageträchtigen Produktkomponenten von Zulieferern herstellen zu lassen.¹⁸⁰ Die Konzentration auf das Kerngeschäft bedeutet für die Automobilproduzenten eine Reduzierung der Fertigungstiefe.¹⁸¹

Die Fertigungstiefe, d. h. der wertmäßig prozentuale Anteil an der Wertschöpfung am fertigen Produkt, kann theoretisch zwischen 0 % und 100 % liegen. (DENCKER, 1995, S. 19)¹⁸² Sie ist gleich null beim Einkauf fertiger Produkte zum Verkauf unter eigenem Firmenlogo. Eine Fertigungstiefe von 100 % besagt, dass sämtliche Fahrzeugkomponenten in Eigenfertigung hergestellt werden. Dies ist bei einem Automobilhersteller kaum denkbar, denn ein Automobil besteht aus zu vielen unterschiedlichen Komponenten, die mit einer Vielzahl verschiedenster Fertigungsverfahren produziert werden.

Bei den deutschen Automobilherstellern betrug die Fertigungstiefe 1995 zwischen 40 % und 65 % (Audi 40 %, BMW 40 %, Ford 50 %, Mercedes 65 %, Opel 50 %, Volkswagen 45 %). (FÜLL, G., 1995) Jedoch werden Werte von 35 % bis 38 % angestrebt. (DENCKER, 1995, S. 19)

Zwar kaufen die Automobilhersteller immer mehr Teile bei ihren Zulieferern ein, jedoch sinkt die Anzahl der direkten Lieferanten stetig. Ursache hierfür ist die Tatsache, dass die Automobilproduzenten zum Einkauf von kompletten Systemen oder Modulen, wie etwa Armaturenbrett oder Vorderfront übergehen, die dann nur noch montiert werden müssen. Diese Systemlieferanten wiederum vergeben Aufträge an Vorlieferanten. (LAMPERTHER, D. H., 2000)

Schon jetzt sei gesagt, dass die Fertigungstiefe nicht als Umweltkennzahl zu verstehen ist und auch nicht als solche benutzt werden soll. Sie hat aber indirekten Einfluss auf die Umweltleistung eines Produktionsstandortes. Sie soll dazu dienen, die noch zu entwickelnden Umweltkennzahlen, die

¹⁸⁰ Zum Thema Eigenfertigung und Fremdbezug aus strategischer Sicht vgl. ausführlich WILDEMANN, H., 1993, S. 163-180.

¹⁸¹ Vgl. HAVERLAND, 1995, S. 1

sich auf den Produktoutput beziehen, zu korrigieren.¹⁸³ Die Umweltleistung eines Betriebes ist nämlich wesentlich davon abhängig, welche Produktionsprozesse und -Verfahren zur Herstellung des Produkts dort angesiedelt sind und die outsourced wurden und welche Umweltaspekte damit verbunden sind. Hinzu kommt der direkte Einfluss, so wird bei einer Verringerung der Fertigungstiefe die direkte Umweltbelastung durch zunehmenden Zulieferverkehr erhöht. (AHREND, H.-W., 1998, S. 35) Dies ist sehr bedenklich, denn der Gütertransport hat in Europa ohnehin seit 1980 um 54 % zugenommen und wird durch diese Entwicklung noch forciert. (JIMÉNEZ-BELTRÁN, D., 1999, S. 62)

Die Fertigungstiefe, auch vertikale Integration genannt, beschreibt die Anzahl der Produktions- bzw. Leistungsstufen, die ein Stoff im Unternehmen durchläuft. Die Fertigungsbreite, auch als horizontale Integration bezeichnet, beschreibt die Anzahl der Produkte bzw. Teile, die ein Unternehmen fertigt. Beides zusammen ergibt den Fertigungsumfang (siehe Abb. 3-9). Beide Variablen unterliegen dauernden Schwankungen. Die Zahl der produzierten Produkte ändert sich nicht nur monatlich, sondern vielmehr täglich. Die Fertigungstiefe ändert sich mit jeder Neuinbetriebnahme einer Anlage und mit jeder Anlagenstilllegung. So kann man zwar für die Fertigungsbreite eine absolute Zahl am Ende des Geschäftsjahres angeben, einen Wert für die Fertigungstiefe für ein Jahr anzugeben ist jedoch sehr schwierig.

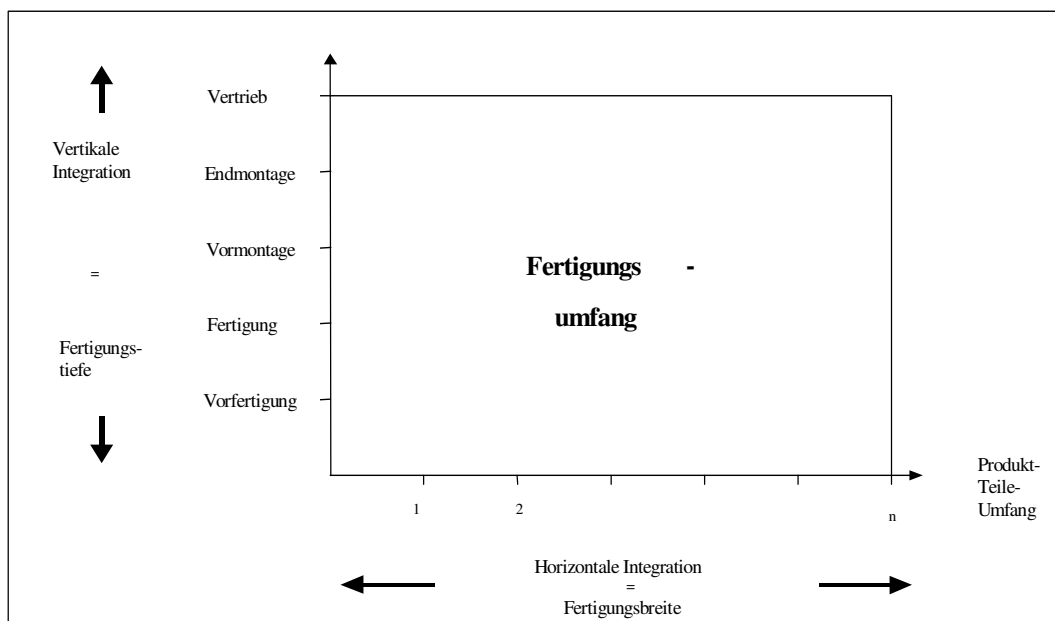


Abbildung 3-9: Vertikale und horizontale Integration (Quelle: HAVERLAND, 1995, S. 21)

¹⁸² Er gibt außerdem für japanische Automobilhersteller eine Fertigungstiefe von 20 % bis 30 % an. Das heißt, dass dort nur noch die Kernfertigung, also Karosserie, Motor und Getriebe, selbst erfolgt.

¹⁸³ Später wird noch gezeigt, dass es sich nicht um eine Korrektur, sondern nur um eine Standardisierung handelt.

Vorstellbar sind nun auch die großen Unterschiede der Fertigungstiefe verschiedener Werke, denn die Produktionsprozesse sind nicht immer identisch. So sind Vergleiche innerhalb eines Werkes zunächst einmal ebenso unmöglich wie Vergleiche verschiedener automobilherstellender Werke, hinsichtlich jeglicher Kriterien, die sich auf das Produkt oder sonstige Outputgrößen beziehen. Die nicht einheitliche Fertigungstiefe ist also eine Störvariable, die es zu korrigieren gilt.

Leider kann man die offiziellen Fertigungstiefen der Werke nicht benutzen, denn es handelt sich hierbei um monetäre Werte, die wie schon besprochen den wertmäßigen prozentualen Anteil der Wertschöpfung am fertigen Produkt angeben. Jedoch bedarf es in dieser Materialflussbetrachtung auch einer Korrekturgröße. Im Gegensatz dazu bedarf es hier einer Korrekturgröße, die dem ökobilanziellen Charakter dieser Materialflussbetrachtung entspricht. Diese beiden Betrachtungsweisen können unterschiedliche Ergebnisse liefern. Folgende Beispiele sollen diese Differenz deutlich machen:

- Die mechanische Fertigung ist sehr material- und arbeitsintensiv. Hier werden aus Rohmetallen Kurbelwellen, Nockenwellen, Achsen usw. hergestellt. Das bearbeitete Material hat gewichtsmäßig einen hohen Stellenwert in der Stoffbilanz, und der Arbeitsaufwand ist sehr hoch. Der Energieaufwand ist nicht sehr hoch. Die dabei erzielte Wertschöpfung ist ebenfalls hoch.
- Beim Lackierprozess wird mit wenig Materialeinsatz (Lack) eine hohe Wertschöpfung erreicht. Allerdings ist der Trocknungsprozess zeit- und vor allem energieaufwendig.
- Im Karosseriebau (Rohbau) ist der Materialaufwand gering (Kleber und Schweißdioden), jedoch ist der Energieverbrauch der unzähligen Schweißroboter immens und neben den Trocknern der Lackiererei der Hauptenergieabnehmer in der Branche.
- Im Presswerk ist der Zeitaufwand pro gepresstes Teil sehr klein, und gemessen daran ist die Wertschöpfung beträchtlich. Der Energieverbrauch der Pressen ist gering, und der Materialaufwand ist sehr gering, denn neben Ziehölen bedarf es keiner Prozessmaterialien.

In dieser sehr vereinfachten Betrachtung ist zu erkennen, dass die Menge der eingesetzten Energie, Materialien, Arbeitszeit nicht immer proportional zur erreichten Wertschöpfung ist. Auch kann es sein, dass ein Prozess, der keine Wertsteigerung bringt, bei dem aber Prozessmaterial zum Einsatz kommt, wie zum Beispiel das Nacharbeiten und Nachlackieren, nicht in die Fertigungstiefe eingeht, bei der Berechnung des AV hingegen schon.

Ein weiteres Manko der Fertigungstiefe als möglichen Standardisierungsfaktor ist externer Art, nämlich der Marktsituation. So unterliegt sie zeitlichen Schwankungen und ist auf verschiedenen Märkten unterschiedlich. Dieser Umstand hat zur Folge, dass Produktionsstandorte die in verschiedenen Märkten angesiedelt sind, nicht miteinander verglichen werden können. Die Fertigungstiefe ist

also als Standardisierungsfaktor für die noch folgenden Kennzahlen ungeeignet. Deshalb wird im Folgenden mit dem AV gemäß Formel 1 standardisiert. Auch hier wird nicht in der Qualität der Prozesse differenziert.

Diese Differenzierung ist auch nicht notwendig, denn der Prozess an sich interessiert an dieser Stelle weniger. Die Frage ist also, wie rohstoffeffizient, wie energieaufwendig, wie viel Wasser benötigt wird, wie viel Sonderabfall entsteht. Diese Aspekte werden mit den anderen Kennzahlen abgedeckt. Dies muss allerdings standortweit geschehen, wie auch der AV eine Standortkennzahl ist. Er spiegelt nicht die unterschiedlichen Fertigungstiefen der unterschiedlichen Prozesse und nicht die unterschiedlichen AVs der verschiedenen Module und Komponenten wider.

Aus den genannten Gründen muss also auf das Ersatzmerkmal AV zurückgegriffen werden. Es handelt sich um das Verhältnis des zu verarbeitenden Materials zum Gesamtmaterialeinsatz (AV). Es wird also angenommen, dass bei steigendem Eigenanteil der noch zu ver- oder bearbeitenden Stoffe die Fertigungstiefe steigt. Umgekehrt verhält es sich mit den Zusammenbauteilen; steigt deren Anteil, so nimmt die Fertigungstiefe ab.

Formel 5¹⁸⁴

$$(AV) = \frac{\text{zu verarbeitendes Material t}}{\text{Materialeinsatz Gesamt t}}$$

$$1.) \text{ AV Werk A (1997)} = \frac{219221 \text{ t}}{325740 \text{ t}} = 0,672 = 67,2\%$$

$$2.) \text{ AV Werk A (1998)} = \frac{260777 \text{ t}}{482852 \text{ t}} = 0,54 = 54,0\%$$

Die Tabelle 3-9 zeigt die Eingangsgrößen und die Ergebnisse der Berechnung des AVs gemäß Formel 1.

¹⁸⁴ AV = Anteil des am Standort selbst zu verarbeitenden Materials.

Tabelle 3-9: Die berechneten Anteile des zu verarbeitenden Materials gemäß Formel 1 (Quelle: Eigene Darstellung)

Werk	Eingangsdaten zur Berechnung des AV's (gemäß Formel 1)				Anteil des zu verarbeitenden Materials AV	
	Zu verarbeitendes Material in t/a		Gesamtmaterialinput in t/a			
	1997	1998	1997	1998	1997	1998
A	21.922,0	260.777,0	325.740,0	482.852,0	67,2%	54,0%
B	D.n.e.	230.537,0	230.537,0	281.364,0	D.n.e.	81,9%
C	104.877,2	238.281,0	122.742,2	321.455,0	85,4%	74,1%
D	66.823,0	94.800,0	68.960,8	103.231,0	96,9%	91,8%
E	75.562,0	89.359,0	196.453,0	221.810,0	38,0%	40,0%

Das obige Beispiel A zeigt, dass der AV und so wahrscheinlich auch die Fertigungstiefe F niedriger geworden ist. Die Ursache dafür ist vor allem das immer weiter fortschreitende Outsourcing. Dies läßt sich auch anhand von Zahlen belegen. Und zwar dient der wachsende Anteil der Zusammenbauteile (Fertigkomponenten) am Gesamteinsatzmaterial als Größe für zunehmendes Outsourcing. Diese stieg im Beispiel Werk A ganz erheblich. Der Anteil der Zusammenbauteile wird folgendermaßen berechnet:

Formel 6¹⁸⁵

$$(AZ) = \frac{\text{Zusammenbauteile t}}{\text{Materialeinsatz Gesamt t}}$$

$$1.) \text{ AZ Werk A (1997) } = \frac{45361 \text{ t}}{325740 \text{ t}} = 0,139 = 13,9\%$$

$$2.) \text{ AZ Werk A (1998) } = \frac{122551 \text{ t}}{482852 \text{ t}} = 0,27 = 27,0\%$$

Addiert man den AZ und den AV erhält man bei einer 100%igen Erfassungsquote die 100 % des Materialinputs. Diese ist aber bei den Inputdaten nicht gegeben. Insgesamt erscheinen die gemäß Formel 5 berechneten Werte zu hoch gegenüber den in der Literatur angegebenen Werten der Fertigungstiefe. Doch handelt es sich bei den Literaturangaben zur Fertigungstiefe um von monetärer

¹⁸⁵ AZ = Anteil der zugelieferten Zusammenbauteile am Gesamtmaterialeinsatz.

Betrachtungsweise geprägte Werte (Anteil der eigenen Wertschöpfung). Weil wie gesehen die Angaben zum Materialinput sehr ungenau sind, wird er in Formel 1 durch den Ausdruck Produktoutput plus Abfall ersetzt.¹⁸⁶ Die Formel sieht dann wie folgt aus:

Formel 7

$$(AV) = \frac{\text{zu verarbeitendes Material t}}{\text{Produktoutput t} + \text{Gesamtabfall t}}$$

Jedoch enthält das zu verarbeitende Material Ungenauigkeiten wegen der nicht einheitlichen Zuordnung und der fehlerhaften Mengenangaben.

Der Produktoutput in t ist ebenfalls nicht genau ermittelt, deshalb wird in dieser Arbeit mit dem minimalen Leergewicht¹⁸⁷ einer Modellreihe gerechnet. Es ist also der Produktoutput, der herauskäme, würden nur Basismodelle verkauft. Real ist bei der Berechnung des AV von einem höheren Ergebniswert auszugehen.

Tabelle 3-10: Die berechneten Anteile des zu verarbeitenden Materials gemäß Formel 7 (Quelle: Eigene Darstellung)

Werk	Eingangsdaten zur Berechnung des AV's (gemäß Formel 7)						Anteil des zu verarbeitenden Materials AV	
	Zu verarbeitendes Material in t/a		Produktoutput in t/a		Gesamtabfall t/a		1997	1998
	1997	1998	1997	1998	1997	1998		
A	219.221,0	260.777,0	275.013,25	406.501,60	9.433,4	11.583,0	77,1%	62,4%
B	D.n.e.	230.537,0	364.862,87	313.598,15	25.753,1	38.932,0	D.n.e.	65,4%
C	104.877,2	238.281,0	494.427,98	383.170,48	27.173,0	39.566,2	20,1%	56,4%
D	66.823,0	94.800,0	215.665,11	243.765,69	53.358,0	62.747,0	24,8%	30,9%
E	75.562,0	89.359,0	219.610,31	292.779,30	20.590,3	5.021,0	31,5%	30,0%

Hier wird die Vermutung bestätigt, man sieht, dass der mit dem Produktoutput plus Abfall berechnete AV deutlich niedriger liegt als der nach Formel 5 berechnete.

Im Werk E ist der AV und somit die Fertigungstiefe gesunken. Die Blechteileproduktion ist ebenfalls gesunken, und zwar von 13.422 Tonnen (1997) auf 10.579 Tonnen (1998). Man sieht, dass die Fertigungstiefe nicht nur abhängig ist von der Qualität des Materialinputs, sondern auch von der

¹⁸⁶ Begründung siehe Kap. 2.3.3

¹⁸⁷ vgl. auch Kap 2.3.3 Rohstoffeffizienz

Qualität des Produktoutputs. In diesem Beispiel ist zusätzlich ein geringfügiger Rückgang des AZs (von 61,5 % auf 59,7 %) zu verzeichnen.

$$3.) \text{ AZ Werk E (1997)} = \frac{120891 \text{ t}}{196453 \text{ t}} = 0,615 = 61,5\%$$

$$4.) \text{ AZ Werk E (1998)} = \frac{132451 \text{ t}}{221810 \text{ t}} = 0,597 = 59,7\%$$

Am Beispiel Werk A sieht man, dass die Fertigungstiefe deutlich höher bzw. mehr als doppelt so hoch ist als die vom Werk E. Dies ist nicht unbedingt zu erwarten, denn im Werk E gibt es ein Presswerk, wo fast alle zur Polo-Produktion benötigten Blechteile gefertigt werden. Im Werk A gibt es dagegen kein Presswerk, so dass alle Blechteile angeliefert werden müssen. Man erwartet deshalb eigentlich eine höhere Fertigungstiefe beim Werk E. Da dem nicht so ist, muss vermutet werden, dass der restliche Anteil an Zulieferteilen, also alles außer Stahlblech, im Werk E sehr viel höher ist als im Werk A. Dies ist nicht genau herauszulesen, da zwar in den Input-Output-Daten der Umwelterklärungen die Zusammenbauteile angegeben werden, jedoch die schon abgepressten Bleche nicht darunter fallen. Diese Tatsache hat noch einen Nebeneffekt: Sie erhöht die Rohstoffeffizienz vom Werk A, denn es fallen praktisch keine Blechreste (Schrott) an, da der Pressvorgang ausgelagert ist und die Blechteile nicht mehr mechanisch bearbeitet werden müssen.

Für das Werk B liegen für das Jahr 1997 keine Input-Daten vor, denn deren Erhebung wurde, wie bereits erwähnt, erst im Rahmen der Implementierung des Umweltmanagementsystems Ende 1997 begonnen. Somit kann auch die Menge des noch zu verarbeitenden Materials nicht ermittelt werden.

Nun fallen zwei sehr hohe AV-Werte ins Auge, nämlich die von A und C 1998. Sie gehen mit den realen Fertigungstiefen für die Automobilindustrie, die aus der Literatur bekannt sind (siehe oben), nicht einher. Dabei wird eines deutlich: In der Berechnung des AV kann nicht in der Qualität der Verarbeitung differenziert werden. Es ist jedoch ein Unterschied in der Fertigungstiefe, ob eine Tonne Stahl mechanisch bearbeitet wird und daraus Kurbelwellen hergestellt werden oder ob ein Coil (Stahlblechrolle) angeliefert wird, der nur noch durch eine Pressenstraße geht und Türbleche entstehen. Und genau dies ist im Werk C der Fall, hier werden große Mengen Stahl angeliefert und bearbeitet, wenn auch der Verarbeitungsprozess wenig aufwendig ist. Der Effekt in der Berechnung des AV ist aber, dass alle anderen Materialien, die nicht mehr bearbeitet werden und auch kaum Wertschöpfung bringen wie Frostschutzmittel, Öle und Kraftstoffe, kaum ins Gewicht fallen, denn sie

machen am Gesamtmaterialeinsatz nur einen ganz kleinen Gewichtsanteil aus.¹⁸⁸ Der große Anstieg der Fertigungstiefe hat den Grund, dass in C die Fertigung erheblich ausgebaut und diversifiziert wurde.

Zu den hohen Werten im Werk A kann an dieser Stelle keine Aussage getroffen werden, wahrscheinlich ist aber ein systematischer Fehler in der Datenerhebung Grund für diese zu hohen Werte. Die Reduzierung des AV um 15 % durch die Vergabe eines Bauteils an einen Zulieferer ist durchaus denkbar.

Dieses Beispiel zeigt, dass es sich bei dem AV nur um eine Hilfsgröße handelt, um einen schlechten Ersatz. Die realen Fertigungstiefen sind aber ebenfalls von Fehlern behaftet. Die mangelnde Aktualität gilt für den AV und die reale Fertigungstiefe gleichermaßen, denn Verträge mit Zulieferfirmen werden laufend geschlossen und geändert, und dies hat Einfluss auf AV und Fertigungstiefe. Wir rechnen also mit den zur Verfügung stehenden Daten, die am Ende eines Jahres erhoben wurden, einen Jahresdurchschnittswert aus.

Jetzt sind die Eigenanteile des zu verarbeitenden Materials am Gesamtmaterialeinsatz (AV) der verschiedenen Standorte berechnet, und man ist nun in der Lage, die folgenden Umweltkennzahlen mit dem AV stellvertretend für die Fertigungstiefe zu standardisieren und danach zu vergleichen. Jedoch schwanken die Werte zwischen 20 % und 77 %, so dass im Grunde kein Kenntnisgewinn vorliegt, gegenüber einem Verfahren bei dem man nur Standorte mit etwa gleicher Fertigungstiefe verglichen hätte. Sollen die folgenden Kennzahlen ohne Verzerrung der unterschiedlichen Fertigungstiefen verglichen werden, will man also standardisierte Werte erhalten, müssen die AV-Werte mit in der Berechnung folgender quantitativer Umweltkriterien eingehen. Tut man dies, nimmt man aber an, dass bei Frischwasserverbrauch, Energieverbrauch u. a. eine Linearität über alle Fertigungsschritte vorliegt. Dies ist aber nicht der Fall. Diese mathematische Unkorrektheit wird jedoch in den folgenden Berechnungen in Kauf genommen.

Zum Schluss sei noch auf einen Effekt hingewiesen, der die Rechtfertigung der Standardisierung mit der Fertigungstiefe unterstützt. STAHLMANN erkannte ihn schon 1996: „Scheinbare Umweltbelastungen können auch durch Outsourcing - Maßnahmen entstehen, etwa wenn emissionsintensive Verfahrensschritte an fremde oder (bei Großkonzernen) an ausländische Standorte verlagert werden.“ (STAHLMANN, V., 1996, S. 70-76) Durch Outsourcing-Maßnahmen kann also das Unternehmen, gewollt oder ungewollt, seine Abfallbilanz, seinen Frischwasserverbrauch usw. schönen, allgemein ausgedrückt seine Umweltleistung verbessern. Um diesen Effekt zu eliminieren, werden die folgen-

¹⁸⁸ Im Werk C machen Öl, Fette, Wachs und Kraftstoff 1998 nur etwa 2,5 % aus.

den Umweltkennzahlen, die ja gerade dazu dienen, die Umweltleistung des Unternehmens quantifiziert auszudrücken, mit dem AV als Ersatzmerkmal für die Fertigungstiefe standardisiert.

3.3.5 Die Sonderabfallquote

In diesem Absatz soll eine aussagekräftige Umweltkennzahl entwickelt werden, die sich mit dem Sonderabfallaufkommen¹⁸⁹ beschäftigt. Hierbei handelt es sich um den Abfall, der nach der Verordnung zur Bestimmung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen (BestbÜAbfV) vom 10.09.1996 nun als besonders überwachungsbedürftiger Abfall bezeichnet wird. Richtigerweise müsste man also hier von der Quote des besonders überwachungsbedürftigen Abfalls sprechen. In dem Kennzahlenkatalog der Marke Volkswagen wird jedoch noch die alte Nomenklatur beibehalten.

Es werden drei verschiedene Möglichkeiten hinsichtlich ihrer Aussagekraft diskutiert. Zu Beginn der Überlegungen muss noch einmal das Problem der eindeutigen Zuordnung der Abfälle angesprochen werden. Eine nicht einheitliche Zuordnung des gleichen Abfalls in Sonderabfall oder hausmüllähnlichen Gewerbeabfall könnte das Ergebnis verfälschen. Innerhalb der EU scheint das Problem aber nach Einführung des europäischen Abfallkatalogs¹⁹⁰, wodurch eine eindeutige Zuordnung gewährleistet sein soll, weitgehend gelöst zu sein¹⁹¹. Durch verschiedene Interpretationsmöglichkeiten kann es aber trotzdem zu unterschiedlichen Einstufungen der gleichen Abfälle kommen, denn den Behörden bleibt ein gewisser Ermessensspielraum.

Ein weiteres Problem tritt auf, wenn Standorte innerhalb der EU mit solchen außerhalb verglichen werden sollen. Außerhalb der EU findet der Europäische Abfallkatalog keine Anwendung, und eine einheitliche Zuordnung ist nicht mehr gegeben.

Auch in diesem Kapitel wurden mehrere Gestaltungsmöglichkeiten untersucht:

- a) Die erste Möglichkeit ist die Menge der zu beseitigenden Sonderabfälle¹⁹², bezogen auf den Gesamtmaterialeinsatz¹⁹³. An dieser Stelle wird der Sonderabfall zur Beseitigung betrachtet, weil dieser eine enorme Umweltbelastung darstellt. Nicht nur aus ökologischer Sicht ist gerade dieser

¹⁸⁹ Die Einteilung in die verschiedenen Abfallklassen und der Standpunkt der LAGA wurde bereits in Kap 2.3.1 besprochen.

¹⁹⁰ Gemäß der Verordnung zur Einführung des europäischen Abfallkatalogs (EAK-Verordnung EAKV) vom 13.09.1996 (auch EWC-European Waste Code).

¹⁹¹ Vgl. auch Abbildung 1 in Kapitel 3.3.1

¹⁹² Vgl. Definition Sonderabfall in Kap.2.3.1, Seite 145

¹⁹³ Im Gesamtmaterialeinsatz enthalten sind: Eisen/Stahl, Kunststoffe und Elastomere, Leichtmetalle, Buntmetalle, Zusammenbauteile, Glas, Naturstoffe und sonstige Betriebshilfsstoffe.

zu reduzieren, sondern auch aus ökonomischer Sicht, denn die Entsorgung kostet das Unternehmen eine Menge Geld¹⁹⁴.

Der Kraftstoff wird nicht in die Berechnung einbezogen, denn die Menge, mit der das Fahrzeug befüllt wird hängt vom Kundenwunsch ab und ist somit sehr unterschiedlich und kann auch nur mit unverhältnismäßigem Aufwand genau bestimmt werden.

Formel 8

$$\text{Sonderabfallquote} = \frac{\text{Sonderabfälle zur Beseitigung (t/a)}}{\text{Materialeinsatz (t/a) (ohne Kraftstoffe)}}$$

Beispielrechnung:

$$\text{Werk A 1997} = \frac{921\text{t}}{325740\text{t}} = 0,0028 = 0,28\%$$

D. h., es entstehen 2,8 kg Sonderabfall pro t eingesetzten Materials.

$$\text{Werk E 1997} = \frac{2054\text{t}}{196453\text{t}} = 0,0104 = 1,04\%$$

Im Werk E dagegen entstehen 10,4 kg Sonderabfall pro t eingesetzten Materials. Es stellt sich die Frage, warum fällt im Werk E ein Vielfaches des Sonderabfalls zur Beseitigung an als in A. Der Grund ist folgender: Bei den Sonderabfällen zur Beseitigung handelt es sich hauptsächlich um Lack-schlämme, und diese können in E nicht thermisch verwertet werden, so dass sie beseitigt bzw. deponiert werden müssen. Insgesamt fallen gar nicht viel mehr Sonderabfälle (zur Beseitigung + zur Verwertung) an. Dieser Zusammenhang hat aber weniger mit dem Abfallmanagement des Standortes zu tun als mit der infrastrukturellen, regionalen Situation des Standortes. Die Größen Sonderabfall zur Beseitigung und Sonderabfall zur Verwertung sind also ungeeignet, will man eine Kennzahl kreieren, die die Funktionsweise des Umweltmanagements beschreibt. Zu diesem Zweck sollte man sich also des Wertes für Sonderabfall Gesamt bedienen. Trotzdem wurden noch einige Werte der anderen untersuchten Standorte berechnet.

¹⁹⁴ Beispielsweise kostet die Entsorgung von öl- bzw. emulsionsbehafteten Metallschleifschlamm aus der mechanischen Oberflächenbearbeitung mit geometrisch unbestimmter Schneide zwischen 200 und 400,- DM/t. Mit der Möglichkeit zur trockenen Bearbeitung von Metallen würden die anfallenden Feinstspäne auf dem Verwertungsmarkt ein „Wirtschaftsgut“ darstellen und einen Gewinn von ca. 100 DM/t bringen.

Ein weiterer Nachteil dieser Kennzahl ist die Tatsache, dass gute Rohstoffeffizienzen nicht belohnt werden, denn der Sonderabfall wird in Beziehung gesetzt zum Materialeinsatz. Ein hoher Materialeinsatz begünstigt also diese Kennzahl. Günstiger ist es also, den Gesamtabfall als Bezugsgröße zu wählen.

b) Hier wird der Sonderabfall in Beziehung gesetzt zum Gesamtabfall

Formel 9

$$\text{Sonderabfallquote} = \frac{\text{Sonderabfall (Gesamt)} (t/a)}{\text{Gesamtabfall (zur Beseitigung + zur Verwertung)} (t/a)}$$

Im Werk A fallen 1997 auf jede Tonne Abfall 307 kg Sonderabfall. Das entspricht einer Sonderabfallquote von 30,7 %.

Im Werk E fallen dagegen auf jede Tonne Abfall 556 kg Sonderabfall. Das entspricht einer Sonderabfallquote von 55,6 %. Das Werk E produziert eine sehr geringe Gesamtabfallmenge wovon eine große Menge Sonderabfälle (SA) sind, so dass die Kennzahl Sonderabfallquote bezogen auf den Gesamtabfall sehr hoch liegt. Im Jahr 1997 waren von den 4.452,01 t des Gesamtabfalls 2.479,09 t Sonderabfall. Und davon wiederum waren 402 t also etwa 10 % des Gesamtabfall Lackschlamm, der deponiert wurde.

Im Werk B fallen 1997 auf jede Tonne Abfall 337 kg Sonderabfall an. Das entspricht einer Sonderabfallquote von 33,7 %.

In A fallen 1998 auf jede Tonne Abfall 305,4 kg Sonderabfall. Das entspricht einer Sonderabfallquote von etwa 30 %.

In E fallen 1998 auf jede Tonne Abfall 497 kg Sonderabfall. Das entspricht einer Sonderabfallquote von 49,7 %. Im Fall E fällt die sehr geringe Gesamtabfallmenge stark ins Gewicht.

In B fallen 1998 auf jede Tonne Abfall 256 kg Sonderabfall. Das entspricht einer Sonderabfallquote von 25,6 %.

Nicht nur geringe Mengen an Sonderabfall (im Zähler) verbessern das Ergebnis, sondern auch große Mengen an Abfall zur Beseitigung und Abfall zur Verwertung (im Nenner). Der Abfall zur Verwertung ist jedoch aus ökologischer Sicht weitgehend unbedenklich. So fallen in den Werken, die ihre Karosserieteile selbst pressen, große Mengen an Stahlschrott an. Dieser geht fast zu 100 % in die Verwertung, was in diesem Fall Einschmelzen im Elektrostahlwerk heißt. Das große Eigengewicht des Stahlschrotts verfälscht die Kennzahl sehr stark, und sie ist schon aus diesem Grund nicht geeig-

net. Fehlinterpretationen sind auch bei einer Verringerung der Gewerbeabfälle und gleichem Sonderabfallaufkommen möglich. Der Standort wird nun schlechter abschneiden als vorher, obwohl das Abfallmanagement besser geworden ist. Vielleicht ist es nicht möglich, die Sonderabfälle noch weiter zu reduzieren, und so werden seine Bemühungen nicht in dieser Kennzahl Sonderabfallquote nach Formel 2 wiedergegeben.

c) Die beste Möglichkeit, die Sonderabfallquote darzustellen, ist die folgende. Es wird das Sonderabfallaufkommen zu dem Produktoutput in Beziehung gesetzt, und im zweiten Teil dieses Kapitels soll auch die Fertigungstiefe einbezogen werden.

Formel 10

$$\text{Sonderabfallquote} = \frac{\text{Sonderabfälle (Gesamt) (t/a)}}{\text{Produktoutput (t/a)}}$$

Tabelle 3-11: Die berechneten Sonderabfallquoten ausgewählter Werke des Volkswagen-Konzerns (Quelle: Eigene Darstellung)

SA-Quoten der Werke						
Werk	Produktoutput t/a		Sonderabfall t/a		SA-Quote	
	1997	1998	1997	1998	1997	1998
A	275.013,25	406.501,60	2.899,0	3.538,0	1,1%	0,9%
B	364.862,87	313.598,15	8.690,0	9.997,0	2,4%	3,2%
C	494.427,98	383.170,48	800,0	1.783,0	0,2%	0,5%
D	215.665,11	243.765,69	3.125,0	2.479,1	1,5%	1,0%
E	219.610,31	292.779,30	2.479,1	2.497,0	1,1%	0,9%

Auffällig ist die hohe SA-Aufkommen im Werk B (1998 32 kg Sonderabfall pro t Produkt). Es liegt bei 3,2 %. Es werden aber neben den Fahrzeugen eine große Anzahl von Fahrzeugmodulen gefertigt, deren Gewicht aber nicht vorliegt und nicht in die Berechnung einbezogen werden kann. Real liegt also das Sonderabfallaufkommen pro Tonne Produkt um einen unbekanntem Betrag niedriger. Dieser Umstand, dass nicht 100 Prozent der Produkte des Werkes B gewichtsmäßig erfasst sind (Module werden nur in Stückzahlen erfasst), hat zur Folge, dass wieder einmal die nicht ausreichende bzw. nicht geeignete Datenlage der limitierende Faktor ist. Das Ergebnis ist, dass beim Werk B beim Vergleich mit anderen Werken großer Interpretationsbedarf besteht.

d) Nun soll auch in diese Betrachtung die Fertigungstiefe mit einbezogen werden, denn die Bezugsgröße ist auch hier der Produktoutput in Tonnen. Hierzu gilt die gleiche Argumentation wie bei der Rohstoffeffizienz. Analog dazu wird nun die standardisierte Sonderabfallquote berechnet. Es gilt:

Formel 11

$$\text{Standard. Sonderabfallquote} = \frac{\text{Sonderabfälle (Gesamt) (t/a)}}{\text{Produktoutput (t/a)} \times \text{Fertigungstiefe}}$$

Tabelle 3-12 zeigt die Eingangsgrößen und die Ergebniswerte der durchgeführten Berechnungen gemäß Formel 11. Standardisierender Faktor ist der AV (Anteil des selbst verarbeiteten Materials) stellvertretend für die Fertigungstiefe.

Tabelle 3-12: Die standardisierte Sonderabfallquote ausgewählter Werke des Volkswagen-Konzerns (Quelle: Eigene Darstellung)

Standard. SA-Quote der Werke								
Werk	Sonderabfall Gesamt t/a		Produktoutput t/a		AV		Standard. SA-Quote	
	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1998
A	2.899,0	3.538,0	275.013,3	406.501,6	77,0%	62,3%	1,4%	1,4%
B	8.690,0	9.997,0	364.862,9	313.598,2	D.n.e.	65,4%	D.n.e.	4,9%
C	800,0	1.783,0	494.428,0	383.170,5	20,1%	56,4%	0,8%	0,8%
D	3.125,0	2.479,1	215.665,1	243.765,7	24,8%	30,9%	5,8%	3,3%
E	2.479,1	2.497,0	219.610,3	292.779,3	31,5%	30,0%	3,6%	2,8%

Im Werk A fand z. B. eine geringe Verschlechterung der standardisierten Sonderabfallquote zwischen 1997 und 1998 statt.

Diese Ergebniswerte sagen zwar nicht, wie viel Kilogramm Sonderabfall real pro Produkteinheit oder pro Tonne Produkt anfallen, aber man hat nun standardisierte Werte, die es ermöglichen, verschiedene Jahre zu vergleichen. So ist man in der Lage, Trends und sich abzeichnende Entwicklungen zu erkennen, die unabhängig sind von den Störvariablen Produktionszahlen und Fertigungstiefe.

3.3.6 Die Energieeffizienz

Der Strahlungshaushalt der Erde wird durch die Wirkung von Treibhausgasen (Kohlendioxid, Methan, Fluorchlorkohlenwasserstoffe [FCKW] und Stickoxide) in der Erdatmosphäre erheblich beeinflusst. Sie lassen die kurzwellige Strahlung durch und absorbieren die von der Erdoberfläche kommende langwellige Wärmestrahlung. Dadurch wird die globale mittlere Temperatur in Erdbodennähe von -18 °C auf $+15\text{ °C}$ erhöht. Durch menschliche Aktivitäten, vor allem durch Verbrennung fossiler Energieträger wird der Treibhauseffekt verstärkt. (WALZ, R., ET AL., 1997, S. 45)

Die dadurch in Gang gesetzte globale Klimaänderung ist eines der am meisten diskutierten Umweltprobleme. (N.N., 1999, S. 3-4) Viele dieser Treibhausgase verweilen mehrere Jahrzehnte in der Atmosphäre. In den nächsten Jahrzehnten rechnet man mit einer signifikanten Erhöhung der durchschnittlichen Erdtemperatur. Die Kohlendioxidemissionen werden mit einem Anteil von rund 55 % dabei für den größten Anteil am Erwärmungsprozess verantwortlich gemacht. (SIMONIS, U. E., 1996, S. 39) Durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe in der Industrie, im Verkehr und in den Haushalten und durch Brandrodung werden additiv zu den natürlichen CO_2 -Emissionen pro Sekunde etwa 1000 Tonnen zusätzlich in die Atmosphäre abgegeben. (EBENDA, S. 16 ff.) Wenn die anthropogenen Emissionen nicht reduziert werden, muss mit einschneidenden Klimaänderungen gerechnet werden. Nach Klimamodellen des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) ist mit folgenden Klimaänderungen zu rechnen:

- Anstieg der mittleren globalen Temperatur um etwa 2 °C bis 2100 gegenüber 1990
- Anstieg des gegenwärtigen Meeresspiegels um etwa 50 cm bis 2100
- Intensivierung des hydrologischen Kreislaufes (intensivere Niederschlagsereignisse)
- Verschiebung des Artengleichgewichts (UMWELTBUNDESAMT, Hrsg., 1998a)

Um diesen Folgen entgegenzuwirken, versuchen Politiker weltweit, sich auf eine internationale Klimaschutzpolitik zu einigen. Der erste Schritt wurde 1992 mit der Verabschiedung einer Klimarahmenkonvention auf der UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro gemacht. Ziel dieser Konvention ist es gemäß Art. 2 der Konvention, die Treibhausgaskonzentration in der Atmosphäre zu stabilisieren. (MICHAELOWA, A., 1998, S. 4)

Auf der dritten Vertragsstaatenkonferenz zur Klimakonvention wurde das Kyoto-Protokoll verabschiedet, in dem rechtsverbindliche Begrenzungs- und Reduktionspflichten für die Industrieländer festgelegt wurden. (EBENDA)

Darin wurde auch festgelegt, dass die Industrieländer ihre Emissionen der Treibhausgase Kohlendioxid, Methan, Distickstoffoxid (Lachgas) und FCKW-Ersatzstoffe bis zur ersten Commitment-Periode (2008 bis 2012) um insgesamt 5,2 % gegenüber 1990 reduziert haben müssen. (JANSSEN, J. UND KÄGL, W., 1998, S. 15)

Auf der vierten Klimaschutzkonferenz in Buenos Aires wurde dann ein Ablaufplan erstellt, mit dem die Reduzierungsmaßnahmen geregelt werden, u. a. der Handel mit Emissionszertifikaten oder die Erfüllung von Treibhausgasreduktion im Ausland. (EBENDA)

Für die EU-Staaten sieht die Situation so aus, dass sie nach dem Kyoto-Protokoll die klimawirksamen Emissionen bis zur ersten Commitment-Periode um 8 % reduzieren müssen. (UMWELTBUNDESAMT, Hrsg., 1998c)

Zur Erreichung der Klimaschutzziele wurde auf EU-Ebene eine Klimaschutzstrategie entwickelt, die auch die Verabschiedung von Verordnungen mit sich brachte. (UMWELTBUNDESAMT, Hrsg., 1998b)

Beispiele sind die Verordnung (EG) Nr. 3093/94 des Rates vom 15. Dezember 1994 über Stoffe, die zum Abbau der Ozonschicht führen, und die EU-Richtlinie 92/72/EWG vom 21. September 1992 über die Luftverschmutzung durch Ozon. Neben der EU-weiten Verpflichtung zur Regelung der klimawirksamen Emissionen bestehen für die einzelnen Mitgliedsstaaten eigene Reduktionsziele. So hat sich die Bundesrepublik Deutschland verpflichtet, bis zur ersten Commitment-Periode die Treibhausgase um 21 % zu reduzieren. In Bezug auf CO₂ wurde bereits eine Senkung der Emissionen um 25 % bis zum Jahre 2005 beschlossen. (BREIER, S., 1997, S. 136)

Ein weiteres sehr hoch gestecktes Ziel der Bundesrepublik Deutschland ist es, bis zum Jahr 2010 den Anteil der erneuerbaren Energien zu verdoppeln.¹⁹⁵ Für die Umsetzung der nationalen Klimaschutzpolitik stehen dem Gesetzgeber Instrumente wie rechtliche Regelungen, Emissionsgebühren oder Steuern, aber auch Selbstverpflichtungsabkommen zur Verfügung. Eine gesetzliche Regelung für eine verbindliche Reduzierung der Treibhausgase gibt es in der BRD nicht. Allerdings existieren Regelungen in verschiedenen medialen Gesetzen wie dem Bundesimmissionschutzgesetz (BImSchG) und dem Wasserhaushaltsgesetz (WHG) sowie Richtlinien und Verordnungen wie z. B. FCKW-Halon-Verbots-Verordnung. Neben diesen ist für den bewussteren Umgang mit den Energieträgern das Gesetz zum Einstieg in die ökologische Steuerreform am 01.04.1999 in Kraft getreten. Ziel ist es durch die Erhöhung der Energiepreise zum Energiesparen anzuregen. Eine viel versprechende Maßnahme sind auch Selbstverpflichtungsabkommen zwischen Staat und Industrie. (MARTYNOVA, M., LÜCHINGER, A. UND BRODMANN, U., 1999, S. 27) Mit der Erklärung der deutschen

Wirtschaft zur Klimavorsorge vom 27.03.1996 haben sich 19 deutsche Wirtschaftsverbände bereit erklärt, umfassende Anstrengungen zu unternehmen, um die spezifischen CO₂-Emissionen um 20 % bis zum Jahr 2005 gegenüber 1990 zu reduzieren. (BREIER, S., 1997, S. 133)

Damit auch die Unternehmen der Automobilbranche ihren Beitrag dazu messbar machen und standortbezogene Aussagen treffen können, wird in diesem Kapitel eine dazu geeignete CO₂-Kennzahl entwickelt. Wünschenswert wäre zwar eine absolute Reduktion der CO₂-Emissionen am Standort. Dies ist jedoch bei immer noch steigender Nachfrage der Produkte dieser Branche utopisch, solange nicht auf erneuerbare Energien zurückgegriffen wird.

Will man die Energieverbräuche von Industriestandorten vergleichen und bewerten, muss man zunächst wissen, wovon diese abhängig sind. Zum einen sind es der Betrieb und die Instandhaltung der Produktionsanlagen. Zum anderen benötigt man Energie für die Kühlung und Beheizung der Hallen, Labore, Büros usw., denn Mensch und Maschine sind gleichermaßen temperaturempfindlich. So wird der Energieverbrauch einer Fabrik stark von den klimatischen Gegebenheiten beeinflusst. Deshalb werden zu Beginn diesen Abschnittes die Temperaturen im langjährigen Mittel des Januar (Heizperiode) verglichen. Sie liegen bei allen Standorten bei 0 °C bis –5 °C so dass ein Vergleich der Energieverbräuche aus klimatischer Sicht zulässig ist.¹⁹⁶ (DIERCKE Weltatlas, 1988, S. 116)

Aus ökologischer Sicht ist der Energieverbrauch an sich gar nicht bedenklich, erst die Tatsache, dass immense Mengen nicht erneuerbarer Rohstoffressourcen dabei verbraucht werden, ist kritisch zu sehen. Leider werden im industriellen Maßstab noch keine alternativen Energien genutzt, denn der Bedarf von 2.138.587 MWh/a (Volkswagen-Werk Wolfsburg 1997)¹⁹⁷ kann derzeit unmöglich auf diese Weise gedeckt werden. Ökologisch bedenklich ist das Verbrennen von fossilen Brennstoffen wie Erdöl, Kohle und Erdgas erst deshalb, weil dabei Kohlendioxid emittiert wird, und das in immensen Mengen. Im gleichen Beispiel sind es 1.007.467 t/a CO₂, die nur durch die Energienutzung emittiert werden. Kohlendioxid wird neben der Energieerzeugung an folgenden Anlagen emittiert:

¹⁹⁵ Vgl. Gesetz über den Vorrang erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz EEG).

¹⁹⁶ Nach LAUER, W. UND FRANKENBERG, P. (1987) handelt es sich um ein C 3 sh Klima Vgl. DIERCKE Weltatlas, 1988, S. 220

¹⁹⁷ Vgl. Katalog der Umweltkennzahlen der Marke Volkswagen, 1998, Stand 10.06.99.

Tabelle 3-13: Kohlendioxidemittierende Anlagen (Quelle: Eigene Darstellung)

Anlage	Kohlen- dioxid
Lackieranlagen inkl. Nacharbeit	X
Konservierungsanlagen	X
Energieerzeugung (Heizwerk)	X
Verbrennungsanlagen (z.B. Motorprüfstände, TNVs, Feuerungen)	X
Gießerei	X
Schäumenanlagen	X

Es wäre also richtiger, die Emissionen als den Energieverbrauch an sich zu untersuchen, jedoch ist die Menge der CO₂-Emissionen nur über den Energieverbrauch oder die Wahl des Brennstoffes zu reduzieren.¹⁹⁸ Wie viel CO₂ bei der Erzeugung einer KWh emittiert wird, ist von der Qualität des Brennstoffes abhängig. Detailzahlen sind der folgenden Tabelle zu entnehmen.

Tabelle 3-14: CO₂-Emissionen durch die Erzeugung einer KWh mit verschiedenen Brennstoffen (Quelle: VW-Norm 98000)

Brennstoff	kg CO ₂ /KWh ¹⁹⁹
Steinkohle	0,33
Braunkohle	0,40
Rohöl	0,28
Heizöl EL	0,27
Heizöl L	0,28
Heizöl S	0,30
Benzin	0,26
Methanol	0,25
Ethanol	0,26
Erdgas	0,19
Biogas	0,38
Brennholz	0,38

Man sieht in Tabelle 3-14, dass Erdgas hinsichtlich der CO₂-Emissionen viel günstiger ist als beispielsweise die Braunkohle, aber auch günstiger als die in vielen Werken eingesetzte Steinkohle.²⁰⁰ Bei Volkswagen wird in einigen Werken zusätzlich Energie von extern in Form von Fernwärme bezogen, deren Emissionen auch dem jeweiligen Standort zugerechnet werden müssen. Um den

¹⁹⁸ Dass es hier noch ein großes Potential gibt, zeigt PAULUS, J. (1999).

¹⁹⁹ Diese Umrechnungsfaktoren gelten nicht für Anlagen, in denen prozessbedingt eine unvollständige Verbrennung stattfindet, wie z. B. Härtereiofen.

²⁰⁰ Zum Beispiel wird derzeit Steinkohle aus Polen bezogen, die trotz des Transportes preisgünstiger ist als Erdgas.

Rechenaufwand klein zu halten, wird an dieser Stelle nur der Energieverbrauch pro Tonne Produkt-output berechnet, unabhängig davon, welcher Brennstoff genutzt wird. Es wird davon ausgegangen, dass alle genutzten Brennstoffe nicht erneuerbar sind. Neben Fernwärme, die bezogen wird, und der Energiegewinnung im eigenen Kraftwerk mit Steinkohle kommen auch noch andere Brennstoffe zum Einsatz, wie Erdöl und Abfälle (zur thermischen Verwertung). Für Letztere ist aber die Ermittlung der Zusammensetzung und damit der Menge des emittierten CO₂ pro erzeugter MWh sehr aufwendig. Analog zu vorangegangenen Kennzahlen wird der Energieverbrauch in Bezug gesetzt zum Produkt-output. Es gilt deshalb folgende Formel

Formel 12

$$\text{Energieverbrauch pro t Produkt} = \frac{\text{Gesamtenergieverbrauch (MWh/a)}}{\text{Produktoutput (t/a)}}$$

Tabelle 3-15: Der berechnete Energieverbrauch in MWh pro Tonne Produkt (Quelle: Eigene Darstellung)

Energieeffizienz der Werke						
Werk	Produktoutput t/a		Gesamtenergieverbrauch MWh/a		Energieverbrauch MWh/t Produkt	
	1997	1998	1997	1998	1997	1998
A	275.013,3	406.501,6	488.096,0	534.615,0	1,77	1,32
B	364.862,9	313.598,2	1.012.860,0	1.050.545,0	2,78	3,35
C	494.428,0	383.170,5	239.490,0	355.354,0	0,48	0,93
D	215.665,1	243.765,7	399.590,0	441.882,0	1,85	1,81
E	219.610,3	292.779,3	341.430,0	364.392,0	1,55	1,24

Die in den Umwelterklärungen veröffentlichten Angaben zum Energieverbrauch²⁰¹ und die Kataloge der Umweltkennzahlen der Marke Volkswagen der Jahre 1997 (Stand 07.07.99) und 1998 (Stand 10.06.99) sind Grundlage dieser Berechnung.

Nun werden die errechneten Werte für den Energieverbrauch pro Tonne Produkt durch die Einbeziehung der Fertigungstiefe standardisiert. Dies wird gemacht, weil durch Outsourcing der spezifische Energieverbrauch gemäß Formel 1 am Standort reduziert wird. An dieser Stelle kann nicht berück-

²⁰¹ Vgl. EGV Art. 5, Abs.3 c.

sichtigt werden, wie viel bzw. wie viel mehr Energie der Zulieferer für die Herstellung des nun ausgelagerten Teils benötigt. Beim Outsourcing geben die klassischen ökonomischen „Make or Buy“-Überlegungen den Ausschlag, nicht ökologische. Zudem wird der notwendig gewordene, energieintensive Transport vom Zulieferer zum Volkswagen Standort von der Kennzahl standardisierter Energieverbrauch gemäß Formel 2 nicht berücksichtigt. (AHREND, 1998, S. 34 ff.) Ist man sich dieser Mängel bewusst kann folgende Formel benutzt werden:

Formel 13²⁰²

$$SE \text{ pro t Produktoutput} = \frac{\text{Gesamtenergieverbrauch (MWh/a)}}{\text{Produktoutput (t/a)} \times AV}$$

Folgende Werte wurden für die Standorte des Volkswagen-Konzerns berechnet:

Tabelle 3-16: Der standardisierte Energieverbrauch ausgewählter Werke des Volkswagen-Konzerns (Quelle: Eigene Darstellung)

Standard. Energieverbrauch der Werke								
Werk	Gesamtenergieverbrauch MWh/a		Produktoutput t/a		AV		Standard. Energieverbrauch MWh/a	
	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1998
A	488.096,0	534.615,0	275.013,25	406.501,60	77,0%	62,3%	2,30	2,11
B	1.012.860,0	1.050.545,0	364.862,87	313.598,15	D.ne.	65,4%	D.ne.	5,12
C	239.490,0	355.354,0	170.452,41	383.170,48	20,1%	56,4%	6,99	1,65
D	399.590,0	441.882,0	203.806,39	265.807,68	24,8%	30,9%	7,90	5,38
E	341.430,0	364.392,0	219.610,31	292.779,30	31,5%	30,0%	4,94	4,15

Mit der Standardisierung wird folgender Effekt erzielt: Erhält man gemäß Formel 12 bei 2 verschiedenen Standorten den gleichen Energieverbrauch pro Tonne und standardisiert ihn dann gemäß Formel 13, hat derjenige den besseren Wert, der die höhere Fertigungstiefe hat. Das heißt, es wird mit der gleichen Energie eine höhere Wertschöpfung erzielt bzw. das Material durchläuft mehr Fertigungsprozesse, wobei der Produktoutput, nämlich eine Tonne Fahrzeug, weitgehend gleicher Gestalt ist.

Einen Verzerrfaktor kann man so aber nicht eliminieren, und das ist die Auslastung der Anlagen bzw. Produktionsstandorte. Bei schlechter Auslastung der Produktionskapazitäten verschlechtert sich

²⁰² SE = Standardisierter Energieverbrauch pro Tonne Produktoutput

also die ökologische Effizienz der Ressourcen²⁰³ und Energie (NAGEL, C., UND SCHWAN, A., 1998, S. 187)

Aufgrund von Remanenzeffekten nämlich verharren die Energieverbräuche auf hohem Niveau, während die Produktionszahl sinkt. Somit verschlechtert sich die Energieeffizienz. Umgekehrt belohnt eine steigende Auslastung oft die Umweltleistung, in diesem Fall durch die Reduzierung des spezifischen Energieverbrauches.

3.3.7 Der Frischwasserverbrauch

Wasser hat eine grundlegende Funktion für alles Leben auf der Erde. Aus diesem Grunde wurden der Schutz und die langfristige Sicherung der Wasserressourcen bei der UN-Umwelt-Konferenz in Rio de Janeiro 1992 ausdrücklich in die Agenda 21 aufgenommen. (WALZ, R., 1997, S. 146) Die Gefährdung des Wassers ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass der natürliche Wasserkreislauf zum einen die Quelle des vom Menschen genutzten Wassers und zum anderen die Senke für das durch Schadstoffe belastete Abwasser ist. Das hat zur Folge, dass durch die Einleitung von Abwässern die Qualität des Gewässers verschlechtert wird und dadurch auch das Dargebot der natürlichen Gewässer negativ beeinträchtigt wird.

Von den geschätzten 12.500 km³, die der Menschheit zur Nutzung jährlich zur Verfügung stehen, wird bereits die Hälfte genutzt. Bei weiter wachsender Bevölkerung und Zunahme von Produktion und individuellen Ansprüchen wird sich die Situation weiter verschärfen, denn die Wasserentnahme wächst derzeit doppelt so schnell wie die Bevölkerung. Zwar ist der Hauptkonsument (70 %) die Landwirtschaft (Bewässerungslandwirtschaft), aber an zweiter Stelle liegt die Industrie, und so ist es offensichtlich, dass vor allem die Industrieländer gefragt sind, ihren Wasserverbrauch weiterhin zu reduzieren. Industrie und Bergbau haben in den Jahren 1991 bis 1999 eine Wassereinsparung von weltweit 18 % erzielt, und dieser Trend muss fortgesetzt werden. (FISCHER Weltalmanach, 2000, S. 1287 und S. 1299)

Alle Maßnahmen zum Ausgleich zwischen Wasseraufkommen und -dargebot zielen vor allem darauf ab, den Wasserverbrauch zu reduzieren. Neben der rationelleren Wassernutzung bei Haushalten und Industrie gibt es noch die Möglichkeit der Substitution von Frischwasser durch Brauchwasser und Regenwasser. (WALZ, R., 1997, S. 146 f.)

²⁰³ Vgl. Kap. 2.3.3 dieser Arbeit.

In der Automobilproduktion ist der größte Frischwasserverbraucher die Lackiererei. Der Wasserverbrauch (VE-Wasser oder Leitungswasser) liegt in der Vorbehandlungsanlage größenordnungsmäßig bei 0,5 – 1,5 m³ pro Karosse. (VDI-Richtlinie 3455 S. 32)

Um den Wasserverbrauch eines solchen Industriestandortes zu untersuchen, gibt es zunächst zwei Ausgangsgrößen, die dazu geeignet sind. Das ist einmal die Abwassermenge gemessen in m³/a. Hierbei handelt es sich gemäß VW-Norm 98000²⁰⁴ um die Wassermenge, die nach Nutzung direkt in einen Vorfluter oder in die öffentliche Kanalisation abgeleitet wird. Ausgenommen sind Abwässer, die zu Zwecken der Durchlaufkühlung verwendet werden, und nicht genutztes Regenwasser. Sie wird bei Einleiten in den Vorfluter gemessen. Eine große Menge geht aber durch Verdunstung und Leckagen im werksinternen Kanalisationssystem verloren (im Werk Wolfsburg 1997 etwa 18 %)²⁰⁵, wird aber bis dahin genutzt. Deshalb muss die zweite Ausgangsgröße, und zwar die verbrauchte Frischwassermenge, (m³/a) zugrunde gelegt werden. Hierbei handelt es sich laut VW-Norm 98000 um die Summe aus Wasserbezug der öffentlichen Versorgung und Energiegewinnung ohne den Wasserbezug zu Zwecken der Durchlaufkühlung aus Meer, Flüssen, Seen. Beispiele sind: Trinkwasserbezug laut Rechnung des Versorgers und gemessene Menge Wasser aus Brunnenförderung.

In diesem Kapitel werden zunächst drei Möglichkeiten diskutiert, einen spezifischen Frischwasserverbrauch darzustellen, und unter Punkt d) wird dann eine standardisierte Variante erläutert.

a) Frischwasserverbrauch bezogen auf den Materialinput

Hier soll der Frischwasserverbrauch auf den Materialinput bezogen werden und nicht auf den Produktoutput. Dies hat den Nachteil, dass die Rohstoffeffizienz nicht berücksichtigt wird. Diese Vorgehensweise hat aber den Vorteil, dass man unabhängig von der Fertigungstiefe ist. Da die Fertigungstiefe den Wasserverbrauch direkt beeinflusst, kann angenommen werden, dass bei Minimierung der Fertigungstiefe z. B. durch Abbau der mechanischen Fertigung, viel Frischwasser eingespart wird. Es werden auch hier verschiedene Möglichkeiten überprüft:

Formel 14

$$\text{Frischwasserverbr. pro t Materialinput} = \frac{\text{Frischwasserverbrauch m}^3/\text{a}}{\text{Materialeinsatz t/a}}$$

²⁰⁴ Vgl. Volkswagen-Norm 98000, S. 4

²⁰⁵ Vgl. Die verbrauchte Frischwassermenge im Werk Wolfsburg betrug 5.176.776 m³/a, die Abwassermenge 4.210.466 m³/a. Der Verlust von 966.310 m³/a entspricht einer Verlustrate von etwa 18 %.

In den vorherigen Untersuchungen wurde bereits deutlich, dass die Inputdaten nicht zuverlässig sind, deshalb soll an dieser Stelle zur zweiten Möglichkeit übergegangen werden.

b) Frischwasserverbrauch (bezogen auf Produktoutput):

Formel 15

$$\text{Frischwasserverbrauch pro t Produkt (m}^3\text{/a)} = \frac{\text{Frischwasserverbrauch m}^3\text{/a}}{\text{Produktoutput t/a}}$$

Die Werte von C sind deshalb so gut, weil große Mengen Presswerkteile für die Verbundfertigung hergestellt werden. Die Presswerkteile sind aber sehr abwassersparsam zu produzieren. Würde man sich auf eine Produkteinheit wie z. B. pro produziertes Fahrzeug beziehen, würden die Presswerkteile aus der Rechnung herausfallen und nicht berücksichtigt werden.

c) Frischwasserverbrauch bezogen auf die Mitarbeiter

Ein weiterer wichtiger Frischwasserkonsument ist gar nicht produktionsabhängig. Es ist der Faktor Mensch. So sagen Erfahrungswerte der Wasserwirtschaft, dass etwa 50 % des Frischwassers von den Mitarbeitern verbraucht werden.²⁰⁶ Deshalb ist es günstig, auf eine Kennzahl zurückgreifen zu können, die die Mitarbeiteranzahl berücksichtigt. Dabei ist das Hauptproblem, eine einheitliche Definition des Mitarbeiters zu haben, die an allen Standorten berücksichtigt wird. Dies ist innerhalb der Volkswagen AG gegeben, jedoch ist es nicht zulässig, diese Kennzahlen mit jenen anderer Unternehmen zu vergleichen, falls die Definition der Mitarbeiter anders ist.

Formel 16

$$\text{Frischwasserverbrauch pro t Prod. u. MA (m}^3\text{/a)} = \frac{\text{Frischwasserverbrauch m}^3\text{/a}}{\text{Produktoutput t/a} \times \text{MA}}$$

²⁰⁶ Freundliche Mitteilung von ARNTZ, H. J. (1999)

Tabelle 3-17: Der berechnete Frischwasserverbrauch in Liter pro Mitarbeiter²⁰⁷ und Tonne Produkt (Quelle: Eigene Darstellung)

Frischwasserverbrauch pro t Prod. u. MA								
Werk	Frischwasserverbrauch m³/a		Produktoutput t/a		MA		Wasserverbrauch L/t MA	
	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1998
A	448.834,00	543.644,00	275.013,25	406.501,60	9.981,00	10.452,00	0,16	0,13
B	847.644,00	856.369,00	364.862,87	313.598,15	13.874,00	14.042,00	0,17	0,19
C	168.047,00	450.100,00	170.452,41	383.170,48	5.001,00	6.494,00	0,20	0,18
D	521.721,00	577.436,00	203.806,39	265.807,68	10.782,00	11.629,00	0,24	0,19
E	955.060,00	904.965,00	219.610,31	292.779,30	4.877,00	5.349,00	0,89	0,58

d) Der standardisierte Frischwasserverbrauch pro Tonne Produktoutput und Mitarbeiter

Formel 17

$$\text{Standard. Frischwasserverbr. pro t Produkt u. MA (m³/a)} = \frac{\text{Frischwasserverbrauch m³/a}}{\text{Produktoutput t/a} \times \text{Fertigungstiefe} \times \text{Mitarbeiter}}$$

Tabelle 3-18: Der standardisierte Frischwasserverbrauch pro Tonne Produktoutput und Mitarbeiter (Quelle: Eigene Darstellung)

Standard. Frischwasserverbrauch										
Werk	Frischwasserverbrauch m³/a		Produktoutput t/a		MA		AV		Standard. Wasserverbrauch L/t MA	
	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1998
A	448.834,00	543.644,00	275.013,25	406.501,60	9.981,00	10.452,00	77,0%	62,3%	0,21	0,21
B	847.644,00	856.369,00	364.862,87	313.598,15	13.874,00	14.042,00	D.n.e.	65,4%	D.n.e.	0,30
C	168.047,00	450.100,00	170.452,41	383.170,48	5.001,00	6.494,00	20,1%	56,4%	0,98	0,32
D	521.721,00	577.436,00	203.806,39	265.807,68	10.782,00	11.629,00	24,8%	30,9%	0,96	0,60
E	955.060,00	904.965,00	219.610,31	292.779,30	4.877,00	5.349,00	31,5%	30,0%	2,84	1,93

An dieser Stelle soll auch hier auf mögliche Fehlerquellen hingewiesen werden: So gibt es z. B. Standorte, die Regenwasser auffangen und nutzen. (Das Werk Wolfsburg hat ein etwa 1.500.000 m³ fassendes Betriebswasserrückhaltebecken). Der Frischwasserverbrauch sinkt durch diese Maßnahme in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge. Bei den fünf Beispielstandorten ist es jedoch nicht der

²⁰⁷ Die Mitarbeiterzahlen enthalten nicht die Auszubildenden und beziehen sich auf den 31.12. des jeweiligen Jahres.

Fall, so dass die Niederschlagsdaten auch nicht berücksichtigt werden müssen. Außerdem wird im Werk Wolfsburg das Wasser zweimal genutzt, d. h., das Industrieabwasser wird im zweiten Durchlauf als Sanitärwasser genutzt. Dies würde den Wert aber nicht verfälschen, sondern nur verbessern.

3.4 ZUSAMMENFASSUNG

In diesem Kapitel ist klar geworden, auf welche Schwierigkeiten man stößt, wenn man vergleichbare Umweltleistungskennzahlen erstellen will, auch dann, wenn man sich auf eine Branche beschränkt. Für eine Umweltleistungsbewertung von Unternehmen anderer Branchen muss der Katalog der in diesem Kapitel betrachteten quantitativen Umweltleistungskriterien angepasst oder ersetzt werden. Hier wurde nur versucht, Kriterien für die Automobilbranche zu erstellen. Selbst innerhalb dieser Branche musste sich im Rahmen dieser Arbeit auf die Montagestandorte beschränkt werden. Die Standorte, die ausschließlich Motoren (Chemnitz, Salzgitter) und diejenigen, die nur Komponenten wie Achsen und Getriebe (Braunschweig, Kassel) herstellen können, nicht betrachtet werden. Zwar können einige der Umweltleistungsindikatoren ebenfalls berechnet werden, aber sie dürfen nicht mit den fahrzeugproduzierenden Werken verglichen werden. Da aber auch Mischformen (Werk Wolfsburg) häufig vorkommen, muss mit Korrekturgrößen bzw. Standardisierungen wie der Fertigungstiefe gearbeitet werden. Außerdem kann es sein, dass Kennzahlen nicht zutreffend sind²⁰⁸ und sie ersetzt werden müssen durch solche, die auf die typischen Gegebenheiten der Produktionsprozesse eingehen.

Dem aufmerksamen Leser fällt auf, dass verschiedene Ebenen von Kennzahlen herangezogen wurden? So wurde im Bereich der Emissionen sehr spezifisch auf die VOC-Rate eingegangen. Dies wurde gemacht, weil diese am relevantesten sind und stellvertretend für andere Emissionen. Anders im Bereich Abwasser, hier wurde nicht auf eine der relevanten Frachten ausgewichen, sondern die Ressource Frischwasser am relevantesten befunden.

Die in dieser Arbeit erstellten operativen Umweltleistungskriterien können nur als erste Bestandsaufnahme gelten. Im Rahmen des Hermeneutischen Umweltleistungszirkel (HUZ) muss ständig ein Abgleich geschehen, welche Kennzahlen es gibt und welche wichtig sind. Allerdings hat das hier erstellte Instrument nicht den Anspruch auf Vollständigkeit, wie es der theoretische Ansatz des HUZ im Laufe der Zeit erreichen will. Der HUZ arbeitet mit dem „stakeholder assessment“ (SEIFERT, E.

²⁰⁸ Die VOC-Rate zum Beispiel ist eine Kennzahl, die sich auf den Lackierprozess bezieht, und hat bei nicht lackierenden Standorten keine Relevanz.

K., 1998a, S. 101) und erlangt so eine gewisse Sicherheit, bald alle wichtigen Punkte berücksichtigt zu haben. Was dem vorgestellten praktischen Ansatz fehlt, ist die Sicherheit, dass alle wichtigen Aspekte berücksichtigt worden sind. Dafür ist es aber ein in der Praxis anwendbares Instrument, soweit es die Datenlage zulässt. Und in diesem Kapitel wurde auch gezeigt, dass oft die Datenlage der limitierende Faktor ist.

Ebenfalls wurde die Frage nach der Zielgruppe für diese operativen Umweltschutzkriterien beantwortet. Der Nutzer ist im Idealfall das Standortmanagement. Die Fachabteilung Umweltschutz des entsprechenden Standortes in Zusammenarbeit mit der Stabsabteilung Umweltplanung Produktion/Standorte muss dann Ursachenforschung betreiben und Verbesserungsmaßnahmen einleiten. Ursachenforschung konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht betrieben werden.

In der folgenden Tabelle werden noch einmal alle errechneten Umweltleistungskriterien zusammengestellt:

Tabelle 3-19: Übersicht der berechneten Umweltleistungskriterien (Quelle: Eigene Darstellung)

Operative (quantitative) Umweltleistungskriterien ausgewählter Standorte des Volkswagen Konzerns										
Werk	A '97	A '98	B '97	B '98	C '97	C '98	D '97	D '98	E '97	E '98
Abfallverwertungsquote	66,7%	72,5%	69,3%	69,7%	84,6%	82,9%	65,4%	62,5%	31,0%	39,4%
VOC Rate	22 g/m ²	23 g/m ²	47 g/m ²	47 g/m ²	65 g/m ²	40 g/m ²	27 g/m ²	28 g/m ²	97 g/m ²	97 g/m ²
Rohstoffeffizienz II (aus Output-Daten)	96,7%	97,2%	93,4%	89,0%	99,4%	98,9%	80,2%	79,5%	91,4%	98,3%
Standard. Sonderabfallquote	1,37%	1,40%	D.n.e.	4,88%	0,80%	0,83%	5,84%	3,29%	3,60%	2,84%
Standard. Energieverbrauch pro t Produkt	2,30 MWh	2,11 MWh	D.n.e.	5,12 MWh	6,99 MWh	1,65 MWh	7,90 MWh	5,38 MWh	4,94 MWh	4,15 MWh
Standard. Frischwasserverbrauch pro t Produkt u. MA	0,21 L/t MA	0,21 L/t MA	D.n.e.	0,30 L/t MA	0,98 L/t MA	0,32 L/t MA	0,96 L/t MA	0,60 L/t MA	2,84 L/t MA	1,93 L/t MA

D.n.e. = Input/Output-Daten nicht erhoben D.f. = Datengrundlage falsch D.n.v. = Datengrundlage nicht vollständig
--

4 QUALITATIVE UMWELTLEISTUNGSKRITERIEN

Keywords: Umweltmanagementkennzahlen, Management Performance Indicators, (Umwelt-)Management, Umweltleistungsaudit, DIN EN ISO 14031, Delphi-Methode, Gewichtung, 100-Punkte-Regel

In diesem Kapitel sollen qualitative Kriterien gefunden werden, die die Leistungsfähigkeit des Umweltmanagements wiedergeben können (**Management Performance Indicators [MPIs]**). Sie sollen die so genannten Umweltmanagementkennzahlen ersetzen, die, wie in diesem Kapitel gezeigt werden soll, nicht geeignet sind, die tatsächliche Qualität und den Erfolg des Managements im Umweltschutz zu bewerten. Diese Kriterien sollen auch aus Sicht des betrieblichen Umweltschutzes falsche Entscheidungen aufdecken.

Ein Beispiel: Wird heute eine Lackiererei in Betrieb genommen, die konventionell, also mit lösemittelhaltigen Lacken, arbeitet, bedeutet das, dass das Umweltmanagement versagt hat. Umgekehrt muss man aufpassen, dass nicht Dinge, die die Umweltschutzleistung zwar verbessern, aber eigentlich nicht Verdienst des Umweltmanagements sind, diesem gutgeschrieben werden.

Ein zweites Beispiel: Durch Outsourcing verbessert sich die Recyclingquote eines Industriebetriebes. Die Vormontage wird an externe Firmen vergeben, und so fällt am Standort selbst nicht mehr so viel Verpackungsmaterial an. Es werden nun nicht mehr so viele Umverpackungen für große Mengen an Kleinteilen benötigt, denn es werden nun große Einheiten – Beispiel Cockpit – komplett angeliefert. Zudem geschieht dies meistens in Spezialbehältern, die mehrfach benutzt werden. Solche Sachbestände sollen sich in diesen managementbezogenen Umweltleistungskriterien (Management Performance Indicators [MPIs]) widerspiegeln. Sie sollen zusammen mit den bereits diskutierten operativen Umweltleistungskriterien (Operational Performance Indicators [OPIs]) ein Gesamtbild der Umweltschutzleistung eines Produktionsstandortes abgeben bzw. eine Bewertung der Umweltleistung ermöglichen.

4.1 DER BEGRIFF (UMWELT-)MANAGEMENT

Wir befinden uns heute in einem Zeitalter des **Managements**. Noch nie mussten so viele Menschen Managementaufgaben wahrnehmen wie heute. Die Qualität des Managements entscheidet über die Effizienz und Effektivität von gesellschaftlichen Organisationen. FREDMUND MALIK geht noch ei-

nen Schritt weiter, indem er sagt, dass in Zukunft Managementmängel von der Gesellschaft kaum noch toleriert werden. Er sagt weiter: „(...) Ohne professionelles Management, vor allem präzises Management wird sie in allen ihren Bereichen weitgehend funktionsunfähig werden.“ (MALIK, F., 1999, S. 46)

Bevor später nach Kriterien für eine Leistungsbewertung des **Umweltmanagements** gesucht wird, ist zunächst zu klären, was Management eigentlich ist. Die Begriffe Management, Manager und managen werden mittlerweile in der Alltagssprache so oft gebraucht und missbraucht, dass sie erst einmal definiert werden müssen. „Management ist eine Umschreibung geordneter, zielgerichteter, menschlicher Aktivitäten.(...) Je umfassender solche Aktivitäten sind, desto mehr bedürfen sie eines genauen Planungs- und Organisationskonzeptes. Da sich bestimmte Management-Praktiken immer wiederholen, besteht eine Neigung zur Festlegung, schließlich zu ihrer Normung.“ (SCHOTTELIUS, D., 1999, S. 416)

An dieser Schwachstelle setzen auch Umweltmanagement- und Qualitätsmanagementsysteme an. Letztere stammen aus den Vorschriften des Pentagons zur Qualitätskontrolle der Produktion von Waffensystemen. Die Gefahr dieser Managementsysteme besteht darin, dass bei einer ausschließlichen Konzentration auf organisatorische Aspekte, Stellenbeschreibungen, Arbeits- und Verfahrensanweisungen und Dokumentationen das eigentliche Ziel langsamer oder gar nicht mehr erreicht wird. (BRUNN, H., ET AL., 1995, Kap. 2.3.3.4) Eindrucksvoll zeigt dies das Beispiel der US Navy, deren Kreuzer der Ticonderoga-Klasse mit einem Eigengewicht von 9600 Tonnen 26 Tonnen Handbücher und Dokumentation für Wartung und Einsatz der Waffensysteme mit sich führt. Das Gewicht ist so groß, dass es das Schiff langsamer macht. (BURRUS, D., 1994, S. 265)

4.2 UMWELTLEISTUNGSBEWERTUNG DURCH AUDITS

Wie schon an anderer Stelle erwähnt, läge es nahe, zur Bewertung der ökologischen Leistungsfähigkeit von Unternehmen die derzeit am meisten diskutierten Instrumente Ökobilanzen und Öko-Audits heranzuziehen. Während Betriebs-Ökobilanzen und Öko-Audits vorrangig als unternehmensinterne Instrumente entwickelt wurden, können sie aber auch für externe Bewertungen von Unternehmen herangezogen werden. Betriebs-Ökobilanzen bilden eine zentrale Daten- und Bewertungsgrundlage für eine umfassende ökologische Unternehmensbewertung. Sie würden jedoch als einziger Bewertungsbaustein nicht ausreichen, da sie strategische, organisatorische, mitarbeiterbezogene und kommunikative Aspekte des betrieblichen Umweltschutzes, also des Managements, nicht berücksichtigen. (FICHTER, K. UND GRÜNEWALD, M., 1995)

Ein erneutes Audit ist vor allem zu zeit- und kostenintensiv und steht damit nicht im Verhältnis zu den neu gewonnenen Informationen. Vielmehr sollten der Umweltbetriebsprüfungsbericht des internen Audits und der Bericht des Umweltgutachters als Informations- und Datengrundlage genutzt werden. Ein solches „**Umweltleistungsaudit**“ könnte sich zwar auf die in diesem Kapitel zu entwickelnden Kriterien beschränken, allerdings werden sie auch durch ein „konventionelles Umwelt-Audit“ (eine Umweltbetriebsprüfung oder ein Umweltmanagementsystem-Audit) zugänglich. Zu betonen ist, dass die Aufgabe eines „Umweltleistungsauditors“ grundsätzlich der Vorgehensweise, die in Kapitel 2.3.6 unter dem Namen Hermeneutischer Umweltleistungszirkel (HUZ) beschrieben wurde, entspricht. Für die Praxis heißt das, dass er auch an den Audits teilnehmen muss, denn es ist nicht möglich, zu beurteilen, ob in einem Betrieb „die Chemie stimmt“, wenn man nicht vor Ort war und miterlebt hat, wie motiviert die Mitarbeiter sind. Es gingen viele Informationen verloren, die nicht aus einem Bericht, also verbal argumentativ, oder aus den Umweltmanagement-Kennzahlen hervorgehen. Viele Informationen gehen aus subjektiven Eindrücken, Randbemerkungen, kleinen nebenbei erzählten Anekdoten hervor, die in keinem Bericht nachzulesen sind. Aber immer wieder geben sie Anstoß zu weiteren Untersuchungen oder bestätigen einen bereits sachlich gewonnenen Eindruck. Auch aus diesem Grund wird in dieser Arbeit nicht versucht, jeden Sachverhalt in Form einer Umweltmanagement-Kennzahl wiederzugeben.

Einem pragmatischen Bewertungsverfahren wäre diese Vorgehensweise sicher dienlich gewesen. Diese Vorgehensweise wählt beispielsweise die DIN EN ISO 14031 (Environmental Performance Evaluation) mit ihren Managementsystem-Kennzahlen.

4.3 UMWELTMANAGEMENT-KENNZAHLEN GEMÄß DIN EN ISO 14031

Aufgrund der hohen Aktualität sollen hier, wie auch schon bei den operativen Leistungskennzahlen geschehen, einige Beispiele aus der **DIN EN ISO 14031** diskutiert werden.²⁰⁹

Umsetzung von Politik und Programm:

Anzahl der erreichten Zielsetzungen und Einzelziele

Die Umweltpolitik und die Umweltprogramme zählen zu den Kernstücken eines jeden Umweltmanagementsystems. Wurde die Umweltpolitik für die erste Validierung des UMS nach EMAS fest-

²⁰⁹ Vgl. DIN EN ISO 14031, Anhang F, S. 30 ff.

gelegt, muss sie danach auch eingehalten werden. Im Gegensatz dazu muss gemäß DIN ISO 14001 das UMS bereits drei Monate funktionieren und somit auch die Umweltpolitik eingehalten werden, bevor es zur Zertifizierung kommen kann. Die in dem Umweltprogramm aufgeführten Ziele müssen nun termingerecht umgesetzt werden. Gemäß EMAS müssen in den Umweltprogrammen die Umweltziele mit Verantwortlichkeiten, Terminierung, Mitteln und wenn möglich auch quantifiziert dargestellt werden. Die gesteckten Umweltziele dienen dazu, den kontinuierlichen Verbesserungsprozess (KVP) in Gang zu halten. Die Ziele an sich können ganz unterschiedlicher Natur sein. Sie können Verbesserungen in der Organisation oder in der Anlagentechnik der betroffenen Organisationseinheit (OE) ansprechen. So kommen in der Anlaufphase oft noch Mängel in der Umweltmanagement-Dokumentation zum Vorschein, die aber kurzfristig zu beheben sind.

Ein langfristiges Ziel zum Thema Dokumentation wäre die Aufnahme aller VAwS-Anlagen²¹⁰ in einem Kataster. An einem Produktionsstandort wie Volkswagen Kassel, wo mehrere hundert Anlagen zur mechanischen Bearbeitung stehen, ist dieses Ziel sehr zeitaufwendig.

Ein Beispiel für ein technisches Ziel, das sich kurzfristig bewältigen lässt, ist der Einbau von Lichtschaltautomaten beispielsweise im Hallenbereich der Endmontage. Durch das automatische An- und Ausschalten der Hallenbeleuchtung in den Pausen wird eine große Menge elektrischer Energie eingespart.

Die Sanierung der gesamten Kanalisation im Werk Wolfsburg dagegen ist ein Beispiel für eine technisches Umweltziel mit einem extrem großen zeitlichen Horizont. Dieses Projekt war auf 9 Jahre angesetzt.²¹¹

Mit diesen Beispielen wird anschaulich dargestellt, dass es nicht ausreichend ist, abzufragen, wie viele Ziele abgearbeitet wurden, ohne auf deren Qualität einzugehen. Auch ist nicht berücksichtigt, wie viele Ziele überhaupt festgelegt wurden. Wenn von einer großen Anzahl nur die vielen kleinen Ziele abgearbeitet wurden, beispielsweise um die Dokumentation zu verbessern, aber die wichtigeren, auch aufwendigeren technischen Maßnahmen nicht angefasst wurden, würde dieser Sachverhalt in der oben vorgeschlagenen Umweltmanagement-Kennzahl auf Grund der hohen Anzahl der erreichten Ziele trotzdem für gut befunden werden.²¹²

²¹⁰ VAwS = Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffe und über Fachbetriebe. Entsprechend der 5. Novelle des Gesetzes zur Ordnung des Wasserhaushalts (WHG) vom Sept. 1986 ist der sog. Besorgnisgrundsatz nicht nur auf Anlagen zum Lagern, Abfüllen und Umfüllen (LAU-Anlagen), sondern auch auf Anlagen zum Herstellen, Behandeln und Verwenden (HBV-Anlagen) wassergefährdender Stoffe anzuwenden. Daraufhin erarbeitete die Länderarbeitsgemeinschaft (LAWA) eine Musterverordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen (Muster-VAwS). Die Landeswassergesetze (LWG) wurden an das WHG angepasst und die Muster-VAwS in den Bundesländern umgesetzt, so dass sich die VAwS der einzelnen Länder nur unwesentlich voneinander unterscheiden.

²¹¹ Vgl. Umwelterklärung des Volkswagen Standortes Wolfsburg 1997.

²¹² Eine ähnliche Problematik gibt es im Qualitätsmanagement. Vgl. dazu NIEBUER, A., 1996, S. 112.

Konformität mit Anforderungen:

Anzahl der identifizierten Korrekturmaßnahmen, die erledigt bzw. unerledigt blieben

Korrekturmaßnahmen resultieren aus einer Umweltbetriebsprüfung oder aus einem Umweltmanagementsystem-Audit interner oder externer Art. Verallgemeinernd kann man sagen, es sind Maßnahmen, um Mängel, die im Audit, ganz gleich welcher Art, festgestellt wurden, zu beheben. Sie werden vom Umweltgutachter bzw. vom Auditor im Umweltbetriebsprüfungsbericht bzw. im Auditbericht schriftlich festgehalten und müssen zu einem festgelegten Termin abgearbeitet werden. Ihre Bandbreite ist noch größer als die der Umweltziele, denn es können auch gesetzliche Mängel, also Verstöße der Umweltgesetzgebung, Nichteinhalten von Genehmigungen oder internen Regelungen sein, die aufgedeckt wurden und nun behoben werden müssen. Es gilt somit die gleiche Kritik wie bei den Umweltzielen. Eine quantitative Aussage ist nicht ausreichend, denn es kommt sehr darauf an, ob die Korrekturmaßnahme eventuell ein „big point“ ist und ohne seine Realisierung eine Validierung bzw. Zertifizierung nicht möglich ist oder ob es sich um „Lapalien“ handelt.

Beziehung zur Gemeinde:

Anzahl der Standorte mit Umweltberichten.

Grundsätzlich ist die Thematik „die Beziehung des Unternehmens zu den Anspruchsgruppen“ („stakeholder relation“) sehr wichtig. Das Unternehmen muss die Ansprüche, und dazu zählt auch der Informationsbedarf, kennen, um sie befriedigen zu können.²¹³

Hier muss angemerkt werden, dass die deutsche Übersetzung sehr missverständlich ist. Die Originalfassung spricht nämlich von „environmental reports“ und damit ist keineswegs der Umweltbericht²¹⁴ gemeint, der sich u. a. in der Automobil- und Chemiebranche etabliert hat als eine Publikation, in der über den Umweltschutz im ganzen Unternehmen an ein breiteres Publikum berichtet wird als in der Umwelterklärung, die es aber in der ISO-14000-Nomenklatur nicht gibt. Hier ist Umweltberichterstattung im Allgemeinen gemeint. (KPMG, 1997, S. 29-32) Bemerkenswert ist, dass die Veröffentlichung eines Umweltberichtes in einigen Ländern bereits vom Gesetz verlangt wird, dazu gehört beispielsweise Schweden. (STREBEL, H., 1994, S. 32-41)

²¹³ Zur Rolle der Stakeholder vgl. SEIFERT, E. K., 1998, S. 101 f.

²¹⁴ Bei dem Umweltbericht handelt es sich um ein geeignetes Medium, Themen zu diskutieren, die in der öffentlichen Diskussion stehen. Er richtet sich an ein breites Publikum und erörtert Themen, die nicht nur von lokaler und nationaler Bedeutung sind. Deshalb wurde der Umweltbericht der Marke Volkswagen auch ins Englische, Französische, Japanische und Schwedische übersetzt. Vgl. hierzu ausführlich FICHTER, K. (1994) und OST, 1997, S. 24 f.

Als Kritik zu dieser Kennzahl ist zu sagen, dass hier nur die Anzahl angesprochen wird, nicht aber die Qualität dieser Berichterstattung. Da Umwelterklärungen²¹⁵, die eine gute Möglichkeit der Umweltberichterstattung darstellen, nicht genormt sind²¹⁶ und es den Unternehmen aber freigestellt ist, worüber sie berichten oder nicht, ist das Kriterium „Umweltberichterstattung ja oder nein“, ohne die Qualität zu bewerten oder zu honorieren, mangelhaft. Das Gleiche gilt auch für Artikel in der lokalen Presse und Beiträge in der Fachpresse.

Diese Beispiele zeigen, dass im Bewertungsbereich des Umweltmanagements quantitative Kriterien nicht immer so aussagekräftig sind, wie es notwendig wäre. Man muss allerdings einräumen, dass es wesentlich einfacher ist, eine quantitative Information zu bekommen als eine qualitative.

Welche Aspekte betrachtet werden müssen, darüber gibt die DIN EN ISO 14031 nur ungenügende Auskunft. Es sei aber wiederholt, dass es sich nicht um eine Richtlinie handelt, in der verbindlich alle zu berücksichtigenden Punkte aufgeführt werden müssten, sondern es handelt sich um eine Norm, der man freiwillig folgen kann oder nicht, die zudem immer wieder darauf aufmerksam macht, dass es sich bei den aufgeführten Beispielen um Vorschläge handelt. Soll also die Vollständigkeit des Kriterienkatalogs zum Bewertungsbereich Umweltmanagement gewährleistet werden, so gilt es andere Instrumente zu benutzen.²¹⁷ Wie sich noch zeigen wird, wurde auch bei den qualitativen Kriterien bald davon abgesehen, einen vollständigen Katalog zu erstellen, der das ganze komplexe Wesen eines UMS wiedergibt, sondern es wurde auch hier der Anspruch erhoben, mit einer kleinen Anzahl von Kriterien auszukommen, die aber umso treffender sein sollten, die also Indikatorcharakter besitzen sollten. Wie wichtig die Auswahl geeigneter Kriterien ist, zeigt der viel zitierte, angeblich nicht sinnvolle Vergleich von Äpfeln mit Birnen. Etwas differenzierter betrachtet erkennt man, dass nicht die Alternativen an sich (Äpfel oder Birnen) darüber entscheiden, ob ein Vergleich sinnvoll ist oder nicht, sondern die Wahl der Kriterien. So gibt es sehr wohl Kriterien, die auf beide Alternativen zutreffend sind und deren Vergleich einen hohen Informationsgehalt besitzt.

²¹⁵ Die Umwelterklärung soll gemäß Artikel 5 Abs. 2 der EG-Öko-Audit-Verordnung in knapper und verständlicher Form verfasst werden. Deshalb kann nicht zu allen in der Diskussion stehenden Umweltthemen Stellung genommen werden. Sie ist ein Kommunikationsinstrument, mit dem vornehmlich die Nachbarschaft des entsprechenden Standortes angesprochen wird, um über umweltrelevante Themen, die den jeweiligen Standort betreffen, zu informieren. Vgl. hierzu ausführlich STEVEN, M., SCHWARZ, E. J., LETMATHE, P. (1997); VOLLMER, S.A.M., 1995, S. 63 ff. oder NISSEN, U. UND FALK, H., 1996, S. 33-51.

²¹⁶ Vgl. dazu MÜLLER, M., NISSEN, U., PAPE, J., 1998, S. 161-178 oder JANZEN, I., ET AL (1998).

²¹⁷ Vgl. Aufstellung diverser Audit-Checklisten unter 4.4.2

4.4 DIE ENTWICKLUNG GEEIGNETER QUALITATIVER UMWELTLEISTUNGSKRITERIEN

Um die oben angesprochenen Kriterien zu finden, gibt es grundsätzlich zwei Möglichkeiten:

1. Man wertet die bereits vorhandenen Kriterienlisten für ökologische Unternehmensbewertung dahingehend aus, dass man die „guten“ Kriterien für die Bewertung von Umweltmanagementsystemen herausfiltert. Ebenso müssen die sogenannten Audit-Checklisten ausgewertet werden. Diese Audit-Checklisten sind in der Regel sehr viel detaillierter, so dass 500 Fragen keine Seltenheit sind.
2. Man befragt diejenigen, die diese Kriterien- und Checklisten entwickelt haben und anwenden, nach den ihrer Meinung nach wichtigsten Punkten.

4.4.1 Die Delphi-Methode

In der vorliegenden Arbeit wurde zunächst die zweite Möglichkeit gewählt und eine Befragung nach der so genannten Delphi-Methode durchgeführt. Bei der Delphi-Methode²¹⁸ handelt es sich um eine **qualitative Befragungsmethode**, die in mehreren Stufen durchgeführt wird. Es werden dazu Experten mehrerer Fachbereiche schriftlich befragt. Die Methode basiert auf dem individuellen und intuitiven Urteil der Fachleute. Man versucht, die geistige Fähigkeit, die Erfahrung und das Allgemeinwissen der Befragten zu nutzen. (GISHOLT, O., 1976, S. 114 und S. 151 ff.)

Die intuitiven Urteile der einzelnen Befragten können zwar differieren, und es bleibt unbekannt, welches der individuellen Urteile der Wahrheit am nächsten kommt. Diesem Dilemma begegnet die Delphi-Methode mit der Bildung eines Gruppenurteils. (BECKER, D., 1974, S. 10)

In der Befragung dieser Arbeit ging es darum, zu ermitteln, welche Kriterien nach Meinung der Fachleute entscheidend sind, wenn man Aussagen machen möchte zur Funktionalität von Umweltmanagementsystemen. In einer zweiten Befragung ging es dann um die Wichtigkeit der genannten Krite-

²¹⁸ Der Name soll aber nicht etwa andeuten, dass zwischen der Delphi-Methode und dem Orakel von Delphi Ähnlichkeiten bestehen, vielmehr ist es das Gegenteil. Wie wir wissen, machte das Orakel von Delphi oft mehrdeutige Aussagen und es versuchte, Zeitfragen zu beantworten und nicht Prognosen für die Zukunft abzugeben. So antwortete die Priesterin Pythia auf König Krösus Frage, ob er zum Kriege gegen Kyros antreten solle oder nicht, dass „wenn Krösus gegen Kyros kämpft, ein großes Reich untergehen würde“. Bestärkt in seinem Selbstvertrauen hinterließ Krösus in Delphi kostbare Geschenke und zog gegen Kyros in den Krieg – und verlor.

rien. Ein wichtiger Arbeitsschritt, nachdem man festgelegt hat, was eigentlich Befragungsgegenstand ist, ist die Auswahl der Experten. Es werden Experten gesucht, die der Befragungsinstanz (dem Autor) zur Lösung des Problems, also der Suche nach Indikatoren zur Bewertung von Umweltmanagementsystemen, geeignet erscheinen. Man sucht Fachleute, die über Wissen und Erfahrung verfügen und die sich zu intuitivem und kreativem Mitdenken inspirieren lassen. (GISHOLT, O., 1976, S. 149)

Dies geht aber nur, indem auf Mittel der Motivation zurückgegriffen wird oder dass sie der Befragungsinstanz bekannt sind, wie im vorliegenden Fall.

Ein weiterer wichtiger Punkt, der bei der Durchführung einer Delphi-Befragung Berücksichtigung finden muss, ist die Anonymität der Befragten. Es muss gewährleistet sein, dass keine Kommunikation zwischen den Befragten stattfindet. Hier spricht man von der intersubjektiven Kommunikation. (GISHOLT, O., 1976, S. 141)

Sie wurde gewährleistet durch die Nutzung von E-Mails als Kommunikationsmedium. So wurden zwei große Nachteile des offenen Gruppen-Consensus eliminiert:

- der natürliche Drang einer Gruppe nach Konformität
- die Dominanz eines oder mehrerer starker Individuen in der Gruppe

Teilgenommen an der Befragung haben 30 von 38 befragten Experten aus verschiedenen Unternehmen, die aber alle schon als Umwelt-Auditor bzw. Umweltgutachter tätig waren oder sind. 50 Prozent der Befragten kommen aus den verschiedenen Umweltabteilungen des Volkswagen-Konzerns, und die verbleibenden 50 Prozent arbeiten in Gutachterorganisationen und in Forschung und Lehre. Alle weisen eine große Auditerfahrung auf und wissen, worauf es bei der Auditierung und Bewertung von Umweltmanagementsystemen ankommt. Neben der Auswahl der „Gutachter“ ist auch ihre Anzahl für den Erfolg der Delphi-Methode entscheidend. So hat DALKEY (1969, S. 7-12, zitiert in BECKER, D., 1974, S. 10) experimentell nachgewiesen, dass mit steigender Gruppengröße der durchschnittliche Gruppenirrtum abnahm.

Bei der ersten Umfrage wurde folgender Anfragetext verschickt: „(...) Deshalb möchte ich Sie bitten, 10 Kriterien aufzuschreiben, die Ihrer Meinung nach ein gut funktionierendes Umweltmanagementsystem ausmachen (...) Ich bitte Sie, nur qualitative Kriterien zu berücksichtigen (also keine Umweltkennzahlen).“

Es wurden diejenigen Kriterien übernommen, die am häufigsten genannt wurden, und sie wurden von der Bewertungsinstanz nach Themen sortiert. Es haben sich die folgenden 8 Themenblöcke herauskristallisiert:

- Ausbildung der Mitarbeiter
- Kommunikation
- Dokumentation
- Personal im Umweltschutz
- Finanzen
- Organisation im Umweltschutz
- Überwachung und Planung
- Dienstleister und Fremdfirmen²¹⁹

Eine komplette Aufstellung aller Kriterien befindet sich in Anhang III

Gegenüber der klassischen Delphi-Methode konnte ein Charakteristikum, nämlich das der mehrstufigen Durchführung (der sog. **Mehrstufigkeit**) nicht eingehalten werden. So spricht GISHOLT (1976, S. 114) von in der Regel vier Durchgängen mit der gleichen Fragestellung. Dies konnte nicht realisiert werden, denn es ist den Experten nicht zuzumuten, diesen (zwar verhältnismäßig geringen) Zeitaufwand zu betreiben. Dieser Verdacht bestätigte sich dann auch bei der zweiten Befragung, in der zwar nur Zahlen für die Gewichtung der Kriterien in eine Excel-Tabelle eingesetzt werden mussten, aber die Beteiligung war deutlich geringer. So kamen von den 30 versandten Bögen nur noch 16 ausgefüllt zurück.

In der durchgeführten Befragung stellte sich auch heraus, dass die befragten Experten nicht unvoreingenommen geantwortet haben. So ist zu beobachten, dass die Abwasserfachleute das Thema Abwasser übergewichtet haben, insofern als dass sie bei den ihrer Meinung nach zehn wichtigsten Kriterien überdurchschnittlich viele Abwasserkriterien nannten. Diese Fehler korrigierten sich trotz der scheinbar guten Ausgewogenheit der ausgewählten Teilnehmer nicht.

Ein weiteres Problem bei der Bewertung des Umweltmanagementsystems eines ganzen Produktionsstandortes ist, dass das Ergebnis der Bewertung ein Mittelwert aller am Standort existierenden Cost-Center (CC) bzw. Organisationseinheiten (OE) bildet. Je größer der Standort, desto größer die Bandbreite der Qualität des Umweltmanagements in den einzelnen Organisationseinheiten. Bei einem

²¹⁹ Da es sich hier nicht um eine Checkliste handelt, sondern um Bewertungskriterien, werden die aufgeführten Punkte nicht als Frage formuliert.

Standort wie Wolfsburg, wo etwa 50.000 Menschen in über 150 CCs arbeiten, ist es eigentlich nicht zulässig, eine globale Aussage zu treffen über die Funktionalität und Eignung des Umweltmanagementsystems des Standortes Wolfsburg, um später seine Umweltleistung zu bewerten.

Die Gewichtung der Kriterien

In der zweiten Befragung ging es um die Gewichtung der Kriterien, die das Ergebnis der ersten Befragung bilden und nun nach Themen gruppiert sind. Die grundlegende Überlegung ist, dass nicht alle o. g. Kriterien „gleich wichtig“ sind. Entscheidend ist außerdem, dass jedes Kriterium erfüllt werden muss. Die Nichterfüllung eines Kriteriums kann nicht durch die Übererfüllung eines anderen kompensiert werden.²²⁰ Das Anschreiben der Befragung wurde wieder per Mail verschickt und beinhaltet den folgenden Text: „Bei der letzten Umfrage habe ich Sie gebeten, mir spontan Kriterien zu nennen, die das gute Funktionieren eines Umweltmanagementsystems widerspiegeln. Das Ergebnis der letzten Umfrage liegt nun vor, und ich möchte Sie bitten, diese Kriterien zu gewichten. Die Liste der Kriterien erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit, ist aber ein gutes Modell eines Umweltmanagementsystems.“

Insgesamt dürfen Sie 100 Prozent auf die 8 Themengebiete verteilen. Innerhalb der Themengebiete gibt es oft mehrere Einzelkriterien, die auch wieder gewichtet werden sollen. Auch diese müssen zusammen 100 Prozent ergeben (also Gesamtheit der Kriterien in einem Themengebiet gleich 100 % und Gesamtheit der 8 Themengebiete gleich 100 %) (...)

Die Ergebnisgewichtungen werden im Anhang III dargestellt.

Im vorliegenden Fall wurde nach der **100-Punkte-Regel** vorgegangen. Das heißt 100 Punkte wurden so aufgeteilt, dass jedes Bewertungskriterium denjenigen Teilbetrag dieser 100 Punkte als Gewicht zugeordnet bekommt, der die Bedeutung dieses Kriteriums im Verhältnis zu den anderen Bewertungskriterien ausdrückt. „Gewichtungen nach der 100-Punkte-Regel werden interpretiert, indem unterstellt wird, dass das Kriteriumsgewicht den prozentualen Anteil der Bedeutung dieses Kriteriums am Zustandekommen des Gesamt-Nutzwertes ausdrückt.“ (BECHMANN, A., 1989, S. 9)

Fazit:

Leider konnten in dem vorliegenden Fall die Anforderungen an eine Standard-Delphi-Befragung nicht alle eingehalten werden. Die Mehrstufigkeit war im vorgestellten Fall nur eine Zweistufigkeit, wobei jeweils nach einem anderen Inhalt gefragt wurde. Die Mehrstufigkeit war aufgrund fehlender

²²⁰ Die gleiche Vorgehensweise wendet SCHALTEGGER, S. (1999, S. 14) bei seinem Konzept der sozio-ökonomischen Rationalität an.

Akzeptanz nicht erreichbar. Somit wurde auch auf das Standard-Feedback verzichtet. Hier werden noch einmal die Anforderungen der Standard-Delphi-Methode auf einen Blick dargestellt:

Monitor	✓
Anonyme Expertengruppe	✓
Formaler Fragebogen	✓
Statistisches Gruppenurteil	✓
Mehrstufigkeit	✓
Standard-Feedback	

(WECHSLER, W., 1978, S. 24)

Sollen nun die ermittelten Kriterien im Rahmen einer Umweltleistungsbewertung oder Audits genutzt werden in Form von Kriterienbögen (Anhang IV), muss die ermittelte Gewichtung normiert werden. Wie in Anhang III Teil 1 zu sehen ist, liegt die Summe der Gewichtung der Themen nach der Mittelwertbildung über alle Befragten nicht bei 100 % sondern bei 93,44 %. Deshalb wird mit folgender Formel auf 100 % normiert:

$$\text{Normierung sfaktor } N = \frac{100}{\sum \text{ der Gewichtung aller Themen/Kriterien}}$$

$$\text{Normierte Gewichtung} = N \times \text{nicht normierte Gewichtung}$$

Die Ergebnisse sind in Anhang III einzusehen, und nun können diese Gewichtungen auch verwendet werden. Sie sind ebenfalls in die Auditbögen zur Umweltleistungsbewertung in Anhang IV eingetragen.

4.4.2 Die Auswertung von Audit-Checklisten

Als zweiter Schritt wurden die unten aufgeführten Checklisten und Guidelines ausgewertet. Damit beurteilt werden kann, ob das Ergebnis der Delphi-Befragung vollständig ist, muss ein Abgleich erfolgen. Um dem Leser einen Eindruck über die Präzision und den Umfang des Instrumentes Checkliste zu verschaffen, sei hier beispielhaft die Liste der Untersuchungskriterien der Rating-Agentur

Ökom aufgeführt. Der Ratingansatz besteht aus drei Teilen, die mit jeweils unterschiedlicher Gewichtung zur Gesamtbewertung beitragen:

I. Umweltmanagement (Gewichtung 25 %)

- Umweltziele, Umweltbeauftragte
- Umwelt-Audit, Ökobilanz, Öko-Controlling
- Umweltstandards im Ausland
- Kooperationen, Ausbildung, Büro- und Kantinenbereich
- Beschaffungsrichtlinien, Transport, Absatz

II. Produkt- und Dienstleistungsentwicklung (Gewichtung 50 %)

- Umweltverträglichkeitsprüfungen bei einzelnen Produkten und Dienstleistungen
- Maßnahmen und Ziele der ökologisch orientierten Dienstleistungsentwicklung
- Maßnahmen und Ziele der ökologisch orientierten Produktentwicklung, z. B.:
 - Langlebigkeit
 - Reparatur- und Recyclingfähigkeit
 - Verwendung ökologischer Materialien
 - Reduzierung des Verbrauchs von nicht erneuerbaren Ressourcen beim Gebrauch des Produktes
 - Reduzierung schädlicher Emissionen beim Gebrauch des Produktes

III. Umweltkennzahlen (Gewichtung 25 %)

In diesem Zusammenhang sind allerdings nur die Teile I und II von Relevanz, denn der dritte Teil wurde bereits in Kapitel 3 diskutiert und es wird von einem kompletter Abdruck abgesehen.

Außerdem wurden die folgenden Checklisten analysiert:

- TÜV-SÜD (1996): Frageliste Validierung, München, S. 1-40
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTEMBERG (1994): Umweltmanagement in der metallverarbeitenden Industrie - Leitfaden zur EG-Umwelt-Audit-Verordnung, Karlsruhe, S. 93-100
- INDUSTRIE UND HANDELSKAMMER NÜRNBERG (1994): EG-Umweltaudit. Wegweiser - Ratgeber für die betriebliche Praxis, Nürnberg, S. 43-54
- BAYRISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN UND ARBEITGEBERVERBAND DER KUNSTSTOFF VERARBEITENDEN INDUSTRIE IN BAYERN (1998): Umweltmanagement in der Kunststoffverarbeitung - Ein Leitfaden, München, Checklisten S. 1-28

- VERBAND DER TECHNISCHEN ÜBERWACHUNGSVEREINE E.V. (1995): Auditleitfaden für die standortspezifische Prüfung von Umweltmanagementsystemen (UMS) nach VO (EWG) 1836/93, Essen, S. 9-32
- UMWELTGUTACHTERAUSSCHUSS (UGA) (1997): Leitlinie des Umweltgutachterausschusses zu den Aufgaben der Umweltgutachter im Rahmen der Validierung nach der EG-Umwelt-Audit-Verordnung, S. 2-16
- VOLKSWAGEN AG (o. J.): Fragenpool der Datenbank Questor mit ca. 500 Auditfragen für alle Bereiche

Zielstellung der Analyse war auch hier nicht, eine komplette Checkliste zu erstellen, jedoch sollten die eventuellen Lücken des Ergebnisses der Delphi-Befragung geschlossen werden. Wie auch schon bei den quantitativen Kriterien werden auch hier Kriterien herausgearbeitet, die sehr aussagekräftig sind und Indikatorcharakter haben. Nach der Analyse der o. g. Quellen haben sich die folgende Kriteriengruppen herauskristallisiert:

- Umweltziele und -programme²²¹
- Kommunikation²²²
- Dokumentation Umweltmanagementsystem
- Controlling
- Personal und Ausbildung
- Überwachung
- Planung und Beschaffung
- Notfallvorsorge
- Gewässerschutz
- Gefahrstoffmanagement
- Immissionsschutz
- Energiemanagement
- Abfallwirtschaft
- Stand der Technik

Schon dieser Themenüberblick macht klar, dass die durch die Delphi-Befragung erlangte Liste der Umweltleistungskriterien lückenhaft ist. Beispielsweise wurde der Stand der Technik zu allgemein

²²¹ Zur Festlegung eines standortbezogenen Umweltprogramms vgl. WASKOW, S., 1994, S. 38-41.

²²² Zum Grundsatz: „Tue Gutes und rede darüber“ vgl. GÜNTHER, K., 1996, S. 20 f.

betrachtet. Zwar wird der technische Bereich vor allem von den quantitativen Kriterien abgedeckt, jedoch gibt es auch Aspekte, die nicht quantitativ erfasst werden können. Einige sind im Themenblock 14 „Stand der Technik“ zu finden. Sie sind aber so stark auf die Automobilbranche bezogen, dass sie nicht auf andere Branchen übertragen werden können. Es handelt sich nicht nur um qualitative Kriterien, die quantitativen werden aber der Vollständigkeit halber trotzdem genannt. Diese wurden nicht vom Autor entwickelt, sondern beruhen auf den TOP-11-Umweltanforderungen des Volkswagen-Konzerns. Er gilt seit August 2000 für alle Produktionsstandorte des Konzerns und wurde von der „strategic task force environmental protection“ (STEP) des Volkswagen-Konzerns in Zusammenarbeit mit der OE Umweltplanung Produktion/Standorte entwickelt.

In Anhang III Teil I ist der vervollständigte und neu strukturierte Kriterienkatalog abgebildet. Die hier eingetragenen Gewichtungen stammen nicht aus der Delphi-Befragung, sondern sind Vorschläge des Autors, die auf der Erfahrung und den persönlichen Präferenzen des Autors beruhen. Es konnte aufgrund der mangelnden Akzeptanz keine dritte Stufe der Delphi-Befragung durchgeführt werden.

4.5 FAZIT

Die Delphi-Methode scheint grundsätzlich zur Abfrage von quantitativen Einschätzungen geeignet zu sein. Selbst bei relativ kleinen Befragungsgruppen wie im vorliegenden Fall ist es durch statistische Methoden möglich, zu einem guten Ergebnis zu kommen. Im vorliegenden Fall wurde das arithmetische Mittel der Gewichtungen gebildet und dann auf 100 Prozent normiert.

Bei der Abfrage von qualitativen Informationen hingegen, wie den Umweltleistungskriterien selbst, ist es bei kleinen Befragungsgruppen schwierig, zu einem guten Ergebnis zu kommen. Im vorliegenden Fall konnten 30 Antworten ausgewertet werden, und es sollten die meistgenannten Kriterien als die wichtigsten Umweltleistungskriterien genutzt werden. Einige Kriterien, die durchaus wichtig gewesen wären, wurden aber nicht mehrfach genannt und fielen heraus. Deshalb musste dieser Katalog nachträglich vom Autor ergänzt werden. Zur endgültigen Gewichtung macht der Autor Vorschläge, die aber vom Benutzer aufgrund anderer Präferenzen verändert werden können.

5 BEWERTUNGSLEHRE UND ENTSCHEIDUNGSTHEORIE

Keywords: Bewertung, Wertesystem, Attribut, Skalierungsniveau, Unbestimmtheit, Systemabgrenzung, Modellbildung, Bewertungsmaßstab, methodische Angemessenheit, Objektivität, Reliabilität, Vollständigkeit, Praktikabilität, Nachvollziehbarkeit, Akzeptanz, deskriptive/präskriptive Entscheidungstheorie, multiobjektive/multiattributive Bewertungsverfahren, Satisfizierungsverfahren, additive Gewichtungsverfahren, kompensatorische Verfahren

„Sehr geehrter Herr,

in der für Sie so wichtigen Angelegenheit, zu der Sie mich um Rat fragten, kann ich Ihnen leider aus Gründen ungenügenden Vorwissens nicht raten, was Sie beschließen sollten, aber wenn Sie möchten, sage ich Ihnen gerne, wie. Wenn solche schwierigen Fälle auftreten, dann sind sie hauptsächlich deshalb schwierig, weil wir sie zu berücksichtigen haben. Jedes Für und Wider fällt uns nicht gleichzeitig ein, (...), während einem das Naheliegende manchmal nicht einfällt. Infolgedessen sind es die verschiedenen Informationen, mal die Ungewissheit, die uns verwirrt. Um diese Verwirrung zu überwinden, ist meine Methode folgende:

Ich teile ein Blatt Papier durch einen Strich in zwei Spalten, die ich mit den Überschriften „Pro“ und „Kontra“ versehe. Dann schreibe ich, nachdem ich drei oder vier Tage nachgedacht habe, unter die verschiedenen Überschriften kurze Hinweise zu den verschiedenen Motiven, die im Laufe der Zeit meiner Meinung nach für oder gegen die Maßnahme sprechen. Wenn ich dann auf diese Art und Weise eine Übersicht habe, bemühe ich mich, ihr jeweiliges Gewicht zu bewerten; und wenn ich zwei finde, jeweils eins auf jeder Seite, die mir gleich zu sein scheinen, dann streiche ich sie beide durch. Wenn ich einen Grund finde, der dafür spricht, aber zwei Gründe dagegen, streiche ich alle drei durch. Wenn ich zwei Gründe finde, die dagegen sprechen, aber drei dafür, streiche ich die fünf aus. Durch dieses Vorgehen finde ich letztlich heraus, wo die goldene Mitte liegt; und wenn mir nach ein oder zwei Tagen weiterer Überlegungen für beide Seiten nichts Wichtiges mehr einfällt, fasse ich einen entsprechenden Entschluss. Und obwohl das Gewicht der Gründe nicht mit der Präzision mathematischer Größen berechnet werden kann, so denke ich doch, dass ich, wenn jedes Argument auf diese Art und Weise separat und vergleichend betrachtet wird und dann als Ganzes vor mir liegt, eine bessere Beurteilung vornehmen kann und weniger in Gefahr bin, vorschnell zu handeln, und ich habe tatsächlich große Vorteile in dieser Art Gleichung, die man vielleicht moralische oder kluge Algebra

nennen könnte, gefunden. In der Hoffnung, dass Sie die bestmögliche Entscheidung treffen mögen, verbleibe ich, mein bester Freund, mit lieben Grüßen"

B. FRANKLIN,²²³

In diesem Brief liegt vielleicht der Ursprung der **Entscheidungstheorie**. Schon damals war es alltägliche Entscheidungen zu treffen und verschiedene Handlungsalternativen zu bewerten. Auch heute noch, in unserer modernen IT-Gesellschaft müssen die Menschen täglich „Bewerten“ und „Abwägen“. Die wenigsten Sachverhalte im heutigen Leben sind so eindeutig, dass sie ohne eine Bewertung sich oft auch widersprechender Aspekte eingeordnet bzw. entschieden werden können. Das Handeln eines einzelnen Individuums ist zunächst von inneren Konflikten geprägt, und das Treffen von Entscheidungen mit vorheriger Bewertung der Alternativen reicht von der täglichen Essensauswahl bis zur unter Umständen einmaligen Berufswahl. Kompliziert wird die Sache dann, wenn mehrere Personen beteiligt sind, die verschiedene Interessen verfolgen. (GIEGRICH, J., 1995, S. 255) Für schwierige Bewertungsprobleme steht mittlerweile eine ganze Reihe von handwerklichem Werkzeug zur Verfügung, die einem zwar nicht die Entscheidung abnehmen, aber eine systematische Vorgehensweise sicherstellen und Willkür ausschließen.

Definition von Bewertung

Nachdem in Kapitel 3 dargestellt wurde, was sich hinter dem Begriff der Umweltleistung verbirgt, soll nun die andere Komponente der Umweltleistungsbewertung, die Bewertung, besprochen werden. Zunächst klingt es banal, wenn man bei ENGELS, W. (1962, S. 22) liest: „Unter Bewertung wird der Vorgang der Wertermittlung verstanden.“ Was aber geschieht im Einzelnen bei einem Bewertungs- bzw. Entscheidungsvorgang. Bei jeder Art von Einschätzung verbindet der Mensch bzw. der Bewerter von außen herangetragene Sachverhalte und Informationen mit:

- seiner inneren **Wertehaltung**,
- seinen Gefühlen,
- seinen früher bereits vorgenommenen Einschätzungen der Umgebung (Erfahrung).

²²³ BENJAMIN FRANKLIN an JOSEPH PRIESTLY, 1722, in: FRANKLIN, B. (1956): „Briefe an Joseph Priestly“, BENJAMIN FRANKLIN Sampler, 1956, eigene Übersetzung des Verfassers.

Fasst man diese Punkte als **Wertesystem** zusammen, so kann man den Begriff Bewertung wie folgt definieren: Die Verknüpfung der zugänglichen Informationen mit dem persönlichen Wertesystem zu einem Urteil über den entsprechenden Sachverhalt. (GIEGRICH, J., ET AL., 1995, S. 15)

In der Betriebswirtschaft ist dieses Wertesystem rein monetärer Art, wie aus der folgenden Definition klar wird: „Bewertung ist ein rein rationales Entscheidungskalkül, bei dem der Wert kardinal²²⁴ und in Geld gemessen wird.“ (ENGELS, W., 1962, S. 23)

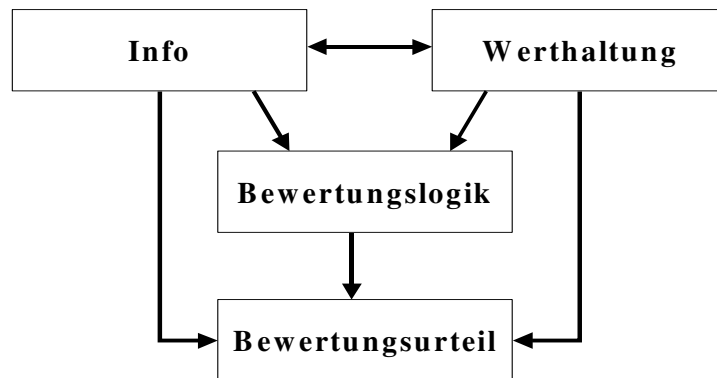


Abbildung 5-1: Grafische Darstellung der Definition Bewertung (Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an GIEGRICH, J., 1995, S. 6)

POSCHMANN ET AL. erklären: „In der Grundstruktur des Bewertungsvorganges verknüpft ein Bewerter das Subjekt mittels eines Werturteils ein Wertesystem und ein Modell der vorgefundenen Wirklichkeit miteinander“. (POSCHMANN, C., ET AL., 1998)

Die daran anschließende Entscheidung fällt nach BECHMANN, A. (1981) auf eine der existierenden Alternativen, die jedoch nicht alle verwirklicht werden können. Gemäß seiner Bewertung wählt der Entscheider bzw. Bewerter die bestmögliche aus.

5.1 DIE ELEMENTE DER BEWERTUNGSLEHRE

Bevor einige grundsätzlich für die Bewertung von Umweltmanagementsystemen in Frage kommende Bewertungsverfahren diskutiert werden, muss zunächst ganz theoretisch auf die einzelnen Elemente eines jeden Bewertungsvorgangs eingegangen werden.

²²⁴ Auf die Skalierungsniveaus wird in Kapitel 5.3.3 und Tabelle 5-3 eingegangen.

5.1.1 Der Bewerter

Ein Bewerter wird immer das Ergebnis seiner Sozialisierung, seiner fachlichen Ausbildung und seines persönlichen Erfahrungshintergrundes in die Bewertung einbringen.²²⁵ Dies ist eigentlich kein Mangel, sondern eher das Wesen der Bewertung. Es muss jedoch zu jedem Zeitpunkt und an jeder Stelle im Bewertungsablauf für den Außenstehenden erkennbar sein, in welcher Form der Bewerter sich als Person in die Bewertung einbringt. Entscheidend ist die Art und Weise, der „Schlüssel“, mit dem er seine Ansichten in das Verfahren einbringt. (POSCHMANN, C., ET AL., 1998, S. 16)

5.1.2 Das zu bewertende System

Es gibt wohl kaum einen Begriff, der zur Beschreibung allgemeiner Sachverhalte einer Menge von Objekten so oft gebraucht wird, wie der des Systems. So spricht man vom Planetensystem, vom Koordinatensystem, dem kapitalistischen bzw. sozialistischen Wirtschaftssystem, von einem Rechtssystem, einem Managementsystem usw. All diesen Systemen ist gemeinsam, dass sie mehr sind als lediglich eine Menge von Objekten, jedoch i. A. weniger darstellen als Aussagen über ganz bestimmte Strukturen bzw. Organisationsformen. Vielmehr nehmen sie eine Zwischenstellung ein, der sie wegen der noch vergleichsweise großen Allgemeinheit (und Unverbindlichkeit) auch ihre Beliebtheit verdanken. (SCHNEEWEIB, C., 1991b, S. 19)

Eine Definition lautet: „Ein System ist eine Menge von zwei oder mehr Elementen, die durch Attribute spezifiziert werden und untereinander in geregelter Beziehung stehen“. (WEBER, K., 1993, S. 3)

Da diese Definition weitere Fachbegriffe beinhaltet, müssen sie zunächst erklärt werden:

Elemente sind klar voneinander abgegrenzte Objekte der Anschauung bzw. des Denkens, die als Teile eines Systems nicht mehr weiter untergliedert werden sollen oder können. Statt von Element spricht man also auch von Objekt oder Alternative. Sie können materieller Natur sein, wie z. B. Häuser, Maschinen oder Schuhe, oder auch immaterieller Natur, wie etwa Begriffe oder auch die „Vorstellung“, die man von einem materiellen Objekt hat. (SCHNEEWEIB, C., 1991b, S. 20)

Attribute sind von Menschen wahrgenommene oder gedachte Phänomene. Sie werden elementbezogen durch Angaben spezifischer Merkmalsausprägungen und deren Kombination konkretisiert,

²²⁵ Zur Rolle des Bewerter und der auf ihn wirkenden Einflüsse vgl. ERZMANN, D. (1995, S. 60-66).

wobei solche Merkmalsausprägungen durch quantitative und qualitative Daten (...) erfasst und aufbereitet werden. (BAMBERG, G. UND COENENBURG, A. G., 1996, S. 3 f.)

Attribute (auch Merkmale) beschreiben also die Eigenschaften der Objekte, die als Träger von Attributen aufgefasst werden können. Häufig wird ein Objekt durch eine Vielzahl von Attributen beschrieben. Man spricht dann von einem zusammengesetzten Attribut, einem Attributebündel oder Attributvektor. So wird man z. B. ein Automobil nicht nur durch die Marke, die Leistung seines Motors oder den Anschaffungspreis beschreiben, sondern auch durch das Fahrgefühl, die persönliche Zuneigung usw. Die konkrete Ausprägung eines Attributes bezeichnet man als **Attributsausprägung** (Merkmalsausprägung). (SCHNEEWEIß, C., 1991b, S. 20)

Tabelle 5-1: Alternativen, Attribute und Attributsausprägungen (Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an SCHNEEWEIß, 1991, S. 19)

Alternative	Attribute					
	Marke	Leistung	Preis TDM	Farbe	Fahrgefühl	Persönliche Zuneigung
PKW 1	Audi	85	35	weiß	gut	sehr sympathisch
PKW 2	Mercedes	75	32	rot	gut	weniger sympathisch
PKW 3	Opel	85	30	grün	gut	unsympathisch

Wie in diesem Beispiel sichtbar wird, können die Attribute hinsichtlich der Natur ihrer Ausprägungen sehr unterschiedlich sein. Man spricht hier von unterschiedlichem Skalenniveau. Während Marke und Farbe lediglich Benennungen sind (nominales Skalenniveau), können Fahrgefühl und persönliche Zuneigung besser, gleich oder schlechter sein (ordinales Skalenniveau). Preis und Leistung können sogar zahlenmäßig bzw. quantitativ erfasst werden (kardinales Skalenniveau). An dieser Stelle erscheint es sinnvoll, noch einmal tabellarisch und mit weiteren Beispielen die verschiedenen Skalierungsniveaus zu verdeutlichen.

Tabelle 5-2: Skalierungsniveaus (Quelle: EIPPER, C., 1990, S. 14)

Skalenniveau	Nominal	Ordinal	kardinal	
			intervall	rational
Relationen	=, <	=, <, <>	=, <, <>	=, <, <>, -, +, ÷, ×
Interpretationen	gleich, ungleich	größer, kleiner	Differenz empirisch	Verhältnis empirisch
Kenngrößen	Modus, Modalwert	Median	arithmetisches Mittel	geometrisches Mittel
Beispiele	Augenfarbe	Windstärke	Temperatur (°C)	Längenmaß

Nun kann nicht jede Subjekt-Objekt-Beziehung als Bewertung angesehen werden. Dazu fehlen oft einige Elemente, deren Vorhandensein erst sicherstellt, dass die Anforderungen, die von Seiten der Öffentlichkeit und der Fachwelt an eine belastbare Bewertung gestellt werden, erfüllt sind. Diese Elemente sind:

- die genaue Formulierung des Bewertungsanlasses, die genaue Definition des Bewertungsobjektes,
- die Reduktion des Bewertungsobjektes auf ein Modell,
- die Definition von Alternativen, Zielen, Präferenzen, Kriterien und Indikatoren,
- die Verdeutlichung der Grundhaltung des Bewerter,
- die Ableitung von Wertsystemen und Bewertungsmaßstäben aus der Grundhaltung,
- die Verknüpfung von Wertsystem und Modell durch ein Bewertungsverfahren,
- die Entscheidung bzw. Erkenntnis auf Basis der Bewertung. (POSCHMANN, C., ET AL., 1998, S. 15)

5.1.3 Unkenntnis

Bei jeder Art von Bewertung ist man mit einer gewissen **Unbestimmtheit** bzw. Unkenntnis konfrontiert. Man unterscheidet dabei zwei Formen:

- Mangel an Informationen, d. h., aufgrund einer schlechten Datenlage kommt es zu einer ungenügenden Informiertheit bzw. einem zu niedrigen Informationsgrad
- Mangel an begrifflicher Schärfe

Die zweite Form der Unbestimmtheit wird als Unschärfe oder Fuzziness bezeichnet. Unschärfe kann nicht unmittelbar durch Einholen weiterer Daten verringert werden. Unschärfe kann dadurch zustande kommen, dass die vorgenommene Attributsauswahl nicht klar genug ist. Unschärfe kann man verringern durch Vergrößerung der Skala der Attributsausprägungen oder durch Operationalisierung. Beiden Wegen sind jedoch Grenzen gesetzt. Eine Vergrößerung würde oft den geforderten Detaillierungsgrad zu stark verringern, und eine Operationalisierung ist aus praktischen Gründen nicht immer möglich. So schreibt SCHNEEWEIB, C. (1991b, S. 34-40): „Gerade bei sog. linguistischen Attributen, also solchen wie etwa der persönlichen Zuneigung im PKW-Beispiel, ist eine Operationalisierung außerordentlich schwer, so dass man, wie beim Umgang mit der Situation bei Unsicherheit, den Versuch unternimmt, Fuzziness nicht zu vermeiden, sondern sie intellektuell zu bewältigen.“

5.1.4 Systemabgrenzung und Modellbildung

Im Rahmen eines jeden Bewertungsverfahrens müssen auch im Vorhinein einige elementare Vor-entscheidungen getroffen werden. Sie beziehen sich auf zwei Aufgaben:

- Systemabgrenzung, d. h. Festlegung des zu betrachtenden Realitätsausschnitts,
- Systemgrobstrukturierung, d. h. Festlegung der wichtigsten Attribute .

Systemabgrenzung

Hinsichtlich der Systemabgrenzung ist der Realitätsausschnitt festzulegen, auf den sich die Bewertung beziehen soll. Das heißt, es ist festzulegen, welche Attribute bzw. Attributsausprägungen dem zu bewertenden System zuzuordnen sind. Dahinter verbergen sich wiederum zwei Aufgaben, die im Allgemeinen simultan zu lösen sind:

- Systemabgrenzung über die Attribute seiner Objekte, die sog. Stratenabgrenzung
- Systemabgrenzung über seine physischen Objekte, die sog. Objektabgrenzung

Hinsichtlich der **Stratenabgrenzung** macht man sich klar, dass physische Objekte sehr unterschiedliche Attribute tragen können. So kann man beispielsweise Menschen hinsichtlich ihrer biologischen, medizinischen, psychologischen, soziologischen oder auch ökonomischen Eigenschaften beschreiben. Man nennt diese einzelnen Erkenntnisbereichen zugeordneten Attributebündel auch Straten. Die Stratenabgrenzung besteht nun darin festzulegen, welche Straten dem System angehören sollen.

In der **Objektabgrenzung** hat eine Grobanalyse über die Systemzugehörigkeit eines physischen Objektes zu entscheiden. Es werden hier also die Systemgrenzen des zu bewertenden Objektes festgelegt. In unserem Fall muss der Begriff Standort definiert werden, was in Kapitel 3.2 beschrieben ist.

Systemgrobstrukturierung

Neben der Systemabgrenzung erfolgt in der Systemgrobstrukturierung eine erste Strukturierung des Systems, womit man eine weitere Festlegung des Bewertungszweckes erreicht. Dies geschieht dadurch, dass man jene Attribute herausstellt, die für die Bewertung besonders wichtig erscheinen. Man sagt auch, man „präge dem System eine Struktur auf“ und spricht von einem „Modell“ der Realität.

Ganz allgemein bezeichnet man jede Abbildung eines Systems als ein Modell. Ein Modell ist seinerseits natürlich wieder ein System, und wenn man von Modell spricht, so soll gerade dieser Abbil-

dungscharakter zum Ausdruck kommen, mit anderen Worten: „ein Modell ist ein System, das stets ein System als Urbild besitzt.“ (SCHNEEWEIß, C., 1991b, S. 50 f.)

Die **Modellbildung** ist also ein grundlegendes Problem der Bewertung. Es besteht v. a. darin, dass der Bewertungsgegenstand aufgrund seiner Komplexität meist nicht so erfasst werden kann, wie er in der Realität ist. Da man niemals alles über diesen Gegenstand wissen kann, muss man versuchen, zumindest dessen wichtigsten Aspekte zu ermitteln und zu betrachten. Dies geschieht im Normalfall, indem man ein Modell des Bewertungsgegenstandes entwirft. Das Modell, und nicht etwa der Bewertungsgegenstand selbst, ist die Grundlage der Bewertung und gleichzeitig der erste Schritt der Bewertung. (POSCHMANN, C., ET AL., 1998, S. 20)

So lautet die Definition für den Begriff Modell: „Modelle sind durch einen Abstraktionsprozess gewonnene Abbildungen komplexer Systeme.“ (BAMBERG, G. UND COENENBURG, A. G., 1996, S. 6)

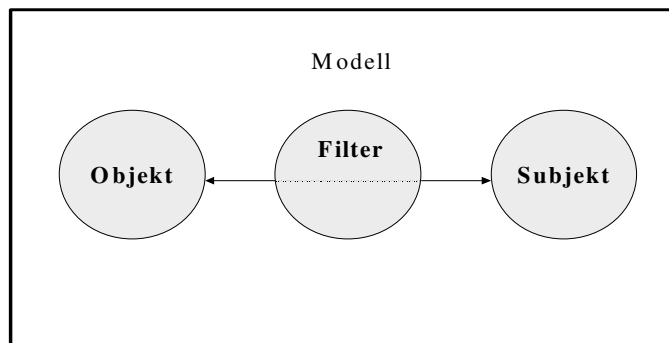


Abbildung 5-2: Das Modell als Filter zwischen Bewerter und Bewertungsgegenstand (Quelle: POSCHMANN, C., ET AL., 1998, S. 20)

Zur Gewährleistung einer qualitativ hochwertigen Modellbildung gilt es die folgenden Anforderungen zu erfüllen:

- Die Gründe für die Berücksichtigung oder Nichtberücksichtigung von Faktoren müssen dargestellt sein. Diese Forderung kann mitunter große Schwierigkeiten bereiten. Ist es noch relativ einfach, die Gründe für die Berücksichtigung bestimmter Faktoren zu nennen, so fällt das im umgekehrten Fall oft sehr schwer.
- Modellbildung kann nur so präzise sein, wie es der Sachverhalt, auf den wir uns beziehen, erlaubt. „Präzision nimmt übrigens nicht automatisch mit der Menge der zur Verfügung stehenden Informationen zu.“
- Eine weitere Schwierigkeit bei der Modellbildung ist die Dynamik des Bewertungsgegenstandes.

Abschließend muss noch erwähnt werden, dass der Begriff „Indikator“ nur im Rahmen der Modellbildung benutzt werden sollte. Die Größen, die zur Bewertung herangezogen werden, werden üblicherweise als Kriterien oder Attribute bezeichnet.

5.1.5 Bewertungsmaßstäbe

Jeder Bewertung liegt auch ein Wertsystem zugrunde. Dieses muss so weit konkretisiert werden, dass die Erfüllung oder Nichterfüllung der formulierten Ziele mit Hilfe von Indikatoren gemessen werden kann. Das ist z. B. möglich, wenn Grenzwerte existieren. Damit sind aus Wertsystemen Wertmaßstäbe abgeleitet.

Zu beachten ist ebenfalls, dass die Bildung von **Bewertungsmaßstäben** zusätzlich zur Modellbildung nochmals die Entfernung vom Bewertungsobjekt vergrößert. Das Objekt wird auf solche Aspekte konzentriert, für die sich maßstabsgerechte Indikatoren finden lassen. Andere Aspekte werden ausgeblendet. Das führt unweigerlich zur weiteren Entfernung von der Realität. Es gilt also, Bewertungsmaßstäbe so zu verarbeiten, dass der Charakter des Bewertungsgegenstandes nicht verloren geht.

5.2 ANFORDERUNGEN AN BEWERTUNGSSYSTEME

Die Anforderungen an Bewertungssysteme sind etwa so vielfältig wie die Anforderungen an Unternehmen. Man kann sie unterteilen in drei Gruppen

Die erste Gruppe bezieht sich auf die Kundenorientierung. Es sind Anforderungen an die Effizienz des Bewertungsverfahrens. Dazu gehören:

- **Methodische Angemessenheit**

Die methodische Angemessenheit bezieht sich darauf, wie wirksam (effektiv) und wie wirtschaftlich (effizient) die Bewertung vonstatten geht. Hält sich der Arbeitsaufwand in vertretbaren Grenzen? Methodische Angemessenheit zu fordern bedeutet zu erkennen, dass nicht alles, was methodisch machbar ist, auch in jedem Fall sinnvoll ist. Der Irrglaube, dass die Qualität der Erkenntnis automatisch mit dem methodischen Aufwand steigt, ist weit verbreitet. Jedoch stößt man allzu oft an Grenzen, die auch durch den Einsatz aufwendiger Bewertungsverfahren nicht überschritten werden können. Über die Angemessenheit einer Bewertungsmethode sollte deshalb vor dem Hintergrund des grundsätzlich Machbaren entschieden werden und nicht auf der Basis

von persönlichen Wunschvorstellungen. Letztlich gilt es, einen Kompromiss zwischen fachlicher Erfordernis und notwendigem Zeit- und Kostenaufwand zu finden.

- schnelle, termingerechte Durchführung
- Ergebnisorientierung
- Erfolg

Die zweite Gruppe vereint prozedurale Anforderungen bzw. Anforderungen an die Korrektheit der Durchführung. Dazu gehören:

- **Objektivität**

Als objektiv wird ein Vorgehen bezeichnet, wenn es zu Ergebnissen führt, die unabhängig vom Bewerter sind. Dass eine objektive Bewertung ein Widerspruch in sich ist, muss nicht erst betont werden. Von einem objektiven Bewertungsverfahren kann man lediglich erwarten, dass ein anderer Bewerter zu den gleichen Ergebnissen kommt, wenn er die verfahrensimmanenten Wertvorstellungen akzeptiert, wenn er sich also die subjektiven Elemente, die in jeder Bewertung enthalten sind, zu Eigen macht. Von einem objektiven Bewertungsverfahren wird demnach erwartet, dass die Gründe für Einstufungen u. Ä. offengelegt werden, um die Wiederholbarkeit eines Ergebnisses zu gewährleisten. „Im Zusammenhang mit Bewertung erscheint uns deshalb der Begriff Intersubjektivität angebrachter zu sein.“ (RAUSCHENBACH, B., 1995, S. 54-59)

- **Reliabilität (Zuverlässigkeit)**

Ein Bewertungs- oder Messverfahren heißt reliabel oder zuverlässig, wenn es das zu ermittelnde Merkmal exakt erfasst, d. h., wenn es bei wiederholter Anwendung in geringem zeitlichen Abstand zum identischen Resultat führt. Wenn die gleichen Voraussetzungen erfüllt sind und stets die gleichen Wertträger zugrunde gelegt werden, darf sich das Ergebnis der Bewertung durch Wiederholung nicht verändern. (CLAUB UND EBNER, 1989, S. 35)

- **Vollständigkeit**

Die Vollständigkeit einer Bewertung bezieht sich auf die Erfassung und Verarbeitung aller wichtigen Informationen. Im vorliegenden Fall heißt das, werden alle umweltrelevanten Größen erfasst? Wie weit gehen die Systemgrenzen? Die Beurteilung der Vollständigkeit einer Bewertung beinhaltet auch die Identifizierung von Wissenslücken. Die Aufgabe eines Bewerter besteht also nicht unbedingt darin, beim Versuch, eine vollständige Bewertung zu erreichen, Daten anzuhäufen. Er kann u. U. sein Ziel ebenso gut erreichen, wenn er die Unvollständigkeit seiner Bewertung offen darlegt.

- **Differenziertheit**

Die Differenziertheit bezieht sich auf den sachlichen, räumlichen und zeitlichen Detaillierungsgrad. Die Frage, ob ein bestimmter Differenzierungsgrad für die Gesamtaussage von Bedeutung ist, ist eng mit der Forderung nach Gültigkeit und Angemessenheit verbunden.

- **Validität (Gültigkeit)**

betrifft die Frage, inwieweit der Bearbeitungs- oder Aussagegegenstand tatsächlich erfasst wird, d. h., ob und inwieweit

⇒ das theoretische Konstrukt, also das Modell des Umweltmanagementsystems, die Wirklichkeit „richtig“ abbildet,

⇒ die ausgewählten Indikatoren der Definition entsprechen, der kausal-logische Zusammenhang richtig abgebildet wird.

Während die Zuverlässigkeit die Eignung eines Verfahrens, unabhängig davon, was gemessen wird, als Meßwerkzeug bestimmt, gibt die Validität an, in welchem Grade ein Verfahren wirklich das misst, was es messen soll. Sie ist demnach für praktische Fragestellungen sehr bedeutsam. D. h. ein Bewertungsverfahren ist dann valide, wenn sich in den den Wertträgern zugewiesenen Wertprädikaten tatsächlich die Inhalte und Prioritäten des zugrunde gelegten Wertsystems widerspiegeln. (CLAUB UND EBNER, 1989, S. 37)

Bereits die hier gegebene Definition von Validität macht deutlich, welche Schwierigkeiten einer Validitätsanalyse im Wege stehen. Sie gibt keinen Hinweis darauf, wie Angaben über die Validität eines Bewertungsverfahrens gewonnen werden können. Die Validierung ist vielmehr ein Prozess ohne eindeutige Stoppregele und wird immer nur mit einer gewissen Willkür abgebrochen (Praktikabilität, Kostengründe usw.). (BECHMANN, A., 1988)

- **Praktikabilität**

Neben der eher wirtschaftlichen Überlegung der Angemessenheit kommt nun die Frage hinzu: Können das Management und die Mitarbeiter, der Kunde also mit den Ergebnissen umgehen? Und noch viel wichtiger: Haben sie einen Nutzen davon? (STAHLMANN, V., 1994, S. 74)

Die dritte Gruppe der Anforderungen bezieht sich auf die externen Anspruchsgruppen, auch in diesem Zusammenhang kann man von Stakeholdern sprechen.

- **Nachvollziehbarkeit (Transparenz)**

Die Forderung nach Nachvollziehbarkeit durchzieht praktisch alle genannten Kriterien. Es müssen die gesamte Datengrundlage und die Bewertung an sich offengelegt werden, z. B. welche Messgrößen auf welche Weise normiert und bewertet werden. Wer Nachvollziehbarkeit fordert, legt Wert auf durchgängige Verständlichkeit aller Bewertungsschritte, methodisch wie inhaltlich,

von der Darlegung des Bewertungsbedarfs bis zum Bewertungsergebnis. Nachvollziehbarkeit stellt aber hohe fachliche Anforderungen an den Bewerter. Und zwar nicht nur didaktische, sondern auch fachliche. Damit eng verbunden ist die Forderung nach der Stabilität und die Frage, ob gleiche Tatbestände zu unterschiedlichen Zeiten gleich bewertet werden.

„Nicht verschwiegen werden sollte, dass es leichter ist, Bewertungsergebnisse als „expert opinion“ zu verkaufen und nicht weiter zu kommentieren, als jeden einzelnen Arbeitsschritt offen zu legen und aufzuarbeiten. In der Tat fördert unser „Sachverständigenkult“ ein solches Verhalten geradezu heraus.“ (RAUSCHENBACH, B., 1995, S. 54-59)

Einem Gutachter, der ehrlich darlegt, wie begrenzt die Aussagefähigkeit seines Gutachtens ist, wird das in der Regel leicht als fachliche Minderleistung ausgelegt. Er wird sich dann unter Umständen solch starken persönlichen Anfeindungen ausgesetzt sehen, dass er es sich beim nächsten Mal reiflich überlegen wird, ob er nicht seine Strategie ändern und den über den Dingen stehenden Experten spielen soll.

- **Akzeptanz**

Jedes Kriterium berücksichtigt nur einen Teilaspekt des zu bewertenden Systems. Sie sind nicht gleichgewichtig und dürfen nicht isoliert gesehen werden. Sie stehen in Wechselbeziehung zueinander. So kann ein Bewertungsverfahren, das einen hohen Grad an Objektivität und Nachvollziehbarkeit erreicht, völlig untauglich sein, weil es falsch (im Sinne der Gültigkeit) angewendet wird oder einen unangemessen hohen Aufwand erfordert. Trotzdem könnte auch dieses Bewertungsverfahren Akzeptanz finden. „Und so wird man auch immer wieder mit skurrilen Bewertungen konfrontiert, die in der Fachöffentlichkeit als völlig unangemessen angesehen werden, jedoch wegen aktueller Stimmungen oder lokalpolitischer Besonderheiten auf Zustimmung stießen.“ (RAUSCHENBACH, B., 1995, S. 54-59)

Extremfälle machen letztlich die Bedeutung der Akzeptanz deutlich: Es liegt in der Natur von Bewertungsverfahren, dass sie immer unter dem Druck der verschiedenen Akteure, Anwender, Nutzer und Betroffenen stehen. Eine allgemeine Akzeptanz wird nur durch Abstimmungen zwischen den Akteuren und oder durch Kompromisse verschiedener Anforderungen erreicht werden

5.3 KLASSIFIKATION VON BEWERTUNGSVERFAHREN

Bevor eine Klassifikation von Bewertungsverfahren vorgenommen werden kann, soll der Begriff des Bewertungsverfahrens definiert werden. Dies tut BECHMANN folgendermaßen: „Bewertungsverfahren sind Verfahren, die Bewertungsvorgänge sowohl formal als auch inhaltlich strukturieren und

reglementieren. Vorstrukturierte, nach bestimmten Regeln ablaufende Handlungsprozesse werden im Allgemeinen als Verfahren bezeichnet. Bewertungsverfahren sind folglich operationalisierte (d. h. rezeptähnlich ausformulierte) „Anweisungen“ oder methodische Regeln für Handlungsprozesse, die eine vergleichende, ordnende oder quantifizierende Einstufung von Objekten nach Wertgesichtspunkten zum Ziel haben.“ (BECHMANN, A., 1989, S. 15)

Zur besseren Einordnung in den Wissenschaftskontext soll zuerst eine ganz allgemeine Einteilung der Realwissenschaften, also der Wissenschaften, die Aussagen über die Realität treffen, vorgestellt werden. Man unterscheidet sie zwischen deskriptiven, analytisch-explikativen und handlungsorientierten (dezisiven) Wissenschaften. **Deskriptive Wissenschaften** beschreiben lediglich ihren eigenen Objektbereich. Die alte Wissenschaftstradition von Geographie und Biologie gehört zu diesem Wissenschaftstyp. **Analytisch-explikative** Wissenschaften machen als empirische Wissenschaften Aussagen über die Wirklichkeit und bemühen sich um Erklärungen für die vorgefundene Realität. Zu den explikativen Wissenschaften gehören die modernen Naturwissenschaften, auch die moderne Geographie und Volkswirtschaftslehre. **Handlungsorientierte Wissenschaften** stellen eine für ihren Objektbereich gültige Entscheidungstheorie bereit. Sie strukturieren den Planungsprozess, durch den künftiges menschliches Handeln vorweggenommen wird. Bewertung und Entscheidungsfindung sind zentrale Elemente der handlungsorientierten Wissenschaften. Dazu gehören die Ingenieurwissenschaften und die Betriebswirtschaftslehre. (SCHNEEWEIB, C., 1992, S. 239 ff.)

Will man sich also mit der Bewertung von Umweltmanagementsystemen befassen, muss man sich des Instrumentariums der planenden Wissenschaften bedienen, auch wenn keine Planung von z. B. Störfallanlagen vorgenommen wird, sondern nur der vorangehende Arbeitsschritt, die Bewertung isoliert durchgeführt wird. Denn die zu bewertenden Umweltmanagementsysteme sind bereits existent und sollen optimiert werden dadurch, dass in einer Bewertung ihre Stärken und Schwächen aufgezeigt werden. Es gilt der schon in der Antike gültige Grundsatz:

*Vor der Tat stand die Erkenntnis*²²⁶

An dieser Stelle sei gesagt, dass es die Klassifikation bzw. Einteilung von Bewertungsverfahren nicht gibt. Vielmehr gibt es mehrere Versuche, die eine Einteilung hinsichtlich eines Kriteriums vornehmen. Ein Beispiel dafür ist die sehr einfache Klassifikation nach dem Formalisierungsgrad, wonach nur zwischen formalisierten (z. B. der Nutzwertanalyse) und nicht-formalisierten (z. B. den verbal-argumentativen) Bewertungsverfahren unterschieden wird. Diese Unterteilung ist aber nicht

²²⁶ ARISTOTELES

sehr ergiebig, denn auch verbal-argumentative Bewertungsverfahren müssen eine gewisse Formalisierung aufweisen, da sie ansonsten keine Entscheidungslogik besitzen und damit einer gewissen „Interpretationswillkür“ ausgeliefert sind. So stellen auch POSCHMANN ET AL. fest: „Alle in der Umweltplanung verwendeten Bewertungsverfahren weisen formale Elemente auf und sind demnach „formalisiert“, lediglich der Grad der Formalisierung divergiert.“ (POSCHMANN, C., ET AL., 1998, S. 79)

Eine weitaus ergiebigere Klassifikation und damit auch bessere Definitionen von Bewertungs- und Entscheidungsverfahren bietet die Wissenschaft an, die sich vorrangig mit Bewertungs- und Entscheidungsfragen beschäftigt, die **Entscheidungstheorie**. Ihr Hauptaugenmerk liegt insbesondere auf der Rationalität menschlicher Entscheidungen bzw. deren tatsächlichem Entscheidungsverhalten. Sie hat einen psychologischen Hintergrund und erfreut sich deshalb insbesondere in den Sozial- und Wirtschaftswissenschaften großer Akzeptanz

Die Entscheidungstheorie gliedert sich in einen formalen normativen, deskriptiven und präskriptiven Zweig. Während die **deskriptive Entscheidungstheorie**²²⁷ das tatsächliche Entscheidungsverhalten des Menschen beschreibt, also sowohl rationales als auch nicht-rationales Verhalten, entwickelt die **präskriptive Entscheidungstheorie** Methoden und Ansätze, mit denen in konkreten Situationen rationale Entscheidungen getroffen werden können. Damit liefert die präskriptive Entscheidungstheorie auch das Rüstzeug, die Instrumente für rationale Entscheidungen, d. h. die Bewertungs- und Entscheidungsverfahren, die unter dem Begriff der **multikriteriellen** Bewertungs- und Entscheidungsverfahren zusammengefasst werden. Diese dienen, worauf der Name schon hindeutet, der Bewertung und Entscheidungsfindung in Situationen, in denen zwischen verschiedenen Alternativen bzw. Handlungsoptionen nicht nur anhand eines Kriteriums, sondern anhand einer Vielzahl, oft konfliktärer Kriterien ausgewählt werden muss. (SCHNEEWEIß, C., 1991b, S. 83 ff.)

Die multikriteriellen Verfahren lassen sich wiederum aufteilen in:

- multiobjektive Bewertungsverfahren (MODM)
- multiattributive Bewertungsverfahren (MADM)

Multiobjektive Bewertungsverfahren (MODM = Multi Objective Decision Methods) sind dadurch charakterisiert, dass mehrere Ziele explizit vorgegeben werden, die unter Beachtung klar definierter Restriktionen angestrebt werden (WEBER, K., 1993, S. 11). Sie bieten sich an, wenn das Bewertungsproblem als mathematisches Programmierungsmodell formulierbar ist, d. h., wenn es einen stetigen Lösungsraum besitzt. Von stetigem Lösungsraum spricht man, wenn es ein kontinuierliches Spektrum an Alternativen gibt.

²²⁷ Vgl. dazu ausführlich: BAMBERG, G. UND COENENBURG, A. G., 1996, S. 2-11.

Multiattributive Verfahren (MADM = Multi Attribute Decision Methods) sind dadurch gekennzeichnet, dass sie auf eine begrenzte festgelegte Zahl von Attributen und deren vergleichsweiser Gewichtung im Hinblick auf eine – eventuell nur implizit erkennbare – Zielvorgabe ausgerichtet sind. Das heißt, dass sie der Bewertung komplexer Systeme auf der Basis einer begrenzten Anzahl von Attributen und unter Fokussierung auf ein Globalziel dienen. (WEBER, K., 1993, S. 11) Die MADM befassen sich demnach mit Problemen mit einem diskreten Lösungsraum. Die multiattributiven Verfahren unterteilen sich in die sog. Satisfizierungsverfahren und die additiven Gewichtungsverfahren. (POSCHMANN, C., ET AL. 1998)

Satisfizierungsverfahren:

In den wenigsten Fällen von Bewertungsaufgaben sind nicht alle Kriterien und Alternativen als gleichwertig anzusehen. (SCHNEEWEIB, C., 1991b, S. 114).

Gewichtung, Skalierung, intuitive Auswahl und Anspruchsniveaus sind Lösungsmöglichkeiten dieses Problems. Die Satisfizierungsverfahren wählen die letzte und formulieren Anspruchsniveaus. Da es sich um ein nicht-kompensatorisches Verfahren handelt, können schlechte Kriterienaussprägungen nicht wettgemacht werden. Beim **disjunktiven Ansatz** reicht die Erfüllung einer Kriterienvorgabe zur Alternativenfreigabe aus. Anders ist es beim **konjunktiven Ansatz**. Hier führt ein Nichterreichen einer Kriterienvorgabe zum Ausschluss der Alternative (WEBER, K., 1993, S. 32). Grafisch ist dies in Abbildung 5-3 dargestellt.

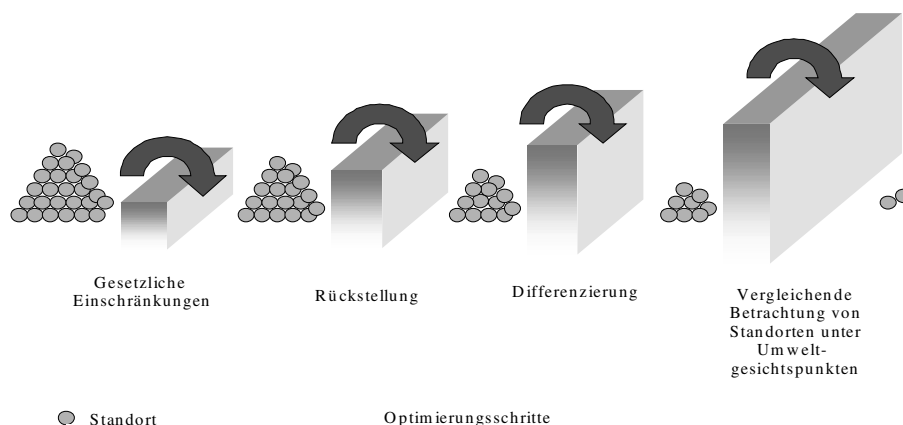


Abbildung 5-3: Modellartiger Ablauf Satisfizierungsverfahrens (Quelle: Deutsche Projekt Union, 1994. In: POSCHMANN, C., ET AL., 1998, S. 85)

Additive Gewichtungsverfahren

Den additiven Gewichtungungsverfahren ist gemeinsam, dass die für die Beurteilung bedeutsam erscheinenden Kriterien ausgewählt und ihrer Relevanz entsprechend gewichtet werden, dass sich die

Ergebnisse dieses Evaluationsprozesses additiv zu einer globalen Kenngröße zusammenfassen lassen. (WEBER, K., 1993, S. 46)

Das bekannteste additive Gewichtungsverfahren ist die Nutzwertanalyse (NWA) nach ZANGEMEISTER (NWA 1. Generation) (ZANGEMEISTER, C., 1976) sowie deren Weiterentwicklung durch BECHMANN (NWA 2. Generation) (BECHMANN, A., 1980, S. 167-173). Diese beiden Verfahren werden in Kapitel 5.3.1 vorgestellt. Ein hierarchisch additives Gewichtungsverfahren ist der Analytic Hierarchy Process (AHP), er wird in Kapitel 5.3.3 diskutiert.

Kompensatorische Verfahren

Eine weitere Möglichkeit der Einteilung ergibt sich aus ihrem kompensatorischen Charakter, nämlich in kompensatorische und nicht-kompensatorische Verfahren. Die kompensatorischen Verfahren gestatten einen Ausgleich zwischen den Alternativen: Eine schlechte Merkmalsausprägung einer Alternative hinsichtlich eines Kriteriums darf durch eine bessere Ausprägung in einem anderen Kriterium ausgeglichen werden. Dazu gehören die Nutzwertanalyse und der Analytic Hierarchy Process, auf die später noch eingegangen wird.

5.3.1 Die Nutzwertanalyse

Als Mutter der Bewertungsverfahren soll die Standardversion der Nutzwertanalyse im Folgenden dargestellt werden (EIPPER, C., 1990, S. 22). Sie ist ein analytisch-synthetisierendes Bewertungsverfahren und gehört nach FISCHER, B. (1983, S. 157) zu den sogenannten „Hard Multicriteria Modells“, also zu den Bewertungsmodellen, die eine kardinale mehrdimensionale (mit mehreren Kriterien) Bewertung der Alternativen nach ihrem Nutzen für das angestrebte Ziel vornehmen. Die Beschreibung der zu bewertenden **Alternativen** (Wertträger) erfolgt durch die Angabe der so genannten Nutzwerte (Gesamtwerte). Die Wertträger werden mit Hilfe eines Sets von ihnen allen gemeinsamen eindimensionalen Merkmalen beschrieben. Sie werden als **Bewertungskriterien** bezeichnet und ergeben multipliziert mit der Wertigkeit des jeweiligen Kriterium die **Teilnutzwerte**. Die Bewertungskriterien müssen grundsätzlich folgende Eigenschaften besitzen:

- Sie bilden in ihrer Gesamtheit die im Hinblick auf das Bewertungsanliegen wesentlichen Sach-Eigenschaften der Wertträger ab. Mit Bewertungsanliegen ist die Fragestellung, die Bewertungsaufgabe oder eine Entscheidungssituation gemeint, auf die sich die Bewertung bezieht.
- Das Set der Bewertungskriterien repräsentiert das auf das Bewertungsanliegen bezogene Modell der Wertträger.

- Jedes Bewertungskriterium misst eine Sacheigenschaft bzw. ein Merkmal der Wertträger. Es ist als Beobachtungswert oder Messwert in der Regel physikalisch dimensioniert. (BECHMANN, A., 1989, S. 1-31)

Als Wertmaßstab dient der Nutzen, der entsteht, wenn die gemessenen Eigenschaften der Entscheidungsalternativen dem vorgegebenen Ziel entsprechen. Die klassische Definition der Nutzwertanalyse stammt von ZANGEMEISTER, C. (1976, S. 45). Sie lautet: „Nutzwertanalyse ist die Analyse einer Menge komplexer Handlungsalternativen mit dem Zweck, die Elemente dieser Menge entsprechend den Präferenzen des Entscheidungsträgers bezüglich eines multidimensionalen Zielsystems zu ordnen. Die Abbildung dieser Ordnung erfolgt durch die Angabe der Nutzwerte (Gesamtwerte) der Alternativen.“

Eine Nutzwertanalyse ordnet somit einer vorgegebenen Menge von Wertträgern (Alternativen) auf der Grundlage eines Wertsystems und mit Hilfe von Bewertungsregeln (Bewertungsvorschriften) Güteaussagen (so genannte Nutzwerte) zu. Dies geschieht, indem der Bewerter die eigentlich simultan vorgegebenen Ziele nacheinander durchgeht und die Aktionen für jedes einzelne Ziel unabhängig von den übrigen Zielen bewertet (PFOHL, H. C. UND BRAUN, G. E., 1981, S. 277).

Formal sieht die Vorgehensweise demnach folgendermaßen aus:

1. Festlegung des **Ziels** der Bewertung. Am Beispiel der Bewertung von UMS würde das Ziel lauten, herauszufinden, welches der UMS am besten funktioniert bzw. welches UMS das „Best in Class“ ist.
2. Formulierung bzw. Festlegung der Alternativen. Im vorliegenden Fall müsste erstens festgelegt werden, welche UM-Systeme welcher Standorte in die Bewertung aufgenommen werden sollen, und zweitens, wo die Systemgrenzen gezogen werden.
3. Ermittlung der **Zielerträge** K_j der Bewertungskriterien, das bedeutet die Zusammenstellung einer Liste der zu erhebenden Daten und die Erstellung einer **Kriterienhierarchie** unter der Annahme, dass nicht alle Kriterien gleichwertig sind. Am Beispiel der Bewertung von UMS sind die quantitativen Kriterien aus dem operativen Bereich gleichwertig. Bei den qualitativen Kriterien müsste allerdings eine Hierarchie der Umweltmanagementkriterien erstellt werden.
4. Ermittlung der Zielerträge K_{ij} für jedes Kriterium. Im Bewertungsbeispiel muss nun für jedes Kriterium ein Optimum formuliert werden, damit der Bewerter in jedem Kriterium einen **Zielerfüllungsgrad** angeben kann.

5. Gewichtung der einzelnen Kriterien g_j (**Zielgewichte**). Im vorliegenden Beispiel beruht die Gewichtung der Kriterien nicht auf den Präferenzen des Bewerter selbst, sondern auf Expertenmeinung, die mit Hilfe der Delphi-Methode ermittelt wurde.
6. Ermittlung der **Teilnutzwerte** N_{ij} der Alternativen durch Multiplikation der Zielerträge mit den Zielgewichten:

$$\boxed{N_{ij} = K_{ij} \times g_j}$$

mit: i = Index der Alternativen

j = Index der Kriterien

7. Ermittlung des **Gesamtnutzwertes** N_i durch Addition aller Teilnutzen N_{ij} : $N_i = \sum N_{ij}$. ZANGEMEISTER (1976) spricht hier von Wertsynthese. Dieser Arbeitsschritt müsste bei der Bewertung von UMS entfallen, denn es ist nicht zulässig, Teilnutzwerte, die aus quantitativen und qualitativen Kriterien zustande kommen, zu einem Gesamtnutzwert zusammenzufassen. Ein Vergleich der UMS über alle Kriterien ist somit weder möglich noch sinnvoll.
8. **Ordnung der Alternativen** A_i nach ihren Gesamtnutzwerten und Entscheidung über die Auswahl der besten Handlungsalternative. Somit ist auch ein Ranking der UM-Systeme mit der NWA nicht möglich, und eine Entscheidung für eine Alternative ist auch nicht nutzbringend, denn im Bewertungsbeispiel soll in jedem Kriterium die Best Practice nachgeahmt werden können.²²⁸

Die folgende Abbildung zeigt die formale Vorgehensweise der NWA der 1. Generation grafisch.

²²⁸ Die Vorgehensweise der Nutzwertanalyse wird am Beispiel Autokaufentscheidung ausführlich dargestellt bei PFOHL, H. C. UND BRAUN, G. E., 1981, S. 274-288.

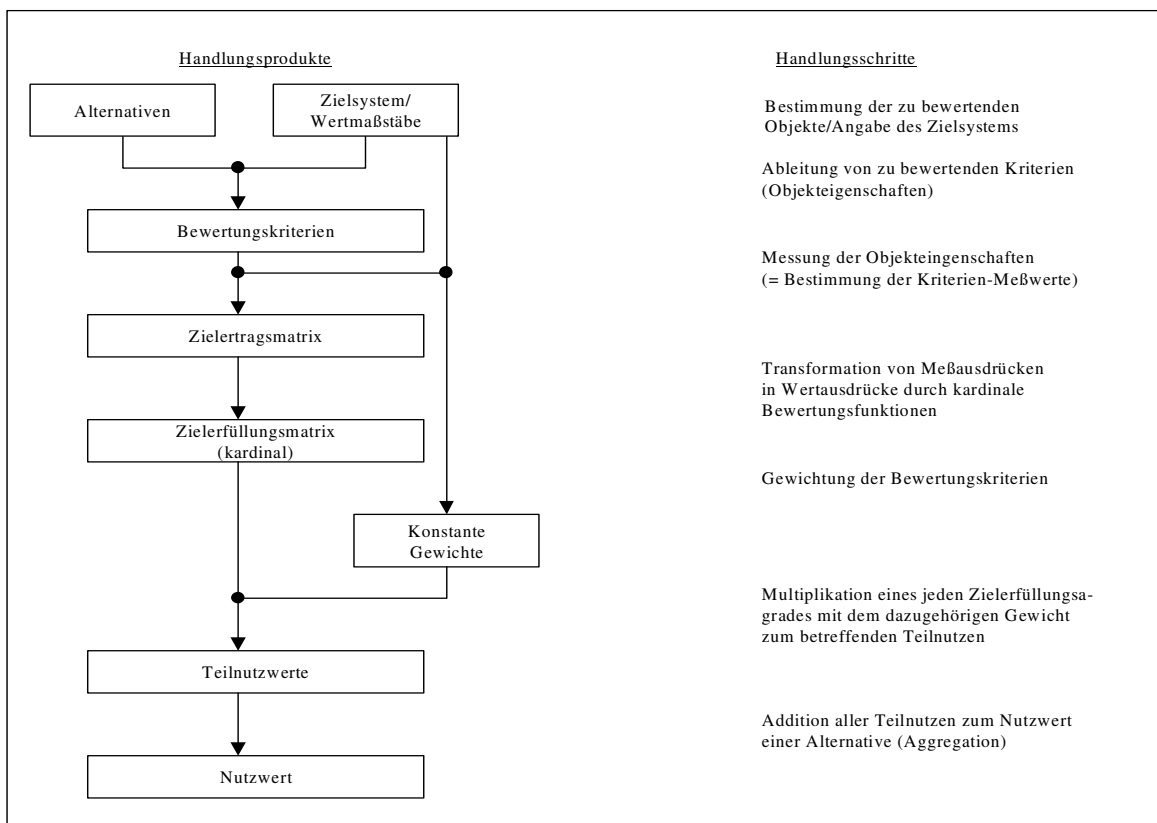


Abbildung 5-4: Die Nutzwertanalyse der 1. Generation (Quelle: BECHMANN, A., 1989, S. 11)

Da die NWA der 1. Generation ursprünglich für die Systemtechnik entwickelt wurde, sind bei ihrer Anwendung einige strenge formale Voraussetzungen zu befolgen, die in der Regel einer inhaltlich sinnvollen Wertebegründung im Wege stehen. Dazu gehören:

- die ermittelten Nutzwerte bzw. die Bewertungskriterien müssen kardinal skaliert sein, um die Durchführung der Berechnungsschritte sicherzustellen;
- die Forderung nach der Nutzenunabhängigkeit zwischen den Zielkriterien, um eine Mehrfachbewertung zu vermeiden;
- die Beschränkung auf konstante Gewichtungsfaktoren;
- dies ist aber bei dynamischen Systemen wie z. B. Managementsystemen nicht gewährleistet,
- Substitutivität der Teilnutzen, d. h. der möglichen Kompensation der Bewertungskriterien;
- die Annahme, dass der Gesamtnutzen gleich der Summe der Teilnutzwerte ist. (BECHMANN, A., 1980, S. 169)

Diese streng einzuhaltenden Voraussetzungen haben der NWA der 1. Generation eine Reihe von Kritikpunkten eingebracht, die im Folgenden dargestellt werden:

- Nicht immer kann nur auf kardinal erfasste Kriterien zurückgegriffen werden. Oft treten qualitative Urteile auf, die in die Bewertung einfließen sollen, wie z. B. im vorliegenden Bewertungsbeispiel der UMS. Diese sind aber nur nominal skaliert.
- Werden sie dann im Zuge der Aggregation als kardinale Daten behandelt, macht man einen methodischen Fehler.
- Bei der Gewichtung wird vorausgesetzt, dass der Bewerter sich darüber im Klaren ist, dass sich in den Gewichten natürliche Verhältnisse widerspiegeln. Es ist z.B. nicht vorstellbar und damit auch nicht zu rechtfertigen, dass ein Kriterium 3,7-mal so wichtig ist wie ein anderes. (EBERLE, D., 1981a, S. 27)
- Die geforderte Unabhängigkeit der Kriterien ist nicht zu gewährleisten. (BACHFISCHER, R., 1978, S. 38) Im vorliegenden Bewertungsbeispiel besteht eine sehr starke Abhängigkeit der quantitativen Kriterien von den qualitativen Kriterien. Zum Beispiel kommt der Schulung des Personals (als qualitatives Kriterium) eine Schlüsselrolle zu. Sind die Mitarbeiter nämlich gut geschult und sensibilisiert auf dem Gebiet des betrieblichen Umweltschutzes spiegelt sich das in ihrem „Umweltverhalten“ wieder. Ein Beispiel ist eine verbesserte Abfalltrennung (quantitatives Kriterium: „Recyclingquote“).
- Nach dem Fehlerfortpflanzungsgesetz kommt es durch Ungenauigkeiten bei der Ermittlung der Zielerfüllungsgrade und der Gewichtung zu nicht mehr nachvollziehbaren Effekten mit nicht erklärbaren Ergebnissen. (EBERLE, D., 1981b, S. 16)
- Die Ergebnisse werden häufig mit Kommastellen präsentiert, so dass eine scheinbare Genauigkeit suggeriert wird, die aber inhaltlich nicht zu begründen ist. (EBERLE, D., 1981b, S. 18)
- Im Zuge der Aggregation werden inhaltlich nicht vergleichbare Kriterien miteinander verrechnet.
- Die Möglichkeiten der Manipulation bei der Gewichtung sind zu groß, als dass man von einem rationalen Bewertungsverfahren sprechen kann. (EIPPER, C., 1990, S. 25)

Die Nutzwertanalyse der 2. Generation

Diese moderne Form der NWA unterscheidet sich inhaltlich nicht von der Standardversion, sie versucht jedoch auf die aufgekommene Kritik zu reagieren, „indem sie sich stärker an der realen Leistungsfähigkeit des bewertenden Subjekts“ (BECHMANN, 1980, S. 169) orientiert. Die Folge dieser Reform ist, dass der Bewerter nun in der Lage ist, die folgenden Anforderungen zu erfüllen:

- wie bei der Nutzwertanalyse der 1. Generation wird der komplexe Bewertungsvorgang in mehrere weniger komplexe Teilbewertungen aufgespalten, und diese Teilbereiche werden anschließend zu einer Gesamtbewertung zusammengefügt;
- Vergabe einer Rangfolge für die einzelnen Zielerfüllungsgrade;
- Gewichtung der Kriterien durch Hierarchisierung;
- Zusammenfassung von Kriterien zu Kriterienbündeln, die auf der nächsten Ebene aggregiert werden. (EIPPER, 1990, S. 33)

In Abbildung 5-5 wird der Ablauf der NWA der 2. Generation grafisch dargestellt.

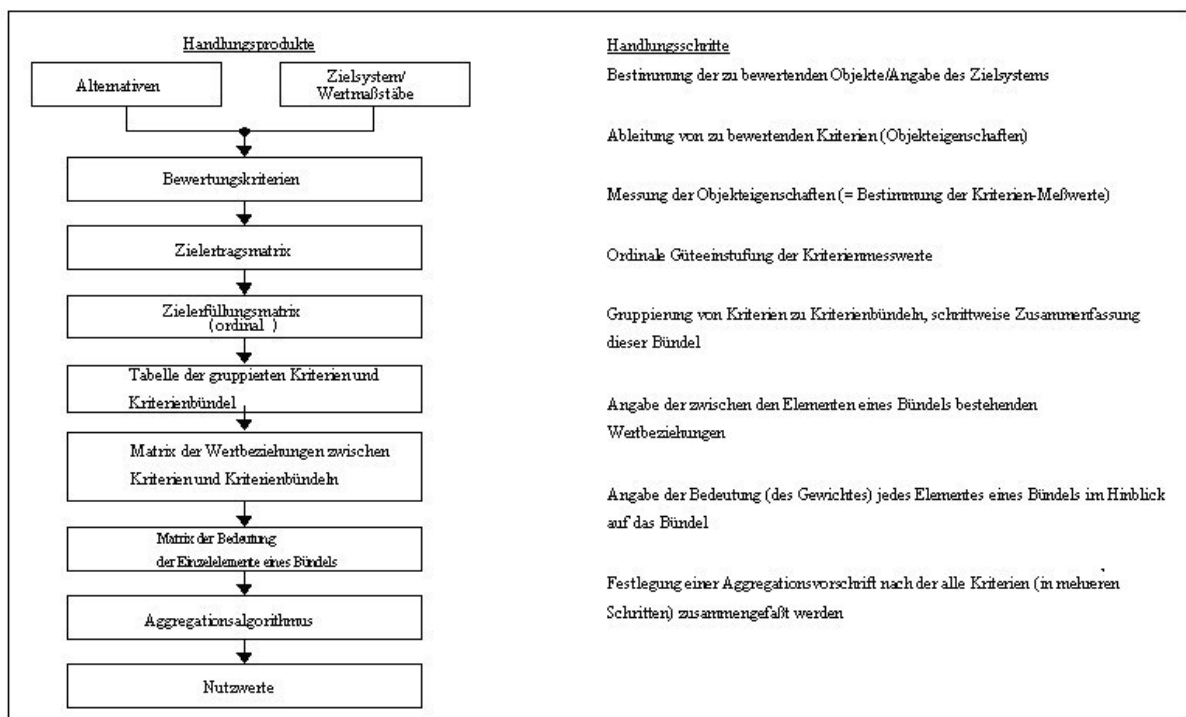


Abbildung 5-5: Die Nutzwertanalyse der 2. Generation (Quelle: BECHMANN, 1989, S. 12)

Daraus ergeben sich folgende Vorteile gegenüber der NWA der 1. Generation:

- die formelle Struktur der Nutzwertanalyse der 2. Generation ist nicht so eindeutig, präzise und mechanistisch festgelegt ist wie die der 1. Generation;

- nur ordinale Skalierung der Zielerfüllungsgrade. Nach EBERLE, D. (1981b) entspricht eine ordinale Gewichtung eher alltäglichen Bewertungen als eine kardinale Gewichtung. So kann außerdem auf schwer nachvollziehbare Nutzenfunktionen verzichtet werden.;
- die stufenweise Aggregation und die Ordinalität der Einzelwertungen erlauben eine bessere inhaltliche Interpretation der Bewertungsergebnisse, als dies für die Standardversion der Fall ist;
- Verzicht auf konstante Gewichtungen (BECHMANN, 1980)
- der letzte zu nennende Vorteil ist zugleich auch ihr Nachteil: Die geringere Mechanisierbarkeit stellt höhere Anforderungen an das bewertungstechnische Können des Konstrukteurs einer konkreten Nutzwertanalyse der 2. Generation (BECHMANN, 1989).

5.3.2 Der Paarvergleich

Der Paarvergleich gehört formell zu den verbal-argumentativen Bewertungsverfahren, zeichnet sich aber durch seinen hohen Formalisierungsgrad aus. Sein klassisches Anwendungsgebiet ist die Standortsuche z. B. für Deponien und Müllverbrennungsanlagen (MVA). Der formale Ablauf wird in Abbildung 5-6 grafisch wiedergegeben.

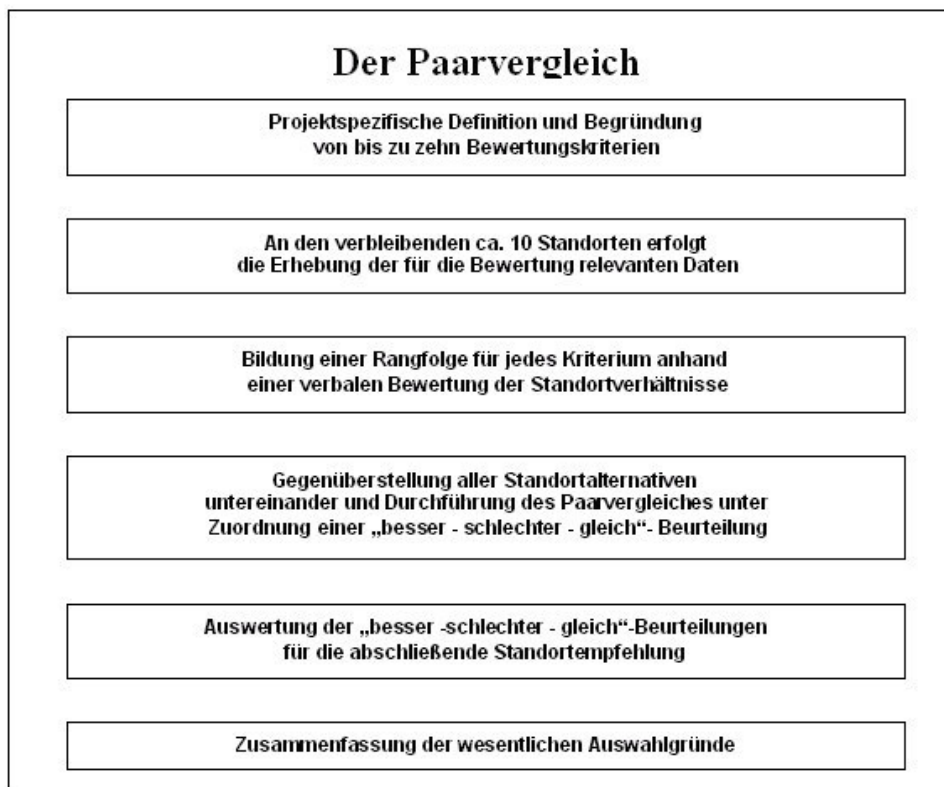


Abbildung 5-6: Die formale Vorgehensweise beim Paarvergleich (Quelle: BECHTLE, C., 1995, S. 95)

In der ersten Stufe wird für jedes einzelne Kriterium und für alle Standorte²²⁹ eine auf das jeweilige Kriterium bezogene Bewertung durchgeführt. Hierfür werden zunächst die für die Bewertung relevanten, kriterienbezogenen Merkmalausprägungen tabellarisch zusammengestellt. Für jedes einzelne Kriterium wird auf dieser Basis eine verbal-argumentativ geordnete Rangfolge erstellt, die sich an der unterschiedlichen Qualität der Merkmalausprägung an den jeweiligen Standorten orientiert.

Sofern bei bestimmten Kriterien aufgrund von inhaltlichen Differenzierungsmöglichkeiten innerhalb eines Kriteriums Teilkriterien als Bewertungsgrundlage heranzuziehen sind (z. B. bezüglich der „verkehrlichen Anbindung“ im Beispiel der Standortwahl), erfolgt zunächst als Anknüpfung eine Eignungsgruppenbildung anhand eines „Leitkriteriums“. Bis zu dieser Stelle deckt sich die Vorgehensweise des Paarvergleichs mit der Bewertung von Umweltmanagementsystemen durch qualitative Kriterien in Kapitel 4.

Eine weitere Differenzierung innerhalb dieser Eignungsgruppen bzw. zwischen den Eignungsgruppen erfolgt dann unter Einbeziehung weiterer Merkmalausprägungen des jeweiligen Kriteriums. Das Ergebnis der ersten Stufe dieses Bewertungsvorganges sind die auf die Einzelkriterien bezogene Rangfolgen. (POSCHMANN, C., ET AL., 1998, S. 91 ff.) Dieser Schritt wurde in Kapitel 4 nicht unternommen, da nicht gewünscht ist, die Merkmalausprägungen der verschiedenen UMS zu veröffentlichen.

Die zweite Stufe des Bewertungsverfahrens, die Bildung der zusammenfassenden, auf alle Kriterien bezogenen Gesamtrangfolge der Standorte, ergibt sich aus der einzelkriterienbezogenen Bewertung der ersten Stufe des Bewertungsverfahrens. Die Verknüpfung der einzelkriterienbezogenen Aussagen zu einer zusammenfassenden, auf die Standorte bezogenen Gesamtaussage vollzieht sich in Form einer Gegenüberstellung. Jeder Standort wird aufbauend auf seine einzelkriterienbezogenen Rangstufen jedem anderen Standort in einem Paarvergleich gegenübergestellt.

Der Paarvergleich wird als Ableitung aus der einzelkriterienbezogenen Rangfolge tabellarisch dargestellt. Diese Zusammenfassung der einzelkriterienbezogenen Bewertung der Standorte liefert im Ergebnis die Aussage, welcher Standort bei den jeweiligen untersuchungsrelevanten Einzelergebnissen eine bessere Eignung aufweist. Innerhalb des Vergleiches aller Standorte wird in der jeweiligen Gegenüberstellung die Wertung „besser“, „schlechter“ und „etwa gleichrangig“ unterschieden. Diese Zusammenfassung ist im vorliegenden Bewertungsbeispiel nicht sinnvoll, da die Bewertung nicht als Entscheidungsgrundlage dienen soll. Die bewertende Aussage pro Kriterium reicht in diesem Fall aus,

²²⁹ An dieser Stelle trifft der Begriff Standort sowohl auf die klassische Anwendung zu, und zwar auf den potentiellen Deponiestandort als auch auf den Produktionsstandort in der Bewertungsaufgabe dieser Arbeit hinsichtlich der am Produktionsstandort implementierten Umweltmanagementsysteme.

denn es soll nur im Sinne eines Benchmarking festgestellt werden, wie die beste einzelkriterienbezogene Merkmalsausprägung aussieht („Best Practise“), um vom „Best in Class“ zu lernen. Die Auswertung dieser relativen Aussagen über alle Kriterien ermöglicht die Herleitung einer alle Standorte umfassenden Gesamtrangfolge (BECHTLE, C, 1995; S. 85-96).

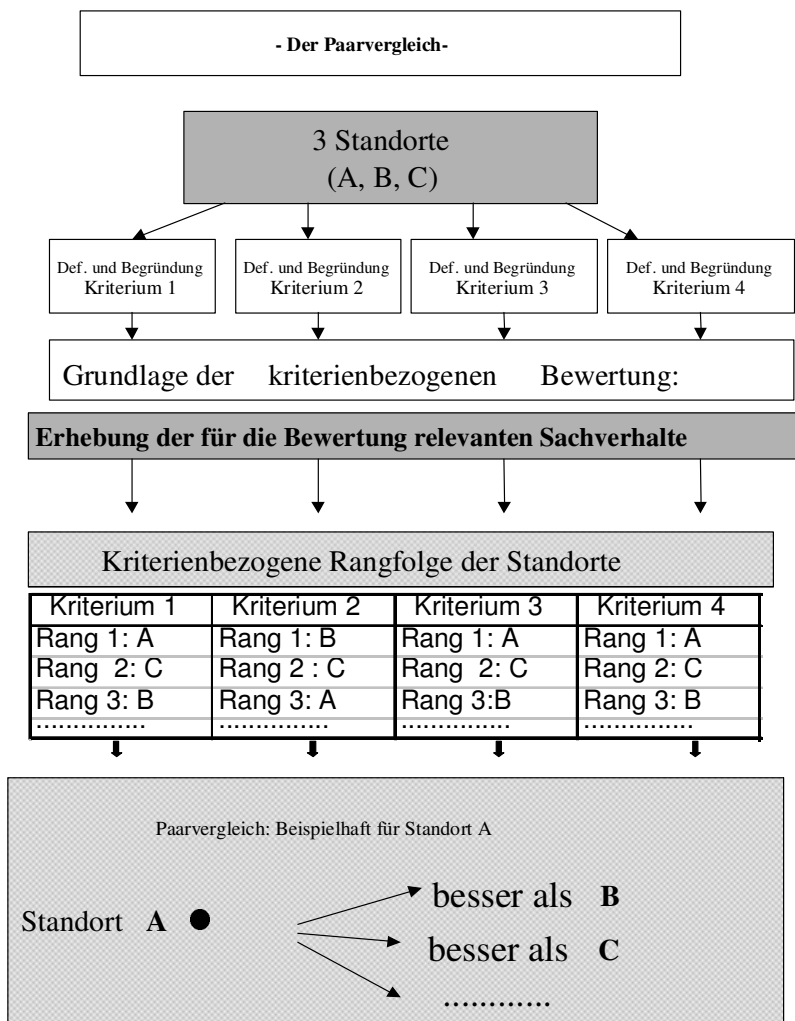


Abbildung 5-7: Die Struktur des Paarvergleichs (Quelle: BECHTLE, C., 1995, S. 96)

Die Vorgehensweise zur Bildung sowohl der kriterienbezogenen Rangfolge als auch der Gesamtrangfolge wird hier noch einmal zusammenfassend dargestellt (siehe Abbildung 5-7).

- Zunächst werden die Grundlagen der Bewertung teils tabellarisch, teils textlich dargestellt, um den sachlichen Hintergrund für die jeweilige Eignungszuordnung aufzuführen.

- Anschließend erfolgt eine vorläufige Eignungsgruppenbildung, die sich an einem Teilkriterium („Leitkriterium“) orientiert (z. B. beim Kriterium „verkehrliche Anbindung“ das Leitkriterium „Verkehrliche Anbindung – Straße“)
- Abschließend erfolgt eine Bewertung sowohl der Eignungsgruppen als auch eine Bewertung sowohl innerhalb der Eignungsgruppen als auch eine Bewertung der Eignungsgruppen untereinander zur Bildung einer Rangfolge.

Zusammenfassend ist zu sagen, dass dieses Bewertungsverfahren grundsätzlich geeignet ist, um qualitative Aussagen zu strukturieren und transparent zu einem Bewertungsergebnis zu bringen, besonders dann, wenn es sich bei dem Bewertungsgegenstand um komplexe Systeme, wie zum Beispiel um Managementsysteme handelt. Nicht geeignet ist es, qualitative Kriterien und Eignungsgruppen mit quantitativen zu verknüpfen. In vorliegendem Bewertungsbeispiel Umweltmanagementsysteme ist dies aber kein Mangel, denn es soll keine Zusammenfassung der Kriterien bzw. Eignungsgruppen vorgenommen werden.

Ein weiterer Mangel ist, dass keine Gewichtung der Kriterien und Eignungsgruppen vorgenommen werden kann. Wenn man aber weiß, wie schwierig es ist, eine sinnvolle, valide und transparente Gewichtung zu bekommen, kann es sinnvoll sein, alle Kriterien gleichzusetzen. Im vorliegenden Bewertungsbeispiel ist sogar vorstellbar, alle quantitativen Kriterien gleichzusetzen und mit eins zu gewichten. Die qualitativen Kriterien können in ihren Eignungsgruppen gebündelt werden, die pro Eignungsgruppe die Gewichtung eins erhalten.

5.3.3 Der Analytic Hierarchy Process (AHP)

Der AHP wurde zu Beginn der 70er Jahre von dem amerikanischen Wirtschaftswissenschaftler THOMAS L. SAATY entwickelt. Das Verfahren wurde bislang in zahlreichen Disziplinen angewendet, angefangen von der Politik und Wirtschaft bis hin zur Psychologie und Medizin. Die Referenzliste und die Liste internationaler Publikationen²³⁰ lassen vermuten, dass es sich bei dem AHP um eines der weltweit am meisten angewendeten Bewertungs- und Entscheidungsverfahren handelt. (POSCHMANN, C., ET AL., 1998, S. 97)

²³⁰ Vgl. VARGAS, L. G. (1990, S. 2-8).

Hier zwei Anwendungsbeispiele des AHP: Das Verfahren wurde bisher sechsmal im Vorfeld amerikanischer Präsidentschaftswahlen als Prognoseverfahren eingesetzt. Zuletzt hatte der AHP 1992 auf der Grundlage von Gruppenbefragungen den Sieg Bill Clintons richtig vorhergesagt (WEBER, K., 1993, S. 176 f.).

Mitte der 80er Jahre wurde der AHP im Rahmen der öffentlichen Debatte um die Zukunft der nationalen Atompolitik in Finnland verwendet. Dabei ging es um die Frage, ob ein neues Atomkraftwerk gebaut werden sollte oder ob darauf verzichtet werden konnte. Mit Hilfe der größten finnischen Tageszeitung wurde damals die öffentliche Diskussion aufgegriffen, Pro- und Contra-Argumente wurden gesammelt und durch den AHP bewertet (HÄMÄLÄINEN, 1990).

In den folgenden Ausführungen wird ersichtlich, dass es sich beim AHP um kein prinzipiell neues Verfahren handelt, sondern um eine spezielle Form der Nutzwertanalyse (SCHNEEWEIß, C., 1991, S. 157). Im Verlauf dieses Kapitels wird deshalb immer wieder auf die Parallelen hingewiesen.

Da es sich bei dem AHP um ein modernes und universell anwendbares Bewertungsverfahren handelt, soll nun die formelle Vorgehensweise des AHP erläutert werden. Das Gerüst bilden die folgenden sechs Arbeitsschritten

1. Auswahl der Alternativen und Kriterien
2. Abbildung des Bewertungs- und Entscheidungsproblems in einer Hierarchie
3. Paarweiser Vergleich der einzelnen Hierarchieelemente
4. Ermittlung sogenannter lokaler Prioritätenvektoren
5. Überprüfung der Konsistenz der Paarvergleichsurteile
6. Ermittlung globaler Prioritätenvektoren

Auf die einzelnen Arbeitsschritte wird nun ausführlich eingegangen:²³¹

1. Auswahl der Alternativen und Kriterien

Wie bei anderen mehr oder weniger formalisierten Bewertungsverfahren müssen auch beim AHP zu Beginn die Bewertungselemente Alternativen, Kriterien und Ziele identifiziert werden.

Die **Alternativen** müssen sich deutlich voneinander abgrenzen lassen. Im vorliegenden Bewertungsfall ist dies allein schon durch die örtliche Trennung der verschiedenen UMS gegeben.

Die **Kriterien**²³² müssen so gewählt werden, dass sie auch eine Differenzierung der Alternativen zulassen, indem sie so formuliert sind, dass die Ausprägung des Kriteriums eine ausreichende Differenzierbarkeit aufweist. Gleichzeitig müssen diese Kriterien auch tatsächlich bewertungsrelevant sein.

²³¹ Eine Übersicht zum mathematischen Hintergrund gibt SAATY, R. W. (1987, S. 161-176) und SAATY, T. L. (1993, S. 119-137).

²³² WEBER, K. (1993, S. 73-184) spricht von Attributen.

(POSCHMANN, C. ET AL., 1998, S. 98) Aus Gründen der Übersicht wird eine Anzahl von maximal 25 (Ober-)Kriterien empfohlen (WEBER, K., 1993, S. 77).

2. Abbildung des Bewertungs- und Entscheidungsproblems in einer Hierarchie

In diesem Arbeitsschritt werden alle für die Bewertung erforderlichen Elemente, also Alternativen und Kriterien, die im vorherigen Arbeitsschritt identifiziert wurden, hierarchisch geordnet. Die hierarchische Darstellungsweise bietet den Vorteil, dass sie komplexe Probleme in viele kleine Teilprobleme zerlegt, auf die man sich dann konzentrieren kann. Dieser Vorgang wird **Dekomposition** genannt. (POSCHMANN, C., ET AL., 1998, S. 101) Dass eine solche Dekomposition bei einem Bewertungs- oder Entscheidungsprozess notwendig werden kann, liegt an den kognitiven Unzulänglichkeiten des menschlichen Gehirns und dessen begrenzter Aufnahme- und Verarbeitungskapazität von Informationen. T. L. SAATY (1990, S. 55 ff.) spricht von einer Anzahl von fünf bis maximal neun Sachverhalten, die der Mensch gleichzeitig verarbeiten kann.

Üblicherweise wird an die Spitze der Hierarchie das so genannte **Globalziel** gesetzt. Ein Beispiel ist die Suche nach der besten Standortalternative für eine Industrieansiedlung. Die Hierarchieebenen unterhalb der Globalzielebene werden entsprechend ihrer (abnehmenden) Bedeutung als Unterziele, Oberkriterien (auch Kriterienbündel), Kriterien und Unterkriterien bezeichnet. Wobei WEBER, K., (1993, S. 78) empfiehlt, die Kriterienbündel nicht mit mehr als sieben Kriterien zu beladen. Die Anzahl der Ebenen richtet sich nach dem Umfang der jeweiligen Untersuchung. Ist die Entscheidungssituation hinreichend genau untergliedert, wird unterhalb der letzten Ebene noch die Alternativenebene hinzugefügt. Bei dieser Vorgehensweise, **Top-Down-Ansatz**, entsteht die Baumstruktur wie in Abbildung 5-8 dargestellt.

Dieser Arbeitsschritt kann bei der gestellten Bewertungsaufgabe analog durchgeführt werden. Das Globalziel kann folgendermaßen formuliert werden: Es gilt herauszufinden, an welchem Produktionsstandort der Volkswagen AG das UMS am besten funktioniert. Anders ausgedrückt: Welches UMS arbeitet am effektivsten und effizientesten. Die dazu notwendigen Kriterien wurden in den Kapiteln 3 und 4 entwickelt. Die qualitativen Kriterien sind noch unterteilt in Ober- und Unterkriterien. Die folgende Abbildung zeigt einen Ausschnitt aus dem Hierarchiebaum für das vorliegende Bewertungsbeispiel.

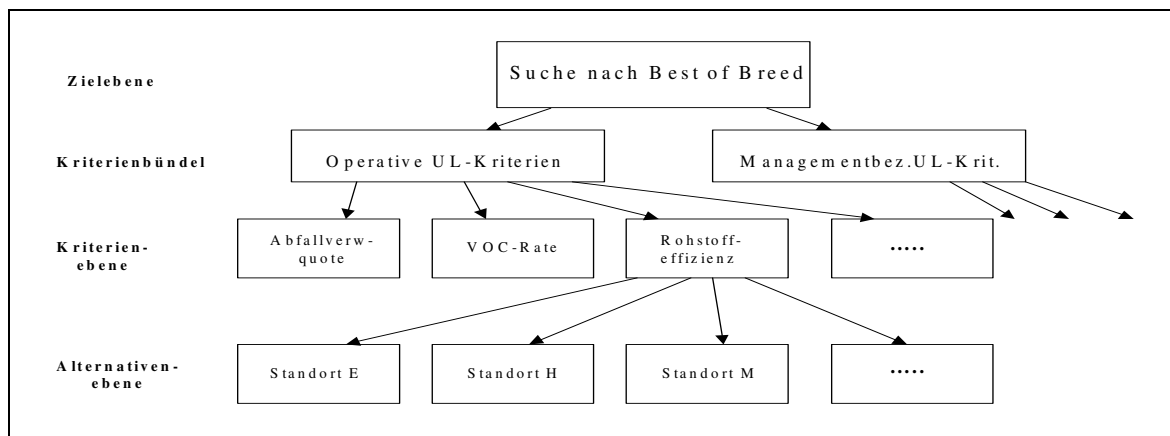


Abbildung 5-8: Hierarchiebaum für die Bewertungsaufgabe UMS (Quelle: Eigene Darstellung)

3. Paarweiser Vergleich der einzelnen Hierarchieelemente

In diesem Arbeitsschritt werden die Hierarchieelemente (Kriterien) innerhalb einer Hierarchieebene paarweise verglichen. Das heißt, es wird die Wichtigkeit eines jeden Kriteriums, verglichen mit jedem anderen, festgelegt. Dafür stehen dem Bewerter beim AHP neun mögliche Werturteile zur Verfügung. Sie werden in Tabelle 5-3 aufgeführt.

Tabelle 5-3: SAATYS Neun-Punkte-Skala (Quelle: POSCHMANN, C., ET AL., 1998, S. 102)

Skalenwert	Definition	Interpretation
1	Gleiche Bedeutung	Alternativenebene: Beide verglichenen Alternativen haben die gleiche Merkmalausprägung. Kriterienebene: Beide verglichenen Kriterien haben die gleiche Bedeutung für das übergeordnete Ziel.
3 (1/3)	Etwas größere (kleinere) Bedeutung	Alternativenebene: Die Merkmalausprägungen der verglichenen Alternativen unterscheiden sich leicht voneinander. Kriterienebene: Erfahrung und Einschätzung sprechen für eine etwas größere (kleinere) Bedeutung eines Kriteriums im Vergleich zum anderen.
5 (1/5)	Erheblich größere (kleinere) Bedeutung	Alternativenebene: Die Merkmalausprägungen der verglichenen Alternativen unterscheiden sich stark voneinander. Kriterienebene: Erfahrung und Einschätzung sprechen für eine erheblich größere (kleinere) Bedeutung eines Kriteriums im Vergleich zum anderen.
7 (1/7)	Sehr viel größere (kleinere) Bedeutung	Alternativenebene: Die Merkmalausprägungen der verglichenen Alternativen unterscheiden sich sehr stark voneinander. Kriterienebene: Die sehr viel größere (kleinere) Bedeutung eines Kriteriums hat sich in der Vergangenheit klar gezeigt.
9 (1/9)	Absolut dominierend (dominiert)	Alternativenebene: Die Merkmalausprägungen der verglichenen Alternativen weisen den größtmöglichen Unterschied auf. Kriterienebene: Es handelt sich um den größtmöglichen Bedeutungsunterschied zwischen zwei Kriterien.
Bei den Skalenwerten: 2, 1/2; 4, 1/4; 6, 1/6; 8, 1/8 handelt es sich um Zwischenwerte		

Anhand dieser Werturteile kann der Bewerter nun seine **Präferenzen** formulieren.

Im zweiten Schritt gibt der Bewerter seine Werturteile hinsichtlich der Merkmalsausprägungen ab.) Hierbei muss er Fragen beantworten wie beispielsweise: „Hat eine Abfallverwertungsquote von 72,5 % (Werk A 1998) gegenüber 82,9 % (Werk C 1998)²³³ eine etwa gleich Bedeutung, eine etwas kleinere Bedeutung, eine erheblich kleinere Bedeutung oder was auch immer.“ (POSCHMANN, C., ET AL., 1998, S. 102)

Der beschriebene Vorgang kann auch in umgekehrter Reihenfolge durchgeführt werden. Das heißt, man beginnt auf der untersten Hierarchieebene (so genannte **Bottom-Up-Ansatz**). Man macht also zuerst alle Paarvergleiche auf der Alternativenebene und vergleicht zunächst die Merkmalsausprägungen der Standortalternativen untereinander im Hinblick auf alle Kriterien und dann erst die Bedeutung der Kriterien auf das Globalziel (Gewichtung).

Tabelle 5-4: Schema einer Vergleichsmatrix (Quelle: Eigene Darstellung)

	A_1	A_2	...	A_j
A_1	A_{11}	A_{21}	...	A_{j1}
A_2	A_{12}	A_{22}	...	A_{j2}
...
A_j	A_{1j}	A_{2j}	...	A_{ij}

Die Werturteile werden analog zur Neun-Punkte-Skala in Zahlenwerten in einer Matrix wie in Tabelle 5-6 dargestellt. Auf das Beispiel übertragen bedeutet das, dass bei 5 verschiedenen Alternativen bzw. UMS zunächst 25 Paarvergleiche hinsichtlich jedes Kriteriums vorgenommen werden müssen. Die Anzahl der notwendigen paarweisen Vergleiche reduziert sich aber dadurch, dass die Werturteile a_{ij} reziprok zu a_{ji} sein müssen. Außerdem müssen die Werturteile in der Spur, d. h. der Hauptdiagonalen der Matrix, immer 1 entsprechen, da Elemente mit sich selbst verglichen auch eine gleich hohe Bedeutung aufweisen müssen. (SCHNEEWEIß, C., 1991, S. 160 f. und POSCHMANN, C., ET AL., 1998, S.,103)

Der AHP-Terminologie entsprechend werden die Werturteile hinsichtlich der Merkmalsausprägungen der Kriterien **lokale Prioritäten** genannt. Sie sind das Äquivalent zu den Zielerfüllungsgraden in der Nutzwertanalyse. Die Werturteile, die die Präferenzen ausdrücken, werden als **lokale Prioritätsvektoren** bezeichnet. Sie werden lokal genannt, weil sie sich nur auf einen Aspekt der Hierarchie oder nur auf eine Hierarchieebene beziehen.

²³³ Vgl. Kapitel 3.3.1

An dieser Stelle soll noch einmal auf die **Neun-Punkte-Skala**, die auch als SAATY-Skala bezeichnet wird, eingegangen werden. Die **Transformation** von ordinalen, verbalen Vergleichsgrößen in quantitative (hier kardinal skalierte) Größen wird in der Bewertungsliteratur als nicht unproblematisch betrachtet. Bei der Transformation von Daten wird oft deren Ausgangsskalenniveau missachtet. Das wohl populärste Beispiel ist die Verrechnung von ordinalen Schulnoten mit dem arithmetischen Mittel. (DURWEN, K.-J., 1982, S. 31 zitiert in EIPPER, C., 1990, S. 13) Dies ist aber nur für kardinalskalierte Daten zulässig.

Nach KIAS, U., ET AL (1987, S. 73, zitiert in EIPPER, C., 1990, S. 14) ist „die Transformation in eine kardinal skalierte Wertskala nur zulässig, wenn die Messwerte auch in der Sachdimension kardinal skaliert werden.“ Vielfach wird nach unzulässiger Transformation auch noch mit den Daten gerechnet.²³⁴ Damit verbunden wird eine inhaltliche Begründung mit steigendem Skalenniveau auch immer schwieriger und weniger nachvollziehbar.²³⁵

Ein vielfach geäußelter Kritikpunkt stürzt sich auf die Neun-Punkte-Skala selbst. Es wird kritisiert, dass die Obergrenze von neun möglichen Werturteilen willkürlich festgelegt sei und nicht alle real vorkommenden Bedeutungsunterschiede widerspiegeln könne. Diese Kritik lässt sich auf alle Bewertungsverfahren, die mit qualitativen Wertausdrücken arbeiten, übertragen. Die Kritik trifft insofern zu, als die Realität Bedeutungs- oder Größenunterschiede kennt, die sehr viel nuancenreicher und extremer sind, als dass sie sich durch eine Neun-Punkte-Skala ausdrücken ließen. Dem wird aus entscheidungspsychologischer Sicht entgegengehalten, dass eine neunstufige Skala eine überschaubare Größe darstellt, die die begrenzte Kapazität des menschlichen Gehirns, simultan mehrere Informationen zu verarbeiten, berücksichtigt. SAATY, T. (1990, S. 55 ff.) sieht diese Einschätzung auch dadurch bekräftigt, dass die Beurteilung eines Sachverhaltes durch Ablehnung, Gleichgültigkeit und Akzeptanz klassifiziert werden kann. Eine feinere Auflösung ist dadurch zu erzielen, dass jede dieser drei Haltungen durch die Attribute „gering“, „mittel“ und „hoch“ präzisiert werden kann. Und dies entspricht der Summe von neun möglichen Werturteilen. Die Neun-Punkte-Skala verlangt nun gerade nicht, dass der Bewerter aufgefordert wird, zu beurteilen, „ob etwas vielleicht 39-mal oder vielleicht nur 38-mal bedeutender ist als etwas anderes“. (POSCHMANN, C., ET AL., 1998, S. 104)

Selbstverständlich reicht es nicht aus, die Matrix auszufüllen und unkommentiert im Raum stehen zu lassen. Die Werturteile müssen begründet werden. Hierzu muss man nochmals die Tabelle 5-5 anschauen, die die kriterienbezogenen Merkmalsausprägungen der Standortalternativen zeigt

²³⁴ Diese Kritik gilt ebenso auch für die Nutzwertanalyse.

²³⁵ Vgl. Kapitel 5.1.2 und Tabelle 5-1 dort wird detailliert auf die verschiedenen Skalenniveaus eingegangen.

Tabelle 5-5: Kriterienausprägungen aller operativen (quantitativen) Umweltleistungskriterien (Quelle: Eigene Darstellung)

Operative (relative) Umweltkennzahlen ausgewählter Standorte des Volkswagen Konzerns					
Werk	A `98	B `98	C `98	D `98	E `98
Abfallverwertungsquote	72,5%	69,7%	82,9%	62,5%	39,4%
VOC Rate	23 g/m ²	47 g/m ²	40 g/m ²	28 g/m ²	97 g/m ²
Rohstoffeffizienz II (aus Output-Daten)	97,2%	89,0%	98,8%	79,5%	98,3%
Standard. Sonderabfallquote	1,40%	4,88%	0,83%	3,29%	2,84%
Standard. Energie-verbrauch pro t Produkt	2,11 MWh	5,12 MWh	1,65 MWh	5,38 MWh	4,15 MWh
Standard. Frischwasser-verbrauch pro t Produkt u. MA	0,21 L/t MA	0,30 L/t MA	0,32 L/t MA	0,60 L/t MA	1,93 L/t MA

Standort B weist mit 69,7 % eine etwas kleinere Abfallverwertungsquote auf als Standort E mit seinen 72,5 %. Standort H ist deshalb als nicht so vorteilhaft anzusehen wie Standort E. Ausgedrückt wird dies mit dem Skalenwert $\frac{1}{2}$, der nach der Neun-Punkte-Skala in etwa besagt, dass sich die Alternativen leicht voneinander unterscheiden. Hier wird das Kriterium Abfallverwertungsquote mit den in Tabelle 5-4 genannten Ausprägungen über alle Alternativen durchexerziert. Die Bewertungsmatrix sieht folgendermaßen aus:

Tabelle 5-6: Beispielbewertungsmatrix für das Kriterium Abfallverwertungsquote für das Jahr 1998 (Quelle: Eigene Darstellung)

	E	H	M	N	P
E	1	2	1/3	3	6
H	1/2	1	1/4	2	6
M	3	4	1	4	8
N	1/3	1/2	1/4	1	4
P	1/6	1/6	1/8	1/4	1

Es ist klar, dass die Vergabe der Werturteile beim AHP, wie bei jeder anderen Bewertung auch, stark subjektiven Einflüssen unterliegt. Aus diesem Grunde ist es unerlässlich, jede einzelne Paarvergleichsmatrix verbal-argumentativ zu begründen, um so die Bewertung für Dritte transparent und nachvollziehbar zu machen. (POSCHMANN, C., ET AL., 1998, S. 105)

4. Ermittlung der lokalen Prioritätenvektoren

Hierbei handelt es sich um nichts anderes als um die Gewichte der einzelnen Hierarchieelemente. Nachdem in Schritt 3 die lokalen Prioritäten ermittelt wurden, sollen sie nun zu **lokalen Prioritätenvektoren** verarbeitet werden, die in der Nutzwertanalyse als Teilnutzwerte bezeichnet werden. Der AHP bedient sich zur Berechnung dieser Gewichtungsvektoren jedoch keiner Nutzenfunktion, sondern des so genannten **Eigenwertverfahrens**.²³⁶ Dieses mathematische Verfahren aus dem Bereich der linearen Algebra an dieser Stelle zu erläutern, würde zu weit führen.²³⁷

Die Eigenwertberechnung ist ein kompliziertes und aufwendiges Verfahren, das den Einsatz eines PCs unumgänglich macht.²³⁸ Es gibt derzeit mehrere AHP-Software-Programme auf dem Markt, die neben den Berechnungen auch noch Graphik- und Datenbankfunktionen ausführen können. Marktführer ist die Firma Expert-Choice Inc. aus Pittsburgh, Pennsylvania.²³⁹ Allerdings kann man mittels eines Näherungsverfahrens hinreichend genaue Ergebnisse erzielen.

Dieses Näherungsverfahren funktioniert folgendermaßen:

- Zunächst wird für jede Spalte einer Paarvergleichsmatrix die jeweilige Summe gebildet.
- Mit Hilfe dieser Summe wird die Matrix normiert, indem die jeweiligen Werturteile durch diese Summe dividiert werden; die Spaltensummen müssen logischerweise alle 1 ergeben.
- Die so berechneten normierten Werturteile werden nun zeilenweise addiert.
- Durch Normierung der Zeilensummen erhält man abschließend in ausreichender Näherung für jedes Bewertungselement den gesuchten lokalen Prioritätenvektor (Gewichtungen der Kriterien).²⁴⁰

Neben dieser Möglichkeit gibt es noch andere Näherungsverfahren zur Bestimmung der lokalen Prioritätenvektoren; das hier vorgeschlagene ist allerdings das anerkannteste. (POSCHMANN, C., ET AL., 1998, S. 105, SAATY, R. W., 1987, S. 161-176 und SAATY, T. L., 1990, S. 19)

²³⁶ SAATY spricht in seinen Ausführungen von „Eigenvalues“, andere Autoren von Eigenvektoren, was aber das gleiche ist.

²³⁷ Vgl. hierzu ausführlich SAATY, T. L., 1990, S. 49 f. Dort wird ausführlich die Eignung der Eigenwertberechnung für den AHP begründet

²³⁸ Eine deutschsprachige Erklärung des Eigenwertverfahrens gibt es bei SCHNEEWEIß, C. (1991a, S. 192-195) und WEBER, K. (1993, S. 89-94).

²³⁹ Vgl. hierzu ausführlich BRESLAU, B., ET AL. (o. J.) und www.expertchoice.com

²⁴⁰ Will man ein genaueres Ergebnis für den Eigenvektor bekommen, muss der Vorgang so oft wiederholt werden, bis sich die Eigenwert-Lösung nicht mehr verändert.

An dieser Stelle muss auf die Problematik der **Inkonsistenz** (Unbeständigkeit) hingewiesen werden. Inkonsistente Bewertungen kommen zustande:

- unbewusst, durch fehlerhafte Werturteile
- bewusst, aufgrund von inhaltlichen Überlegungen
- dadurch, dass die Bewertungsskala nur einen Bewertungsunterschied von 9 kennt und dieser des öfteren nicht ausreicht (POSCHMANN, C., ET AL., 1998, S. 107)
- je größer die Matrix, desto größer die Wahrscheinlichkeit der inkonsistenten Bewertung

Die Eigenwertberechnung setzt den AHP-Anwender allerdings in die Lage, mit solchen fehlerhaften Bewertungen umzugehen, zumindest bis zu einem gewissen Grade, ohne dass die gesamte Bewertung in Frage gestellt werden muss. Mit einem so genannten **Konsistenztest** wird für jede einzelne Matrix geprüft, ob die nicht vermeidbaren Inkonsistenzen in einem vertretbaren Rahmen bleiben. In diesem Test wird der so genannte **maximale Eigenvektor** ermittelt und einem empirisch festgelegten Konsistenzgrenzwert gegenübergestellt. Unterschreitet der maximale Eigenwert diesen Konsistenzgrenzwert, ist die Paarvergleichsmatrix ausreichend konsistent, überschreitet er ihn, sollte die Bewertung wiederholt werden.

Auch für die Ermittlung des maximalen Eigenvektors (I_{\max}) empfiehlt sich zur Minimierung des Rechenaufwandes folgendes Näherungsverfahren:

- Die ursprüngliche Paarvergleichsmatrix wird zunächst mit der Matrix der ermittelten Prioritätenvektoren multipliziert.
- Die einzelnen Elemente dieser „Produkt-“ Matrix werden dann durch ihre jeweiligen Prioritätenvektoren dividiert.
- I_{\max} berechnet sich nun aus der Spaltensumme dieser neuen Matrix, dividiert durch den Rang n der Matrix.

Nun kann die Konsistenz der durchgeführten Bewertung überprüft werden. Dies geschieht mit dem **Konsistenzindex** CI (Consistency Index), der mit folgender Formel berechnet wird:

Formel 18

$$\text{CI} = \frac{(I_{\max} - n)}{(n - 1)}$$

n = Rang der Matrix

Es sei noch einmal gesagt, dass die in diesem Arbeitsschritt errechneten Zahlenwerte, die so genannten lokalen Prioritätenvektoren, nichts anderes darstellen als Zielerfüllungsgrade für die einzelnen Hierarchieelemente, um den anschaulicheren Terminus aus der Nutzwertanalyse zu nennen.

5. Berechnung der globalen Prioritätenvektoren

Die globalen Prioritätenvektoren geben den Grad der Vorteilhaftigkeit gegenüber dem Globalziel an. Ihre Berechnung wird ganz ähnlich den Teilnutzwerten der Nutzwertanalyse durchgeführt. Es gilt die folgende Formel:

Formel 19:

$$\Phi_{\text{AHP}} = \sum_{k=1}^K g_k v_k$$

Φ_{AHP} = globaler Prioritätenvektor

v_k = lokale Prioritätenvektoren einer Teilhierarchie

g_k = lokaler Prioritätenvektor eines übergeordneten Hierarchieelementes

k = Hierarchieelement

Zur Überprüfung der berechneten Teilnutzwerte, haben sich die so genannten **Stabilitätstests** bewährt. Durch Veränderungen von Eingangsparametern wird die Empfindlichkeit der Bewertungsergebnisse untersucht. Dazu werden einzelne Werturteile geringfügig verändert. Falls eine solche Modifizierung erhebliche Veränderungen der Rangfolge bewirkt, sollte der gesamte Bewertungsdurchlauf überprüft und gegebenenfalls wiederholt werden.

Nach der Vorstellung der formalen Vorgehensweise des AHP sollen nun die dabei ersichtlich gewordenen Vor- und Nachteile zusammengefasst werden.

Vorteile des AHP:

- Durch die Hierarchiebildung ist die Strukturierung, Analyse und Bewertung komplexer Entscheidungssituationen möglich.
- Der AHP ermöglicht die Verarbeitung von Daten unterschiedlicher Qualität, sowohl ordinaler (qualitativer) als auch kardinaler (quantitativer) Art.²⁴¹
- Der AHP ist grundsätzlich gut geeignet, individuelle Präferenzen der Planungsbeteiligten und -betroffenen in die Bewertung miteinfließen zu lassen.

²⁴¹ Vgl. ausführlich WEDLEY, W. (1990, S. 57-64)

- Der AHP erlaubt – wie gezeigt würde – bis zu einem gewissen Grade inkonsistente Bewertungen.

Nachteile des AHP:

- Die Endlichkeit der Vergleichswerte-Skala kann im Einzelfall dem Bewertungsgegenstand nicht gerecht werden.
- Der AHP ist extrem stark von der Größe des Alternativensatzes abhängig. Änderungen im Alternativensatz, wie z. B. die nachträgliche Einbindung oder das Weglassen einer Alternative, können im Extremfall zu einer völligen Umkehr der Rangfolge führen. (POSCHMANN, C., ET AL., 1998, S. 107)

Vor allem hat sich die transparente Offenlegung der Gründe für die Paarvergleichswerturteile bewährt. Denn dass diese Werturteile subjektiven Einflüssen unterliegen, ist unzweifelhaft und auch unvermeidlich. Wenn aber die Vergabe dieser Werturteile begründet wird, mag man im Einzelfall die betreffende Präferenz oder Gewichtung kritisieren, die Methodik des Verfahrens bleibt von dieser Kritik aber unberührt.

Zusammenfassung

Die Idee des AHP ist es, Ziele, Kriterien und mögliche Lösungsalternativen in eine Hierarchie zu bringen. Daran schließt sich eine Bewertung aller Kriterien und Alternativen in Form von Paarvergleichen an. Die so gewonnenen Bewertungen werden mit Hilfe eines mathematischen Verfahrens, der Eigenwertberechnung, zu Gesamturteilen verdichtet. Mit der Berechnung eines Konsistenzmaßes wird die Möglichkeit gegeben, die getroffenen Paarvergleichsurteile auf ihre logische Beständigkeit hin zu überprüfen. Damit ist ein Kontrollinstrument geschaffen, das den Entscheidungsträger bzw. Bewerter auf Fehlschlüsse aufmerksam macht.

5.4 ÜBERSICHT DER BEWERTUNGSVERFAHREN

In der folgenden Tabelle werden die wichtigsten Punkte der vorangegangenen Diskussion noch einmal gegenübergestellt:

Tabelle 5-7: Gegenüberstellung ausgewählter Bewertungsverfahren (Quelle: Eigene Darstellung)

Gegenüberstellung ausgewählter Bewertungsverfahren				
Kriterium	ABC-Analyse	Paarvergleich (VAB)	NWA (1. Gen.)	AHP
Datencharakter	nur qualitative Betrachtung der Eingangsgrößen	sowol qualitative als auch quantitative Daten können eingehen	sowol qualitative als auch quantitative Daten können eingehen	Verknüpfung von qualitativen und quantitativen Daten
Skalierung	ordinal	ordinal	scheinbar kardinal	kardinal
Gewichtung der Kriterien	alle Kriterien werden als gleich wichtig angesehen	nicht möglich, d.h. alle Kriterien werden für gleich wichtig gehalten	Gewichtung der einzelnen Kriteriengj (Zielgewichte) im Bereich von 0 - 100%	eine Gewichtung der Kriterien wird mit der 9-Punkte-Skala durchgeführt
Ergebnis	durch Addition der A-, B- und C-Bewertung entsteht eine Rangfolge	Verbal-argumentativ begründet Rangfolge der Alternativen	Ordnung der Alternativen Ai nach ihren berechneten Gesamtnutzwerten	Bewertungsmatrizen aller Kriterien und den Gewichtungen errechnete Rangfolge
Formalisierungsgrad	etwas strukturierter als die VAB	gering, jedoch höher als intuitive VAB	mittel	hoch
Differenzierungsgrad der Alternativen im jeweiligen Kriterium	A (besonders Dringliches), B (ein wenig akutes), C (ein untergeordnetes Problem)	kein großer Differenzierungsgrad: besser, etwa gleichwertig, schlechter	Ermittlung der Teilnutzwerte Nij der Alternativen durch Multiplikation der Zielerträge mit den Zielgewichten	Neun-Punkte Skala von 1 (gleiche Bedeutung) bis 9 (absolut dominierend)
max. Anzahl der Kriterien	nur die Übersicht und Importanz setzen Grenzen	10	multikriteriell, nur der Rechenaufwand setzt Grenzen	multikriteriell, max. 25 Kriterien
max. Anzahl der Alternativen	nur die Übersicht setzt Grenzen	10	multikriteriell, nur der Rechenaufwand setzt Grenzen	multikriteriell, durch Softwareeinsatz keine Grenzen gesetzt
Nachvollziehbarkeit	Nachvollziehbarkeit nicht gegeben, wenn keine Definition für die Buchstabenfreigabe vorhanden ist	einfach nachzuvollziehen, denn zuerst werden Einzelkriterien-bezogene Rangfolgen gebildet und verbal-argumentativ begründet	nur bei der Vergabe der Zielgewichte ist eine Nachvollziehbarkeit oft nicht gewährleistet	durch die Anwendung von Software ist der Rechenprozess nicht transparent
Praktikabilität	stark handlungsorientiert, sehr praktikabel	sehr praktikabel	Rechenaufwand	nur mit Software durchführbar
Besonderheiten	Ansprüche an Kriterien nicht hoch, sie müssen allgemein gehalten werden, damit sie auf alle Alternativen zutreffen	Ansprüche an Kriterien sind höher, denn beim direkten Vergleich zweier Alternativen müssen Kriterien sehr genau zutreffen. Deshalb erfolgt eine Eignungsgruppenbildung, die das Leitkriterium weiter spezifiziert.	Oft ist der Bewerter überfordert, die Gewichtung der Kriterien in % auszurücken, besonders bei hoher Kriterienanzahl. Die Delphi-Methode kann Abhilfe verschaffen.	Der Vergleich der Alternativen fällt mit der 9-Punkte-Skala leicht. Gleiches gilt für die Gewichtung der Kriterien.
klassisches Einsatzgebiet	Priorisierung der Dringlichkeit von Maßnahmen	Standortwahl, z.B. von Deponien	Standortwahl	Prognosen, Entscheidungshilfe
Kritik	Ergebnis ist nicht unbedingt vollständig und durchgehend subjektiv	Ergebnis ist nicht sehr differenziert	Bei Aggregation werden inhaltlich nicht vergleichbare Kriterien miteinander verrechnet. Große Möglichkeiten der Manipulation bei der Gewichtung.	Sehr rechenaufwendig, nur mit Software zu bewältigen auch bei kleiner Kriterien- und Alternativenzahl.

5.5 ZUSAMMENFASSUNG

Von den hier vorgestellten Bewertungsverfahren erscheint der AHP als das am besten geeignete Verfahren für die gestellte Bewertungsaufgabe. Leider konnte es nicht zur Anwendung kommen, da die Software der Firma Expert Choice Inc. nicht beschafft werden konnte. Auch das Kernstück des Verfahrens, die 9-Punkte-Skala konnte nicht benutzt werden, da die Zahl der Hierarchieelemente (Kriterien und Alternativen) doch sehr groß geworden ist aufgrund der Komplexität des zu bewertenden Systems. Da in dieser Arbeit letztlich ein Bewertungssystem entwickelt werden sollte, das auch zur Anwendung kommt und das im Rahmen der Umwelt-Audits ohne großen Mehraufwand zu bewältigen ist, hat der Verfasser ein neues Bewertungssystem entwickelt, das trotz aller Kritik auf Elemente der Nutzwertanalyse zurückgreift. Dies wird in Kapitel 6 erläutert.

6 DAS UMWELTLEISTUNGSBEWERTUNGSSYSTEM

Komplett ist das in dieser Arbeit erarbeitete Verfahren zur Umweltleistungsbewertung in Anhang III dargestellt. Darin werden zunächst innerhalb der Themenbereiche (z. B. Abfallwirtschaft) die erreichten Zielerfüllungsgrade in den Unterkriterien (z. B. „Die Abnehmer von Abfall werden hinsichtlich der Umweltschutzanforderungen kontrolliert“) addiert. Weil aus unternehmenspolitischen Gründen nicht gewollt ist, eine Umweltleistungskennzahl bzw. einen Gesamtnutzwert über alle Kriterien zu gewinnen, werden aber weder die beiden Kriterienblöcke (quantitativ und qualitativ) aggregiert, noch werden die erreichten Zielerfüllungsgrade der Themen (also innerhalb der beiden Kriterienblöcke) addiert. Dem Anwender steht es jedoch frei, bei seinen Bewertungsaufgaben dies in Zukunft zu tun. Innerhalb des Themenblocks II (bei den quantitativen Kriterien) wäre ein Aggregieren mathematisch auch nicht korrekt, denn die Ergebniswerte haben verschiedene Dimensionen und Maßeinheiten.

In Spalte 3 macht der Autor aus den besagten Gründen Vorschläge einer Gewichtung des jeweiligen Kriteriums. Im Falle des Themenbereiches Stand der Technik und im Themenblock II wurden alle Kriterien für gleich wichtig bzw. nicht vergleichbar empfunden.

Zur Vergabe des Zielerfüllungsgrades in Prozent (Spalte 4), muss zunächst ein Optimum formuliert werden. Dies wird hier nicht gemacht, denn ein UMS ist ein dynamisches System, das sich laufend verändert bzw. verbessert. Um nicht regelmäßig erneut das Optimum zu formulieren, wird ein anderer Weg gewählt. Im Sinne des Benchmarking orientiert man sich in jedem Kriterium an der „Best Practice“. Das heißt, zuerst geht es nur darum welches UMS der „Best of Breed“ ist. Seine Leistung wird dann gleich 100 Prozent gesetzt. Daraufhin kann sich der Bewerter daran orientieren und seinen Zielerfüllungsgrad in Prozent angeben.

In Spalte 5 des Bewertungsbogens bekommt der Bewerter einen Ergebniswert, der mit dem Teilnutzwert der Nutzwertanalyse gleichzusetzen ist. Er gibt schließlich eine Aussage aus der Merkmalausprägung, also: „Wie gut ist das Kriterium erfüllt [Zielerfüllungsgrad]? und der Wichtigkeit des Kriteriums“. Die beiden Werte der Spalten 3 und 4 werden also multipliziert.

In Spalte 6 soll ähnlich wie beim AHP eine kurze Erläuterung des Sachstandes eingetragen werden. Dies dient einer besseren Transparenz und Nachvollziehbarkeit. So kann auch ein zweiter Bewerter die vorliegende Bewertung nachvollziehen.

Clausen, J. und Rubik, F. (1996, S. 15) sind gleicher Meinung: „(...) je weniger aggregiert und umgerechnet wird, desto eher können die Menschen vor Ort mit den Öko-Controlling-Informationen umgehen“. Es ist also nicht von großem praktischem Nutzen, aus den vielen Einzelinformationen aus dem Kennzahlensystem der Unternehmen eine einzige Umweltleistungskennzahl zu erstellen, worin sich die einzelnen Verantwortlichen nicht wiederfinden. Vielmehr sind einige wenige relative Kennzahlen gefragt, die zwar nur Einzelinformationen wiedergeben, aber in Beziehung gebracht zu einer sinnvollen Bezugsgröße doch ein guter Indikator für den „Umweltschutz-Charakter“ eines Produktionsstandortes sind.

Ein Vorteil des vorliegenden Bewertungsverfahrens ist ohne Zweifel der, dass nicht alle Teilnutzwerte aggregiert werden zu einem einzigen Gesamtnutzwert. Wie in Kapitel 3 gezeigt wurde, ist die Datengrundlage der operativen Umweltleistungskriterien oftmals suboptimal. Eine lückenlose Bewertung über alle Kriterien ist somit nicht immer möglich. Auch bei den Managementkriterien kann dies der Fall sein. In diesem Fall käme man also nicht zu einem Gesamtnutzwert, der aber für einen Vergleich zwingend benötigt würde. Stattdessen wird mit dem vorliegenden Bewertungsverfahren lediglich der Vergleich in jedem einzelnen Kriterium angestrebt, was zur Folge hat, dass lediglich in dem ein oder anderen Kriterium ein vollständiger Zeitreihenvergleich unmöglich ist, nicht aber die Gesamtaussage plötzlich fehlt.

ZUSAMMENFASSUNG

Ein gut funktionierendes Umweltmanagementsystem strebt im Allgemeinen nach einer kontinuierlichen Verbesserung der Umweltleistung. Diese kontinuierliche Verbesserung setzt bei den beteiligten Unternehmen einmal die Identifizierung der Umweltaspekte voraus. Die Umweltaspekte beziehen sich vor allem auf den Produktionsprozess und somit auf die Umwelteinwirkungen und -auswirkungen des Produktionsstandortes.

Das Potential für kontinuierliche Verbesserung ist nicht immer offensichtlich, wie auch Schwachstellen nicht immer sofort erkannt werden. Beides äußert sich in der Umweltleistung eines Unternehmens. Das vorliegende Bewertungssystem ermöglicht es nun, diese Umweltleistung zu messen und im Sinne des Benchmarking die daraus erlangten Kenntnisse zu nutzen.

In dieser Arbeit wird dargestellt, wo die Darstellung der Umweltleistung mit Kennzahlen seine Grenzen hat. Für den operativen Bereich werden daraufhin neue operative Umweltleistungskriterien entwickelt, und es wird gezeigt, wie die Killerargumente gegen einen Vergleich „unterschiedliche Fertigungstiefen und unterschiedlicher Produktoutput“ ausgeschaltet werden können. Das Ergebnis sind operative Umweltleistungskriterien, die zwar mit Fehlern belastet sind, aber sie wurden analysiert und auf ein Minimum reduziert.

Parallel dazu wird ein Katalog qualitativer Kriterien für den Managementbereich vorgestellt. Hiermit soll der organisatorische Teil, also die „Soft Skills“ des Umweltmanagementsystems, abgedeckt werden. Zunächst wurde versucht, diesen Katalog von managementbezogenen Umweltleistungskriterien durch eine Delphi-Befragung zusammenzustellen. Nach einer Analyse der bestehenden Checklisten und Literatur musste dieser jedoch ergänzt werden. Nach dem betriebswirtschaftlichen Grundsatz: „What you cannot measure, you cannot manage.“ gibt der vorliegende Ansatz die Möglichkeit, durch die Vergabe von Zielerfüllungsgraden auch hier quantitative Aussagen zu machen.

Dann wurde der Versuch, unternommen beide Umweltleistungskriterienpakete in einem naturwissenschaftlichen Bewertungsverfahren zu einem Bewertungssystem für Umweltmanagementsysteme zu vereinen. Dieser Versuch mündet in einem praktikablen Ansatz der Umweltleistungsbeurteilung zugeschnitten, auf die Automobilindustrie. Allerdings wird darauf verzichtet, eine Gesamt-Umweltleistungskennzahl über alle Kriterien zu kreieren, da die Aussage für den Anwender nicht detailliert genug wäre und eine so starke Aggregation aus bewertungstheoretischer Sicht sehr problematisch ist.

AUSBLICK

Damit Umweltmanagement in den Unternehmen überleben kann, muss den umweltverantwortlichen Unternehmensleitungen das Kunststück gelingen, ihre Strategien so zu wählen, dass sowohl die wirtschaftlichen Ziele des Unternehmens (Gewinn, Rentabilität, Liquidität) erfüllt werden (Kleivane, T. 1998, S. 99) als auch langfristig tragfähige Erfolgspotentiale erschlossen und ökologische Risiken abgebaut werden. Beides muss sich in der Verbesserung von Öko-Effizienz und Öko-Effektivität zeigen. (Stahlmann, V., 1994, S. 76)

Die Steigerung der Öko-Effizienz und ihr Messbarmachen birgt ohne Frage ein gewaltiges Potential für den betrieblichen Umweltschutz. Sie ist für eine nachhaltige Entwicklung notwendig, aber nicht ausreichend. Umweltmanagement sollte neben den Dimensionen Legalität, Effektivität und Effizienz auch die Legitimität berücksichtigen. Das heisst also, den moralischen Vorstellungen der Stakeholder gerecht werden.²⁴² Zwar ist die Legitimität keine unmittelbar messbare Größe, sie aber außer Acht zu lassen kann aus unternehmerischer Sicht fatale Folgen haben. Es sei hier erinnert an die Auseinandersetzung des Shell-Konzerns mit Greenpeace. In einem Interview sagte ein Shell-Vertreter damals, er begreife nicht, wie die Probleme hätten entstehen können; Shell habe die besten Techniker, Juristen und Manager. Dies verdeutlicht, dass Shell übersehen hatte, dass die Anhänger von Greenpeace die Versenkung der Ölplattform Brent Spar nicht als ineffizient, illegal oder ineffektiv sahen, sondern als illegitim, als moralisch nicht vertretbar. Das Meer ist schließlich keine Müllkippe! (SCHALTEGGER, S., 1999, S. 14)

²⁴² Allerdings gibt es sehr unterschiedliche moralische Werthaltungen zum Umweltschutz. So ist z. B. Littering in vielen Ländern, wie z. B. in der Türkei ein sozial akzeptiertes Phänomen, während es in anderen Ländern, wie z. B. in Singapur, stark geächtet ist. Vgl. SCHALTEGGER, S., 1999, S. 12.

ANHANG I

UMWELTKENNZAHLEN 1997 DER MARKE VOLKSWAGEN

ANHANG I UMWELTKENNZAHLEN 1997 DER MARKE VOLKSWAGEN													
											STAND: 10.06.99		
Werk		Wolfsburg	Braunschweig	Salzgitter	Emden	Kassel	Hannover	Mosel	Chemnitz	Brüssel	Bratislava	Pamplona	Poznan
Frischwassermenge	(m³/a)	5176776	330950	368902	448834	1051434	847644	168047	61419	412860	767447	955060	188955
Abwassermenge	(m³/a)	4210466	195774	197148	359799	761375	623086	240464	51969		318180	821307	167813
Gewerbeabfall (GA) Zur Verwertung	(t/a)	9685	1609	3602	4316	4508	11602	1850	628		573	954,46	1358,3
Gewerbeabfall (GA) Zur Beseitigung	(t/a)	12594	1098	797	2207	2469	3489	482	28		2321	1018,46	12103,2
Sonderabfall (SA) Zur Verwertung	(t/a)	4768	2085	4643	1978	21859	6262	800	5364		612	424,87	0
Sonderabfall (SA) Zur Beseitigung	(t/a)	7054	652	562,25	921	4520	2428	0	580		3251	2054,22	416,6
Nicht produktionsabh. Abfälle Zur Verwertung	(t/a)	3305	35	11	3,4	0	8,1	0	0		0	0	20
Nicht produktionsabh. Abfälle Zur Beseitigung	(t/a)	127131	0	40,4	8	240	1964	0	378		2152	0	Ni.ermitt.
Gesamtabfallmenge Zur Verwertung	(t/a)	17758	3729	8256	6297,4	26367	17872,1	2650	5992		1185	1379,33	1378,3
Gesamtabfallmenge Zur Beseitigung	(t/a)	146779	1750	1399,65	3136	7229	7881	482	986		7724	3072,68	12519,8
Metallische Abfälle	(t/a)	34078	46500	41567	5294	148276	85637	24041	5610		3247	19211,01	580
Organ. Stoffe-VOC/Volatile Organic Comp.	(t/a)	1432	62,6	35,22	441	222,8	1035	648,53	0		205,7	1910	64,071
FCKW/CKW Verbrauchsmengen	(t/a)	1,2	0,09	0,097	0,9	0,166	0,27	0,05	0		0	0	0
Lösemittel/Fhz (Karosserielackierung)	g/Fhz	2052	0	0	1729	0	5630	5881	0		3025	6887	4562,05
NOx als NO ₂	(t/a)	185	22,8	33,2	164	143	129	62,1	1		21,2	46,92	25,801
Staub	(t/a)	40	1,2	0,5	25	41,88	26,5	5,28	0		8,6	15,69	41,72
CO	(t/a)	282	23,1	59,1	55	307	96,7	26,44	29		0,9	Ni. ermitt.	59,64
SO ₂	(t/a)	2	0	6,9	entfällt	entfällt	0	0	0		0,5	Ni. ermitt.	38,4

ANHANG I UMWELTKENNZAHLEN 1997 DER MARKE VOLKSWAGEN

Werk		Wolfsburg	Braunschweig	Salzgitter	Emden	Kassel	Hannover	Mosel	Chemnitz	Brüssel	Bratislava	Pamplona	Poznan
Investitionskosten für Umweltschutz	(DM/a)	16710000	1600000	2190000	3150000	14410000	9760000	32000000	100000		Ni. ermitt.	1955030	1308619
Betriebskosten für Umweltschutz	(DM/a)	48701688	11518788	24658567	21377363	16065931	31465068	29124000	1251000		1231050	Ni.ermitt.	95115,69
Abfallabgabe	(DM/a)	301668	108188	190836	96972	0	459920	0	0		0	330265	8327
Abwasserabgabe	(DM/a)	203769	947739	48886,25	52307	80000	1676101	74928	189240		4350	341566	90309,89
Grundwasserentnahmegebühr	(DM/a)	48621	0	0	0	1002810	0	0	6256		47600	Ni.ermitt.	21089,84
Mitarbeiter im Umweltschutz	(MA)	146	42	33	39	61	50	27	9		4	17	7
Fahrzeuge	(Fhz/a)	539740	0	0	223044	0	183976	110304	0	167358	40535	277330	59615
Komponenten für den Automobilbau	(FBU/a)	0	2994000	1709575	0	2972076	8793544	35990	754932		6517104	13422	1300
Technische Gase für die Fertigung	(Nm³/a)	1132562	1170546	1469869	201424	7748996	1087241	46752	185000		1166	46411	13053
Elektrische Energie (incl. Druckluftzeugung)	(Mwh/a)	849288	152599	262475	211390	470289	390934	110637	37966	104319	55868	104185	13952
Technische Wärme (Eigenerz. u. Fernwärme)	(Mwh/a)	195266	68522	64486	129024	126289	188882	45864	0	13719	30822	0	8038
Raumwärme (Eigenerz. u. Fernwärme)	(Mwh/a)	847000	55289	105925	69961	267861	209975	40095	18040	56989	76159	55272	14927
Gase für die Fertigungsprozesse	(Mwh/a)	247033	30626	9157	77721	147077	223069	42894	150	145492	20078	181973	11703
Gesamtenergieverbrauch	(Mwh/a)	2138587	307036	442043	488096	1011516	1012860	239490	56156	320519	182927	341430	48620
Fernwärmebezug	(Mwh/a)	1037730	51040	0	64816	394150	398857	0	18040		12565	0	0
Brennstoffeinsatz des Standortes	(Mwh/a)	251569	121390	198809	217548	163066	244394	142852	0		114494	237245	22964
CO ₂ aus eigener Energieerzeugung	(t/a)	69594	23404	38588,6	41334	31000	46435	27142	0		24141	41003	13171
CO ₂ aus Gesamtenergienutzung	(t/a)	1007467	157463	248532	233901	499444	457824	116839	33545	126713	79679	128453	19931

ANHANG I UMWELTKENNZAHLEN 1997 DER MARKE VOLKSWAGEN

Verk		Wolfsburg	Braunschweig	Salzgitter	Emden	Kassel	Hannover	Mosel	Chemnitz	Brüssel	Bratislava	Pamplona	Poznan
Abwasserfrachten	(Kg/a)												
Kupfer (Cu)	(Kg/a)	ni.besti.	4,87	0	ni.besti.	ni.nachw.	ni.besti.	3,4	0,02		ni.besti.	0	12,6
Nickel (Ni)	(Kg/a)	283	18,87	0	17,3	ni.nachw.	56,1	11,6	ni.besti.		30	172	ni.besti.
Zink (Zn)	(Kg/a)	225	9,92	14,7	23,7	33,5	335,2	17,5	0,05		190	34,4	90,2
CO _x	(Kg/a)	104	8,83	9,77	22,8	21,3	59,6	23,8	ni.besti.		ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.
SB (biol. Sauerstoffbedarf)	(Kg/a)	6241	ni.besti.	1955	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	185,7		3980	69000	17570
SB (chem. Sauerstoffbedarf)	(Kg/a)	141464	ni.besti.	26388	19339	130960	282631	24561	450,6		27940	113092	55250
Schleimwasserstoff	(Kg/a)	ni.best.	ni.besti.	0	89,9	ni.besti.	2158	42	58,5		ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.
Phosphor (P)	(Kg/a)	1789	ni.besti.	144	307,6	351	ni.besti.	381,9	14,1		ni.besti.	1409	571
Stickstoff (N)	(Kg/a)	10235	ni.besti.	3687	4947	3962	ni.besti.	2246,6	ni.besti.		ni.besti.	1616	ni.besti.
Blei (Pb)	(Kg/a)	12,5	ni.besti.	1,6	0,6	ni.nachw.	ni.besti.	3,1	0,01		3	0	ni.besti.
Chrom (Cr)	(Kg/a)	ni.best.	ni.besti.	0	30,4	ni.nachw.	13,96	2,2	ni.besti.		0,9	0	11,75
Se	(Kg/a)	62,4	ni.besti.	455	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	10,9		90	413	218
Ölstoffe	(Kg/a)	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.		ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.
unlösl. Stoffe	(Kg/a)	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.		6890	ni.besti.	ni.besti.
unpolare extrahierbare Stoffe	(Kg/a)	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.		790	ni.besti.	ni.besti.
Hg	(Kg/a)	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.nachw.	< 0,55	ni.besti.	ni.besti.		ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.
As	(Kg/a)	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	< 0,25	< 0,33	ni.besti.	ni.besti.		ni.besti.	0	ni.besti.
Cyanid (CN)	(Kg/a)		ni.besti.	0	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.		ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.
Sulfat	(Kg/a)	574177	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	111033	ni.besti.	ni.besti.		ni.besti.	ni.besti.	16768
Chlorid	(Kg/a)	465998	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.		ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.
Nitrit	(Kg/a)	208	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.		ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.
Ammoniumstickstoff NH ₄	(Kg/a)	1040	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.	ni.besti.		1460	ni.besti.	ni.besti.

1. Abwassermenge Werk Mosel: Der angegebene Wert beinhaltet nicht die Mengen der Gemeinde und der Gelenkwellenfertigung
2. Abwasserfrachten Werk Mosel: Die angegebenen Werte beziehen sich auf das Werk Mosel und die Gemeinde und die Gelenkwellenfertigung; Messtechnisch nicht anders zu realisieren
3. Frischwasser-/Abwassermenge Werk Mosel: Differenz sehr hoch, falscher Wasserzähler, neuer wird eingebaut
4. Abwassermenge Werk Salzgitter I: Der angegebene Wert beinhaltet nicht die Mengen der Stadt Salzgitter
5. Abwasserfrachten Werk Salzgitter: Die angegebenen Werte beziehen sich auf das Werk Salzgitter und die Stadt Salzgitter; Meßtechnisch nicht anders zu realisieren
6. Die Kennzahlen Werk Wolfsburg sind die Summe aus Werk und PG Ehra
7. Abwasserabgabe: Werke Braunschweig und Hannover und Chemnitz sind Indirekteinleiter, die zu zahlenden Gebühren an Dritte sind entsprechend höher
8. Abfallabgabe diverse Werke: Angabe der Kosten nach Hochrechnung, da nicht alle Rechnungen zum Zeitpunkt der Erhebung vorlagen
9. Die CO₂- Emissionen lassen sich nicht unmittelbar aus dem Brennstoffeinsatz des Standortes ableiten, da bei den CO₂- Emissionen die Motorprüfstände mitberücksichtigt werden
10. Die Angabe FBU eines Werkes bezieht sich auf alle gefertigten (verschiedenartige) Komponenten
11. In den Werken Chemnitz und Pamplona ist die Aufteilung der Wärme in TW und RW nicht erfolgt

ANHANG I UMWELTKENNZAHLEN 1998 DER MARKE VOLKSWAGEN

STAND: 10.06.99

Werk		Wolfsburg	Braunschweig	Salzgitter	Emden	Kassel	Hannover	Mosel	Chemnitz	Brüssel	Bratislava	Pamplona	Poznan
Frischwassermenge	(m³/a)	5219036	374993	414584	543644	980104	856369	450100	76677	496358	772900	904965	225382
Abwassermenge	(m³/a)	5436347	235239	216286	453467	759438	608313	333320	64462	289691	504190	856649	154714
Gewerbeabfall (GA) Zur Verwertung	(t/a)	16812	2238	3474	5826	5026	12887	1830	557	4025	0	1390	3601
Gewerbeabfall (GA) Zur Beseitigung	(t/a)	16324	1548	830	2120	2873	3337	723	288	194	381	1134	1166
Sonderabfall (SA) Zur Verwertung	(t/a)	4809	2320	6133	2523	24593	6890	1763	6195	899	5257	587	200
Sonderabfall (SA) Zur Beseitigung	(t/a)	8243	740	975	1015	4847	3107	20	106	724	1490	1910	169
Nicht produktionsabh. Abfälle Zur Verwertung	(t/a)	29650	52	903	56	0	7342	0	0	0	0	0	20
Nicht produktionsabh. Abfälle Zur Beseitigung	(t/a)	41466	0	69	43	365	5369	0	0	0	676	0	1916
Gesamtabfallmenge Zur Verwertung	(t/a)	51271	4610	10510	8405	29619	27119	3593	6752	4924	14032	1977	3821
Gesamtabfallmenge Zur Beseitigung	(t/a)	66033	2288	1874	3178	8085	11813	743	394	918	7815	3044	3251
Metallische Abfälle	(t/a)	44857	50716	43277	5832	180545	92212	35230	8127	1387	5195	19934	489
Organ. Stoffe- VOC/Volatile Organic Comp.	(t/a)	1555	92	45,6	687	246	1050	932	0	876	449,7	2143	120
FCKW/CKW Verbrauchsmengen	(t/a)	1,2	0,075	0,22	0,12	0,56	0,21	0,01	0	0	0	0	Ni.ermitt.
Lösemittel/Fhz (Karosserielackierung)	g/Fhz	2239	0	0	1932	0	5630	3588	0	4681	4580	6887	4211
NOx als NO₂	(t/a)	197	32	34,4	162	158	138	48,8	2,2	33,7	24,3	51	20,2
Staub	(t/a)	42	1,5	0,55	29,6	46,3	28,7	14,9	0	16,6	8,86	Ni.ermitt.	7,2
CO	(t/a)	244	30	56,9	76,8	338	105	57,8	35,7	37,8	18,8	Ni.ermitt.	13,6
SO₂	(t/a)	2	0	7,5	Ni.ermitt.	154	Ni.ermitt.	0	0	0	0,1	Ni.ermitt.	7,3

ANHANG I UMWELTKENNZAHLEN 1998 DER MARKE VOLKSWAGEN

Werk		Wolfsburg	Braunschweig	Salzgitter	Emden	Kassel	Hannover	Mosel	Chemnitz	Brüssel	Bratislava	Pamplona	Poznan
Investitionskosten für Umweltschutz	(DM/a)	28140000	1720000	3350000	5600000	13680000	9520000	500000	Ni.ermitt.	Ni.ermitt	Ni.ermitt	8577058	12664000
Betriebskosten für Umweltschutz	(DM/a)	74788495	13051273	6893888	18553617	22728338	26563771	28710990	Ni.ermitt.	1800496	1735400	10074209	165422
Abfallabgabe	(DM/a)									143769	0	900060	8327
Abwasserabgabe	(DM/a)	202877	1142258	48886	46462	240	1636362	113400	251402	328402	5114	321994	79467
Grundwasserentnahmegebühr	(DM/a)	28980	0	0	0	850610	0	0	9036	0	48400	Ni.ermitt.	26546
Mitarbeiter im Umweltschutz	(MA)	178	44	49	54	76	53	69	10	4	4	17	8
Fahrzeuge	(Fhz/a)	568073	0	0	329691	0	186548	259744	0	180654	125281	311136	77238
Komponenten für den Automobilbau	(FBU/a)	0	3751766	1756585	0	2713562	7697199	84098	878517	10715	8183464	10579	1300
Technische Gase für die Fertigung	(Nm³/a)	983666	1369461	1534644	307141	11416380	1373286	111429	208675	135755		58525	4726
Elektrische Energie (incl. Druckluftzerzeugung)	(Mwh/a)	896870	179463	282154	241264	496408	402142	157046	44426	119259	78009	119506	35000
Technische Wärme (Eigenerz. u. Fernwärme)	(Mwh/a)	142897	65167	68501	111743	120692	221706	28866	0	14449	39057	0	168000
Raumwärme (Eigenerz. u. Fernwärme)	(Mwh/a)	878286	63646	110573	86048	257525	189672	86597	20790	55556	78677	99127	52000
Gase für die Fertigungsprozesse	(Mwh/a)	248009	35983	11670	95560	141610	237025	82845	50	138889	27172	145759	11703
Gesamtenergieverbrauch	(Mwh/a)	2166062	344259	472898	534615	1016235	1050545	355354	65266	328153	222915	364392	266703
Fernwärmebezug	(Mwh/a)	1016928	63645	0	0	378217	411378	0	20790	0	0	0	0
Brennstoffeinsatz des Standortes	(Mwh/a)	252264	120736	209952	362738	157657	258643	220371	0	208901	131340	258662	50249
CO ₂ aus eigener Energieerzeugung	(t/a)	69730	22940	40744	68920	29954	49142	41871	0	40216	25217	44704	10575
CO ₂ aus Gesamtenergienutzung	(t/a)	1035240	179635,2	266155,5	258585,1	512109,7	472744,6	167858,7	39123,5	136072,6	100649	147167,5	100233,6

ANHANG I UMWELTKENNZAHLEN 1998 DER MARKE VOLKSWAGEN

Werk		Wolfsburg	Braunschweig	Salzgitter	Emden	Kassel	Hannover	Mosel	Chemnitz	Brüssel	Bratislava	Pamplona	Poznan
Abwasserfrachten	(Kg/a)												
Kupfer (Cu)	(Kg/a)	Ni.ermitt.	4,9	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	5	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	21,7
Nickel (Ni)	(Kg/a)	296	18,9	Ni.ermitt.	11,7	Ni.ermitt.	43	34	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	137	140,5
Zink (Zn)	(Kg/a)	269	9,9	Ni.ermitt.	67,5	33,9	330	41	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	82	71,4
AO_x	(Kg/a)	70	8,8	10,4	73,4	38,4	69	24	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.
BSB (biol. Sauerstoffbedarf)	(Kg/a)	13991	Ni.ermitt.	368	Ni.ermitt.	2697	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	42414	12878
CSB (chem. Sauerstoffbedarf)	(Kg/a)	166818	Ni.ermitt.	8565	28727	140063	426184	18270	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	76821	51649
Kohlenwasserstoff	(Kg/a)	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	72,5	Ni.ermitt.	7421	50	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.
Phosphor (P)	(Kg/a)	2852	Ni.ermitt.	58	222	295	Ni.ermitt.	718	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	948	450
Stickstoff (N)	(Kg/a)	11785	Ni.ermitt.	1864	5777	5620	Ni.ermitt.	3360	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	1613	Ni.ermitt.
Blei (Pb)	(Kg/a)	16	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	6	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	10	Ni.ermitt.
Chrom (Cr)	(Kg/a)	Ni.ermitt.	8,41	Ni.ermitt.	24	Ni.ermitt.	32	5	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	0	28,3
Fe	(Kg/a)	377	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	301	192
Hg	(Kg/a)	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.
Cd	(Kg/a)	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	0,3	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	0	18,4
Zyanid (CN)	(Kg/a)	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.
Sulfat	(Kg/a)	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	150375	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	Ni.ermitt.	55403

1. Abwassermenge Werk Mosel: Der angegebene Wert beinhaltet nicht die Mengen der Gemeinde und der Gelenkwellenfertigung
2. Abwasserfrachten Werk Mosel: Die angegebenen Werte beziehen sich auf das Werk Mosel und die Gemeinde und die Gelenkwellenfertigung; Meßtechnisch nicht anders zu realisieren
3. Frischwasser-/Abwassermenge Werk Mosel: Die Abwassermenge ist aufgrund Fremdwassereintrag in das Kanalnetz geringfügig höher als die Frischwassermenge
4. Abwassermenge Werk Salzgitter I: Der angegebene Wert beinhaltet nicht die Mengen der Stadt Salzgitter
5. Abwasserfrachten Werk Salzgitter: Die angegebenen Werte beziehen sich auf das Werk Salzgitter und die Stadt Salzgitter; Meßtechnisch nicht anders zu realisieren
6. Die Kennzahlen Werk Wolfsburg sind die Summe aus Werk und PG Ehra
7. Abwasserabgabe: Werke Braunschweig und Hannover und Chemnitz sind Indirekteinleiter, die zu zahlenden Gebühren an Dritte sind entsprechend höher
8. Abfallabgabe diverse Werke: Angabe der Kosten nach Hochrechnung, da nicht alle Rechnungen zum Zeitpunkt der Erhebung vorlagen
9. Invest.-u. Betriebskosten f. d. UWS Werke Mosel und Bratislava: Daten wurden bisher nicht ermittelt, wird erstmalig für 1997 durchgeführt
10. FCKW/CKW Werk Mosel: Der angegebene Wert ist geschätzt
11. Die FCKW/CKW- Verbrauchsmengen und die Staubemissionen im Werk Chemnitz sind vernachlässigbar klein
12. Die CO₂- Emissionen lassen sich nicht unmittelbar aus dem Brennstoffeinsatz des Standortes ableiten, da bei den CO₂- Emissionen die Motorprüfstände mitberücksichtigt werden
14. Die Angabe FBU eines Werkes bezieht sich auf alle gefertigten (verschiedenartige) Komponenten

ANHANG II

Der Analytic Hierarchy Process erklärt am Beispiel eines Autokaufs

Bild 1

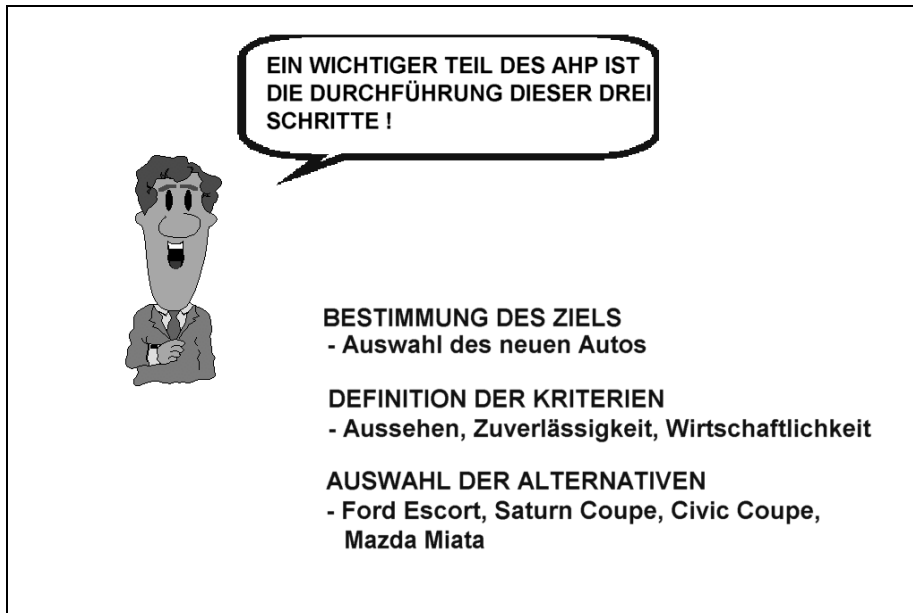


Bild 2

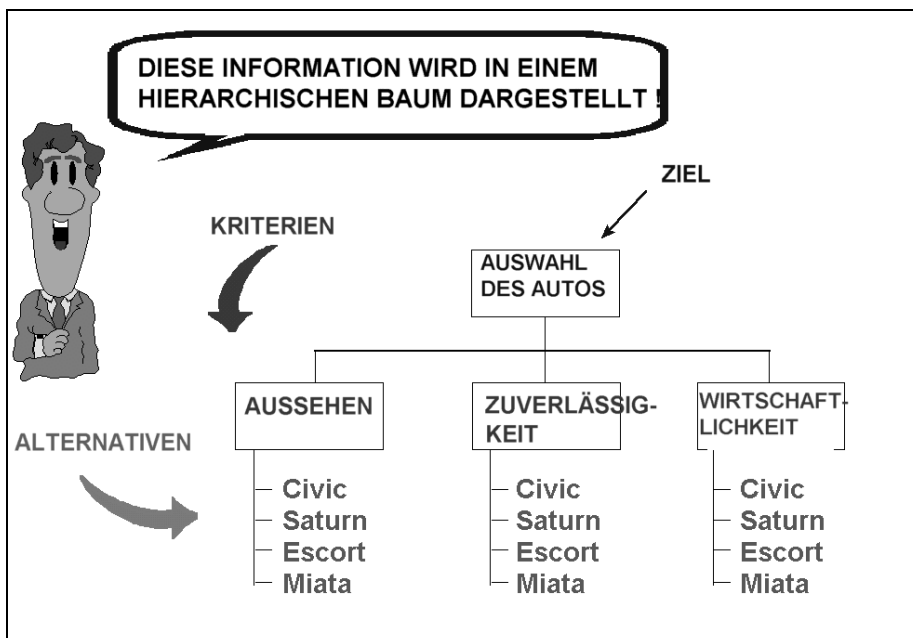



Bild 3



Bild 4

 **DER AHP IST DER BESSERE WEG!**

BEI PAARWEISEM VERGLEICH KANN DIE RELATIVE WICHTIGKEIT EINES KRITERIUMS ZUM ANDEREN AUSGEDRÜCKT WERDEN.

**1 GLEICH 3 ETWAS GRÖßER 5 WESENTLICH GRÖßER
7 VIEL GRÖßER 9 SEHR VIEL GRÖßER**

	AUSSEHEN	ZUVERL.	WIRTSCHAFTL.
AUSSEHEN	1/1	1/2	3/1
ZUVERLÄSSIGKEIT	2/1	1/1	4/1
WIRTSCHAFTLICHKEIT	1/3	1/4	1/1

Bild 5

JETZT IST ES ZEIT FÜR MATRIX-ALGEBRA!



	AUSSEHEN	ZUVERL.	WIRTSCHAFTL.
AUSSEHEN	1/1	1/2	3/1
ZUVERLÄSSIGKEIT	2/1	1/1	4/1
WIRTSCHAFTLICHKEIT	1/3	1/4	1/1

UND NUN ENTFERNEN WIR DIE NAMEN DER KRITERIEN UND WANDELN DIE BRÜCHE IN DEZIMALZAHLEN UM:

1.0000	0.5000	3.0000
2.0000	1.0000	4.0000
0.3333	0.2500	1.0000

Bild 6

**1. SCHRITT
QUADRIEREN DER MATRIX**

1.0000	0.5000	3.0000
2.0000	1.0000	4.0000
0.3333	0.2500	1.0000

DIESE
↓

MAL DIESE

1.0000	0.5000	3.0000
2.0000	1.0000	4.0000
0.3333	0.2500	1.0000

↓

ERGIEBT DIESE MATRIX

Z.B. $(1.0000 * 1.0000) + (0.5000 * 2.0000) + (3.0000 * 0.3333) = 3.0000$

3.0000	1.7500	8.0000
5.3332	3.0000	14.0000
1.1666	0.6667	3.0000

Bild 7

**2. SCHRITT
BERECHNUNG DES ERSTEN EIGENVEKTORS**

ZUERST SUMMIEREN WIR DIE ZEILEN

3.0000	+	1.7500	+	8.0000	=	12.7500	0.3194
5.3332	+	3.0000	+	14.0000	=	22.3332	0.5595
1.1666	+	0.6667	+	3.0000	=	4.8333	0.1211
					→	39.9165	1.0000

DANN ADDIEREN WIR DIE ZEILEN-
ERGEBNISSE

ZULETZT NORMIEREN WIR DURCH DIVISION
DER ZEILENERGEBNISSE DURCH DIE SUMME
ALLER ZEILENERGEBNISSE
(Z.B. 12.7500 DIVIDIERT DURCH 39.9165 ERGIBT 0.3194)

DAS ERGEBNIS IST DER EIGENVEKTOR

0.3194
0.5595
0.1211

Bild 8

**DIESER PROZEß WIRD SOLANGE WIEDERHOLT BIS SICH DIE
EIGENVEKTOR-LÖSUNG NICHT MEHR VERÄNDERT**

**FORTSETZUNG DES BEISPIELS:
1.SCHRITT (2.DURCHGANG): QUADRIEREN DER MATRIX**

3.0000	+	1.7500	+	8.0000
5.3332	+	3.0000	+	14.0000
1.1666	+	0.6667	+	3.0000

MIT DEM ERGEBNIS

27.6653	+	15.8330	+	72.4984
48.3311	+	27.6662	+	126.6642
10.5547	+	6.0414	+	27.6653

Bild 9

2.SCHRITT (2.DURCHGANG): BERECHNUNG DES EIGENVEKTORS

$\left[\begin{array}{l} 27.6653 \\ 48.3311 \\ 10.5547 \end{array} \right]$	+	$\left[\begin{array}{l} 15.8330 \\ 27.6662 \\ 6.0414 \end{array} \right]$	+	$\left[\begin{array}{l} 72.4984 \\ 126.6642 \\ 27.6653 \end{array} \right]$	=	$\left[\begin{array}{l} 115.9967 \\ 202.6615 \\ 44.2614 \end{array} \right]$	0.3196 0.5584 0.1220
GESAMT						362.9196	1.0000

BERECHNUNG DER DIFFERENZEN DER EIGENVEKTOREN DER DURCHGÄNGE 1+2

$\left[\begin{array}{l} 0.3194 \\ 0.5595 \\ 0.1211 \end{array} \right]$	—	$\left[\begin{array}{l} 0.3196 \\ 0.5584 \\ 0.1220 \end{array} \right]$	=	- 0.0002 0.0011 - 0.0009
--	---	--	---	--------------------------------

NUN GIBT ES KAUM NOCH DIFFERENZEN

Bild 10

HIER IST NUN DIE VERGLEICHSMATRIX

	AUSSEHEN	ZUVERL.	WIRTSCHAFTL.
AUSSEHEN	1/1	1/2	3/1
ZUVERLÄSSIGKEIT	2/1	1/1	4/1
WIRTSCHAFTLICHKEIT	1/3	1/4	1/1

DER BERECHNETE EIGENVEKTOR GIBT UNS EIN RELATIVES RANKING DER KRITERIEN

AUSSEHEN	$\left[\begin{array}{l} 0.3196 \\ 0.5584 \\ 0.1220 \end{array} \right]$	←	2.WICHTIGSTES KRITERIUM
ZUVERLÄSSIGKEIT		←	WICHTIGSTES KRITERIUM
WIRTSCHAFTLICHKEIT		←	3.WICHTIGSTES KRITERIUM

Bild 11

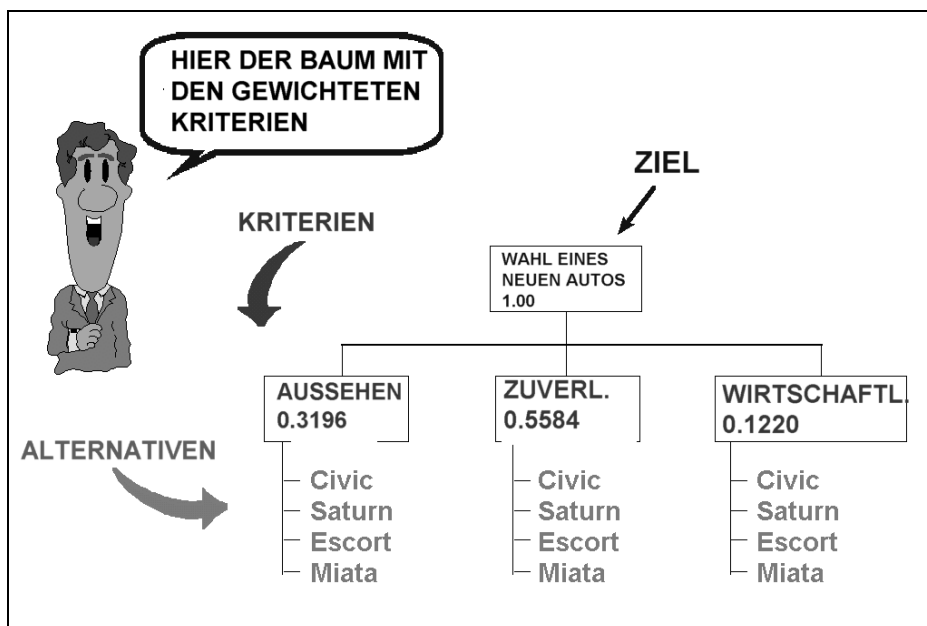


Bild 12


IN BEZUG AUF DAS AUSSEHEN ZEIGEN DIE PAARVERGLEICHE DIE PRÄFERENZEN DER ALTERNATIVEN UNTEREINANDER

AUSSEHEN

	CIVIC	SATURN	ESCORT	MIATA
CIVIC	1/1	1/4	4/1	1/6
SATURN	4/1	1/1	4/1	1/4
ESCORT	1/4	1/4	1/1	1/5
MIATA	6/1	4/1	5/1	1/1

Bild 13

DIE BERECHNUNG DES EIGENVEKTORS LEGT EIN RELATIVES RANKING DER ALTERNATIVEN BEI JEDEM KRITERIUM FEST




RANKING	AUSSEHEN		RANKING	ZUVERLÄSSIGKEIT	
3	CIVIC	.1160	3	CIVIC	.3790
2	SATURN	.2470	2	SATURN	.2900
4	ESCORT	.0600	4	ESCORT	.0740
1	MIATA	.5770	1	MIATA	.2570

UND WIRTSCHAFTLICHKEIT ?

Bild 14

DER AHP KANN QUALITATIVE UND QUANTITATIVE INFORMATIONEN KOMBINIEREN



	WIRTSCHAFTLICHKEIT (MEILEN/GALLONE)		
CIVIC	34	$34 / 113 =$.3010
SATURN	27	$27 / 113 =$.2390
ESCORT	24	$24 / 113 =$.2120
MIATA	28	$28 / 113 =$.2480
	113		1.0000

DIE NORMIERUNG DER INFORMATIONEN ÜBER DIE WIRTSCHAFTLICHKEIT ERLAUBT UNS

Bild 15

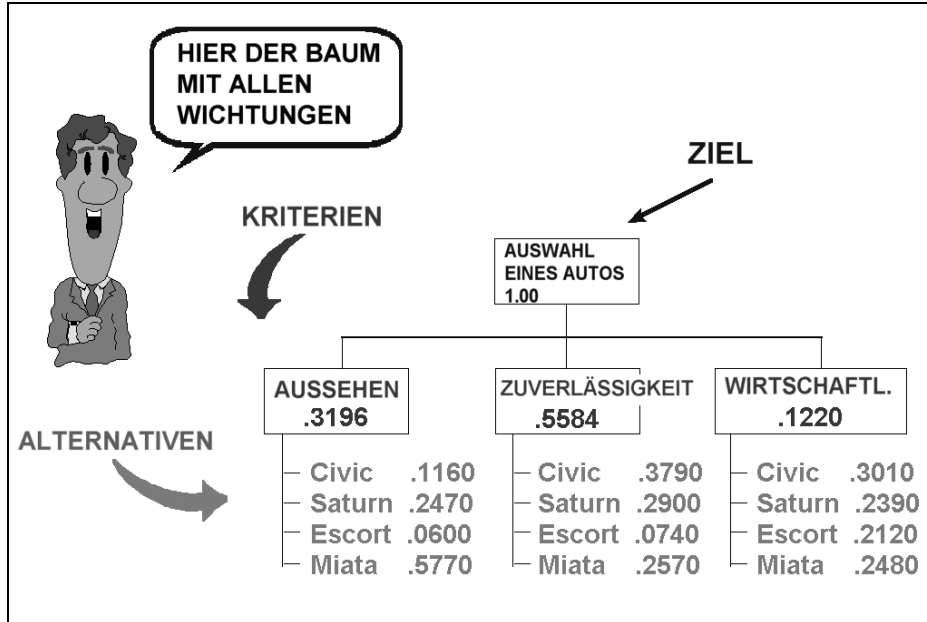
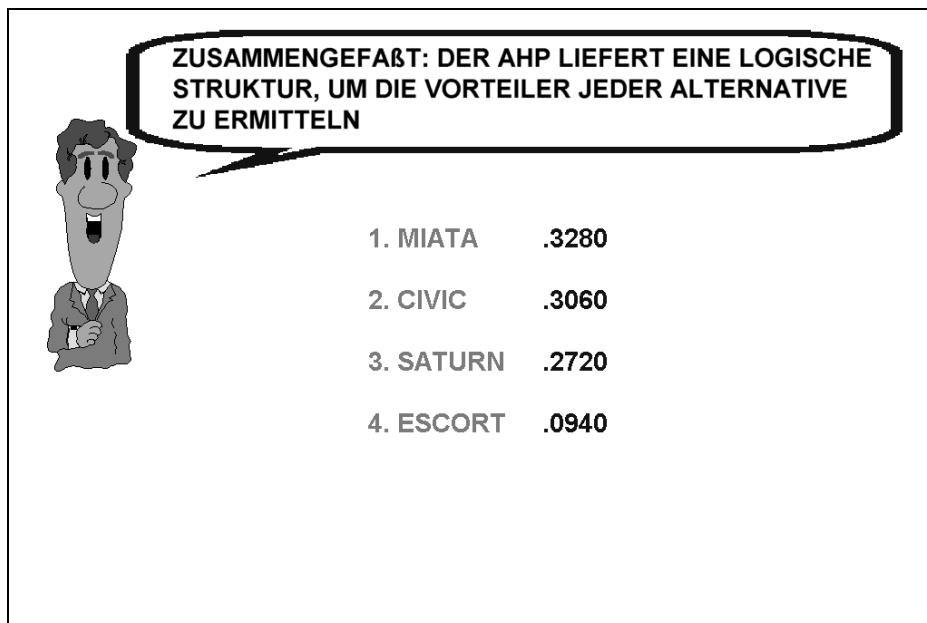


Bild 16



(Quelle: Eigene Darstellung nach einem Beispiel von Expert Choice Inc.)

ANHANG III

Ergebnisse der Delphi-Befragung zu den qualitativen Kriterien

Nicht-Normierte qualitative Kriterien

Themenübersicht		
Nr.	Thema	Ihre eingegebene Gewichtung [%]
1.	Ausbildung der Mitarbeiter	14,4
2.	Kommunikation	12,67
3.	Dokumentation	9,93
4.	Personal im Umweltschutz	12,47
5.	Finanzen	7,67
6.	Organisation im Umweltschutz	17,5
7.	Überwachung und Planung	12,73
8.	Dienstleister und Fremdfirmen	6,07
Gesamt		93,44

Thema 1: Ausbildung der Mitarbeiter		Gewichtung:	14,4
		Summe der Gewichtung aller Themen	93,44
		Gewichtung [%]	
1.	Qualifikation des Personals im Umweltschutz, d.h. Ausbildung, Berufserfahrung sowie Schulungen.		28,27
2.	Ausbildung der Führungskräfte im Umweltschutz.		30,33
3.	Ausbildung der mit Umweltschutz besonders intensiv befassten Mitarbeiter (bei VW z.B. die Sachkundigen für den Umweltschutz).		29,53
		Gesamt:	88,13

Thema 2: Kommunikation		Gewichtung:	12,67
		Summe der Gewichtung aller Themen	93,44
Interne Kommunikation:		Gewichtung [%]	
1.	Regelmäßige Information aller Mitarbeiter über Umweltthemen durch geeignete Medien (Betriebszeitung, Flugblätter, Intranet etc.).		28,33
2.	Die Umweltpolitik wird allen Mitarbeitern und Führungskräften bekannt gemacht.		17,33
Externe Kommunikation:			
3.	Offene und offensive Öffentlichkeitsarbeit. D.H. auch, daß umweltrelevante Betriebsstörungen und Unfälle kommuniziert werden.		18,47
4.	Zuständige Behörden werden in den Prozeß eingebunden (Vertrauen schaffen).		23,8
		Gesamt:	87,93

Thema 3: Dokumentation		Gewichtung:	9,93
		Summe der Gewichtung aller Themen	93,44
		Gewichtung [%]	
1.	Alle wichtigen Umweltdaten (wie z.B. Input-Output Daten) werden erfasst und interpretiert.		18,13
2.	Es gibt funktionierende Informations-, Berichts- und Meldewege.		25,47
3.	Vollständige und aktuelle Dokumentation der rechtlichen Genehmigungen und behördlichen Bescheide.		19,47
4.	Das UM-Handbuch ist übersichtlich strukturiert.		11,13
5.	Es gibt ein Umweltinformationssystem.		13,13
		Gesamt:	87,33

Thema 4: Personal im Umweltschutz		Gewichtung:	12,47
		Summe der Gewichtung aller Themen	93,44
		Gewichtung [%]	
1.	Es gibt ausreichend Personal im Umweltschutz.		30,2
2.	Es gibt unterstützende Mitarbeiter (wie z.B. die Sachkundigen für den Umweltschutz bei VW). Diese müssen für den betrieblichen Umweltschutz Arbeitszeit zur Verfügung haben.		25,87
3.	Es gibt einen aktiven Umweltschutzbeauftragten, der den persönlichen Kontakt nicht scheut (gut ist ein hauptamtlicher UWS-Beauftragter, mit Mitbestimmungsrecht oder Vetorecht in Umweltfragen).		31,27
		Gesamt:	87,34

Thema 5: Finanzen		Gewichtung:	7,67
		Summe der Gewichtung aller Themen	93,44
		Gewichtung [%]	
1.	In der Praxis wird die interne Prüfung aller Investitionen hinsichtlich ihrer Umweltrelevanz durchgeführt (Stellungnahme durch den Umweltschutzbeauftragten).		33,4
2.	Es gibt ein Umweltkostenrechnungssystem zur Erhöhung der Transparenz.		24,87
3.	Bei der Budgetierung für zukünftige Investitionen, aber auch für kontinuierliche Ausgaben ist zu gewährleisten, daß die Umweltbetriebskosten gedeckt sind.		28,73
		Gesamt:	87

Thema 6: Organisation im Umweltschutz		Gewichtung:	17,5
		Summe der Gewichtung aller Themen	93,44
		Gewichtung [%]	
1.	Es ist eine Umweltorganisation vorhanden (Organigramm, Verantwortliche, Berichtswege), welche auch lebt.		25,47
2.	Es wurde eine Umweltrisikoaanalyse am Standort durchgeführt.		9,6
3.	Es werden operationalisierte Umweltziele für alle Bereiche definiert.		18,47
4.	Top-down Prozess (Management muß dahinterstehen), Unterstützung der Umweltschutzbeauftragten durch GF. Der Umweltschutz wird nicht nur von einigen Fachkräften vertreten, sondern zieht sich durch das ganze Unternehmen.		5,33
		Gesamt:	58,87

Thema 7: Überwachung und Planung		Gewichtung:	12,73
		Summe der Gewichtung aller Themen	93,44
		Gewichtung [%]	
1.	Es gibt regelmäßige Audits mit Berichten. Die formulierten Handlungsempfehlungen werden umgesetzt, wenn nicht, wird zu der Verzögerung Stellung genommen.		24,53
2.	Bei der Beschaffung von Neuanlagen oder der Einführung von neuen Produktionsprozessen wird die Anlagentechnik auch unter Umweltgesichtspunkten geplant und beschafft (Bestandteil des Planungs-/Beschaffungsprozesses).		25,47
3.	Das Abarbeiten der Umweltziele und das Einhalten der Umweltpolitik wird überwacht.		17,67
4.	Bei den Audits wird Legal Compliance abgeprüft.		10,73
5.	Die Anwendung von BAT-Standard wird überprüft.		9,27
		Gesamt:	87,67

Thema 8: Dienstleister und Fremdfirmen		Gewichtung:	6,07
		Summe der Gewichtung aller Themen	93,44
		Gewichtung [%]	
1.	Dienstleister und Fremdfirmen werden bei Tätigkeiten am Standort und hinsichtlich der Inhaltsstoffe der verwendeten Produkte den gleichen Umweltstandards unterworfen wie sie das Unternehmen.		50,8
2.	Zulieferer und Lieferanten werden aufgefordert den gleichen Umweltstandarts nachzukommen wie das Unternehmen selbst.		36,13
		Gesamt:	86,93

Ergebnisse der nicht normierten qualitativen Kriterien

Thema	Durchschnittswerte	Thema	Durchschnittswerte	Thema	Durchschnittswerte
1.	14,40	4.	12,47	7.	12,73
1.1	28,27	4.1	30,20	7.1	24,53
1.2	30,33	4.2	25,87	7.2	25,47
1.3	29,53	4.3	31,27	7.3	17,67
2.	12,67	5.	7,67	7.4	10,73
2.1	28,33	5.1	33,40	7.5	9,27
2.2	17,33	5.2	24,87	8.	6,07
2.3	18,47	5.3	28,73	8.1	50,80
2.4	23,80	6.	17,40	8.2	36,13
3.	9,93	6.1	25,47		
3.1	18,13	6.2	9,60		
3.2	25,47	6.3	18,47		
3.3	19,47	6.4	5,33		
3.4	11,13				
3.5	13,13				

Auf 100% normierte qualitative Kriterien

Themenübersicht		
Nr.	Thema	Ihre eingegebene Gewichtung [%]
1.	Ausbildung der Mitarbeiter	15,41
2.	Kommunikation	13,56
3.	Dokumentation	10,63
4.	Personal im Umweltschutz	13,35
5.	Finanzen	8,20
6.	Organisation im Umweltschutz	18,73
7.	Überwachung und Planung	13,62
8.	Dienstleister und Fremdfirmen	6,5
		Gesamt: 100

Thema 1: Ausbildung der Mitarbeiter		Gewichtung:	15,41
		Summe der Gewichtung aller Themen	100
		Gewichtung [%]	
1.	Qualifikation des Personals im Umweltschutz, d.h. Ausbildung, Berufserfahrung sowie Schulungen.		32,1
2.	Ausbildung der Führungskräfte im Umweltschutz.		34,4
3.	Ausbildung der mit Umweltschutz besonders intensiv befaßten Mitarbeiter (bei VW z.B. die Sachkundigen für den Umweltschutz).		33,5
		Gesamt:	100

Thema 2: Kommunikation		Gewichtung:	13,56
		Summe der Gewichtung aller Themen	100
Interne Kommunikation:		Gewichtung [%]	
1.	Regelmäßige Information aller Mitarbeiter über Umweltthemen durch geeignete Medien (Betriebszeitung, Flugblätter, Intranet etc.).		32,2
2.	Die Umweltpolitik wird allen Mitarbeitern und Führungskräften bekannt gemacht.		19,7
Externe Kommunikation:			
3.	Offene und offensive Öffentlichkeitsarbeit. D.H. auch, daß umweltrelevante Betriebsstörungen und Unfälle kommuniziert werden.		21,0
4.	Zuständige Behörden werden in den Prozess eingebunden (Vertrauen schaffen).		27,1
		Gesamt:	100

Thema 3: Dokumentation		Gewichtung:	10,63
		Summe der Gewichtung aller Themen	100
		Gewichtung [%]	
1.	Alle wichtigen Umweltdaten (wie z.B. Input-Output Daten) werden erfasst und interpretiert.		20,76
2.	Es gibt funktionierende Informations-, Berichts- und Meldewege.		29,17
3.	Vollständige und aktuelle Dokumentation der rechtlichen Genehmigungen und behördlichen Bescheide.		22,3
4.	Das UM-Handbuch ist übersichtlich strukturiert.		12,74
5.	Es gibt ein Umweltinformationssystem.		15,03
		Gesamt:	100

Thema 4: Personal im Umweltschutz		Gewichtung:	13,35
		Summe der Gewichtung aller Themen	100
		Gewichtung [%]	
1.	Es gibt ausreichend Personal im Umweltschutz.		34,58
2.	Es gibt unterstützende Mitarbeiter (wie z.B. die Sachkundigen für den Umweltschutz bei VW). Diese müssen für den betrieblichen Umweltschutz Arbeitszeit zur Verfügung haben.		29,62
3.	Es gibt einen aktiven Umweltschutzbeauftragten, der den persönlichen Kontakt nicht scheut (gut ist ein hauptamtlicher UWS-Beauftragter, mit Mitbestimmungsrecht oder Vetorecht in Umweltfragen).		35,80
		Gesamt:	100

Thema 5: Finanzen		Gewichtung:	8,20
		Summe der Gewichtung aller Themen	100
		Gewichtung [%]	
1.	In der Praxis wird die interne Prüfung aller Investitionen hinsichtlich ihrer Umweltrelevanz durchgeführt (Stellungnahme durch den Umweltschutz-Beauftragten).		38,39
2.	Es gibt ein Umweltkostenrechnungssystem zur Erhöhung der Transparenz.		28,59
3.	Bei der Budgetierung für zukünftige Investitionen, aber auch für kontinuierliche Ausgaben ist zu gewährleisten, daß die Umweltbetriebskosten gedeckt sind.		33,02
		Gesamt:	100

Thema 6: Organisation im Umweltschutz		Gewichtung:	18,73
		Summe der Gewichtung aller Themen	100
		Gewichtung [%]	
1.	Es ist eine Umweltorganisation vorhanden (Organigramm, Verantwortliche, Berichtswege), welche auch lebt.		43,26
2.	Es wurde eine Umweltrisikoaanalyse am Standort durchgeführt.		16,31
3.	Es werden operationalisierte Umweltziele für alle Bereiche definiert.		31,38
4.	Top-down Prozess (Management muss dahinter stehen), Unterstützung der Umweltschutzbeauftragten durch GF. Der Umweltschutz wird nicht nur von einigen Fachkräften vertreten, sondern zieht sich durch das ganze Unternehmen.		9,05
		Gesamt:	100

Thema 7: Überwachung und Planung		Gewichtung:	13,62
		Summe der Gewichtung aller Themen	100
		Gewichtung [%]	
1.	Es gibt regelmäßige Audits mit Berichten. Die formulierten Handlungsempfehlungen werden umgesetzt, wenn nicht, wird zu der Verzögerung Stellung genommen.		27,98
2.	Bei der Beschaffung von Neuanlagen oder der Einführung von neuen Produktionsprozessen wird die Anlagentechnik auch unter Umweltgesichtspunkten geplant und beschafft (Bestandteil des Planungs-/Beschaffungsprozesses).		29,05
3.	Das Abarbeiten der Umweltziele und das Einhalten der Umweltpolitik wird überwacht.		20,16
4.	Bei den Audits wird Legal Compliance abgeprüft.		12,24
5.	Die Anwendung von BAT-Standard wird überprüft.		10,57
		Gesamt:	100

Thema 8: Dienstleister und Fremdfirmen		Gewichtung:	6,50
		Summe der Gewichtung aller Themen	100
		Gewichtung [%]	
1.	Dienstleister und Fremdfirmen werden bei Tätigkeiten am Standort und hinsichtlich der Inhaltsstoffe der verwendeten Produkte den gleichen Umweltstandards unterworfen wie sie das Unternehmen.		58,44
2.	Zulieferer und Lieferanten werden aufgefordert den gleichen Umweltstandarts nachzukommen wie das Unternehmen selbst.		41,56
		Gesamt:	100

ANHANG IV

Liste der managementbezogenen Umwelleistungskriterien

Übersicht Themenblock I (qualitative Kriterien)				
Nr.	Themengebiet	Gesamtzielerreichung in %	Gewichtungsfaktor	Ergebnis (Spalte 3x4)
1	Ausbildung der Mitarbeiter		15,41	
2	Kommunikation		13,56	
3	Dokumentation		10,63	
4	Personal im Umweltschutz		13,35	
5	Finanzen		8,20	
6	Organisation im Umweltschutz		18,73	
7	Überwachung und Planung		13,62	
8	Dienstleister und Fremdfirmen		6,50	
Ergebnis				
Gesamtergebnis (Summe Spalte 5 / Summe Spalte 4)				

Themenbereich 1.1: Ausbildung der Mitarbeiter					
Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (%) (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
1.1.1	Qualifikation des Personals im Umweltschutz, d.h. Ausbildung der Führungskräfte.	32,10			
1.1.2	Ausbildung der Führungskräfte zum Thema Umweltschutz.	34,40			
1.1.3	Ausbildung der mit Umweltschutz besonders intensiv befassten Mitarbeiter (bei Volkswagen z.B. die Sachkundigen für den Umweltschutz)	33,50			
Gesamt:		100			

Themenbereich 1.2: Interne u. Externe Kommunikation					
Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (%) (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
1.2.1	Interne Kommunikation: Regelmäßige Informationen aller MA über Umweltthemen durch geeignete Medien (Betriebszeitung, Intranet usw.)	32,20			
1.2.2	Interne Kommunikation: Die Umweltpolitik wird allen MA und Führungskräften bekanntgemacht	19,70			
1.2.3	Externe Kommunikation: Es gibt eine offensive Öffentlichkeitsarbeit und eine offene Kommunikation mit allen Stakeholdern. D.h., dass auch umweltrelevante Unfälle und Betriebsstörungen kommuniziert werden	21,00			
1.2.4	Externe Kommunikation: Zuständige Behörden werden eingebunden	27,10			
Gesamt:		100			

Themenbereich 1.3: Dokumentation					
Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (%) (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
1.3.1	Umweltdaten: Alle wichtigen Umweltdaten (z.B. Input-Output Daten) werden erfaßt und analysiert.	20,76			
1.3.2	Es existieren funktionierende Informations-, Berichts- und Meldewege.	29,17			
1.3.3	Genehmigungen: Es gibt eine vollständige und aktuelle Dokumentation der rechtlichen Genehmigungen, behördlichen Bescheide etc	22,30			
1.3.4	Umweltmanagementdokumentation: Die Dokumentation, die für das Funktionieren des Umweltmanagementsystem notwendig ist, liegt in vollständiger, aktueller und übersichtlicher Form vor Form vor. (UM-Handbuch, VA´s, AA´s, Umweltprogramm, Umweltprüfungsbericht...)	12,74			
1.3.5	Es gibt ein Umweltinformationssystem (UIS)	15,03			
Gesamt:		100			

Themenbereich 1.4: Personal im Umweltschutz					
Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (%) (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
1.4.1	Es gibt ausreichend und gut ausgebildetes und erfahrenes Personal im Umweltschutz	34,58			
1.4.2	Es gibt unterstützende MA (wie z.B. die Sachkundigen für den Umweltschutz bei Volkswagen). Diese müssen für den betrieblichen Umweltschutz ausreichend Arbeitszeit zur Verfügung haben.	29,62			
1.4.3	Umweltschutzbeauftragter: Es gibt einen aktiven Umweltschutzbeauftragten, der a) den Kontakt (zu Behörden, zu MA) nicht scheut und b) sich regelmäßig fortbildet.	35,80			
Gesamt:		100			

Themenbereich 1.5: Finanzen					
Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (%) (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
1.5.1	Alle Investitionen werden hinsichtlich ihrer Umweltrelevanz geprüft. Der Umweltschutzbeauftragte gibt eine Stellungnahme ab	38,39			
1.5.2	Es gibt ein Umweltkostenechnungssystem zur Erhöhung der Transparenz	28,59			
1.5.3	Bei der Budgetierung für zukünftige Investitionen ist gewährleistet, dass die Umweltbetriebskosten gedeckt sind. Auch gibt es Rückstellungen für Altlasten usw.	33,02			
Gesamt:		100			

Themenbereich 1.6: Organisation im Umweltschutz					
Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (%) (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
1.6.1	Es ist eine Umweltschutzorganisation vorhanden (verantwortliches Personal, Berichtswege, Organisationseinheit für den betrieblichen Umweltschutz)	43,26			
1.6.2	Mögliche Umweltauswirkungen werden durch Umweltrisikoplanungen evaluiert.	16,31			
1.6.3	Es werden operationalisierte Umweltziele für alle Bereiche definiert	31,38			
1.6.4	Die Zielsetzung im Umweltschutz ist ein Top-down Prozess. Umweltschutz wird nicht nur von Fachkräften vertreten, sondern zieht sich durch alle Hierarchieebenen.	9,05			
Gesamt:		100			

Themenbereich 1.7: Überwachung und Planung					
Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (%) (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
1.7.1	Es werden regelmäßig Audits durchgeführt und Berichte verfasst. Die ausgesprochenen Handlungsempfehlungen werden verfolgt.	27,98			
1.7.2	Beschaffung: Bei der Beschaffung von Neuanlagen oder der Einführung von neuen Produktionsprozessen wird die Anlagentechnik auch unter Umweltgesichtspunkten geplant und beschafft.	29,05			
1.7.3	Das Abarbeiten der Umweltziele und das Einhalten der Umweltpolitik wird überwacht	20,16			
1.7.4	Bei den Audits wird Legal Compliance überprüft	12,24			
1.7.5	Die Anwendung von BAT-Standard wird überprüft	10,57			
Gesamt:		100			

Themenbereich 1.8: Dienstleister und Fremdfirmen

Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (%) (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
1.8.1	Dienstleister und Fremdfirmen werden bei Tätigkeiten am Standort regelmäßig kontrolliert. Hinsichtlich der Inhaltsstoffe der verwendeten Produkte sind sie den gleichen Umweltstandards unterworfen wie das Unternehmen selbst.	58,44			
1.8.2	Zulieferer werden aufgefordert den gleichen Umweltstandards (in ihren Betrieben) nachzukommen wie das Unternehmen	41,56			
Gesamt:		100			

ANHANG V

Das Bewertungssystem für Umweltmanagementsysteme nach GOEBELS, 2000

Übersicht Themenblock I (Umweltmanagementkriterien)				
Nr.	Themengebiet	Gesamtzielerreichung	Gewichtungsfaktor	Ergebnis (Spalte 3x4)
1	Umweltpolitik, -ziele u. -programme		0,08	
2	Kommunikation		0,05	
3	Dokumentation Umweltmanagementsystem		0,05	
4	Controlling		0,05	
5	Personal und Ausbildung		0,1	
6	Überwachung		0,12	
7	Planung und Beschaffung		0,1	
8	Notfallvorsorge		0,05	
9	Gewässerschutz		0,05	
10	Gefahrstoffmanagement		0,05	
11	Immissionsschutz		0,05	
12	Energiemanagement		0,05	
13	Abfallwirtschaft		0,05	
14	Stand der Technik		0,15	
Ergebnis			1	
Gesamtergebnis (Summe Spalte 5 / Summe Spalte 4)				

ANHANG VI

Das Bewertungssystem für Umweltmanagementsysteme nach GOEBELS, 2000

Übersicht Themenblock I (Umweltmanagementkriterien)				
Nr.	Themengebiet	Gesamtzielerreichung	Gewichtungsfaktor	Ergebnis (Spalte 3x4)
1	Umweltpolitik, -ziele u. -programme		0,08	
2	Kommunikation		0,05	
3	Dokumentation Umweltmanagementsystem		0,05	
4	Controlling		0,05	
5	Personal und Ausbildung		0,1	
6	Überwachung		0,12	
7	Planung und Beschaffung		0,1	
8	Notfallvorsorge		0,05	
9	Gewässerschutz		0,05	
10	Gefahrstoffmanagement		0,05	
11	Immissionsschutz		0,05	
12	Energiemanagement		0,05	
13	Abfallwirtschaft		0,05	
14	Stand der Technik		0,15	
Ergebnis			1	
Gesamtergebnis (Summe Spalte 5 / Summe Spalte 4)				

Themenbereich 1: Umweltpolitik, -ziele u. -programme

Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
1.1	Umweltpolitik: Es gibt eine Umweltpolitik und diese wird eingehalten.	0,50			
1.2	Den Mitarbeitern sind Umweltpolitik und die Umweltziele für ihren Bereich a) bekannt und b) sie werden berücksichtigt.	0,20			
1.3	Umweltziele: Es werden operationalisierte und quantifizierte Umweltziele für alle Bereiche a) formuliert und b) sie werden termingerecht abgearbeitet.	0,25			
1.4	Es gibt ein Verfahren zur Festlegung der Umweltziele.	0,05			
Gesamt:		1,000			

Themenbereich 2: Interne u. Externe Kommunikation

Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
2.1	Interne Kommunikation: Die Umweltpolitik wird allen MA und Führungskräften bekanntgemacht	0,20			
2.2	Alle MA werden regelmäßig über Umweltthemen durch geeignete Medien (Betriebszeitung, Flügblätter, Intranet etc.) informiert.	0,20			
2.3	Informations- und Berichtswege sind a) vorhanden und b) funktionieren (D.h. die Sachkundigen berichten regelmäßig an den UM-Beauftragten, ein Managementreview geht jedes Jahr vom UWS-Beauftragten an die Geschäftsleitung).	0,15			
2.4	Externe Kommunikation: Es gibt eine offensive Öffentlichkeitsarbeit und eine offene Kommunikation mit allen Stakeholdern. D.h. es wird informiert über Umweltaspekte der Tätigkeiten, Prozesse, Anlagen, Dienstleister und auch umweltrelevante Betriebsstörungen. (Infoveranstaltungen, Umwelterklärung, Pressemitteilungen)	0,20			
2.5	Beschwerden aus der Öffentlichkeit und der Nachbarschaft werden berücksichtigt und beantwortet. (Es gibt ein geregeltes Verfahren)	0,25			
Gesamt:		1,000	%		

Themenbereich 3: Dokumentation

Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
3.1	Umweltdaten: Alle wichtigen Umweltdaten (z.B. Input-Output Daten) werden erfaßt und interpretiert.	0,20			
3.2	Umweltmanagementdokumentation: Die Dokumentation, die für das Funktionieren des Umweltmanagementsystem notwendig ist, liegt durchgehend in vollständiger, aktueller Form vor. (UM-Handbuch, VA's, AA's, Umweltprogramm, Umweltprüfungsbericht...)	0,15			
3.3	Gesetzliche Anforderungen: Es gibt ein System, um sicherzustellen, daß alle gesetzlichen Forderungen in aktueller Form a) vorliegen und b) Änderungen bekannt gemacht und c) berücksichtigt werden.	0,50			
3.4	Genehmigungen: Es gibt eine vollständige und aktuelle Dokumentation der rechtlichen Genehmigungen, behördlichen Bescheide etc.	0,15			
Gesamt:		1,000	%		

Themenbereich 4: Controlling

Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
4.1	Umweltschutzkosten: Umweltschutzkosten (Investitionen, Betriebs- und Personalkosten) und/oder Umweltbetriebskosten (Abfallentsorgung, Gewässerschutz, Luftreinhaltung, Lärmschutz) werden CC-weise a) erfaßt und b) bezahlt (Entstehungsprinzip).	0,35			
4.2	Einsparungen im Umweltschutz (Energie, Wasserverbrauch, Abfallmengen) werden den entsprechenden CC's gutgeschrieben.	0,10			
4.3	Umweltziele werden in Businessplänen und Geschäftsplänen berücksichtigt (also Top-Down-Prozess)	0,35			
4.4	Es gibt a) ein Riskmanagement und b) für Altlasten usw. werden Rückstellungen gebildet.	0,20			
Gesamt:		1,000	0,00%		

Themenbereich 5: Personal und Ausbildung

Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
5.1	Es besteht eine klare Delegation der Verantwortung im Umweltschutz. Verantwortlichkeiten, Befugnisse und Beziehungen aller Beschäftigten, die leitende, überwachende oder ausführende Tätigkeiten ausüben sind festgelegt.	0,30			
5.2	Umweltschutzbeauftragter: Es gibt einen aktiven Umweltschutzbeauftragten, der a) den Kontakt (zu Behörden, zu MA) nicht scheut und b) sich regelmäßig fortbildet.	0,15			
5.3	Es gibt ausreichend und gut ausgebildetes und erfahrenes Personal im Umweltschutz	0,15			
5.4	Sachkundige für den UWS: a) Es gibt in allen OE's Sachkundige für den UWS. b) Diese haben ausreichend Zeit für den betriebl. UWS. c) Sie sind gut ausgebildet und nehmen regelmäßig an Schulungen teil.	0,20			
5.5	Die Führungskräfte sind im Umweltschutz ausgebildet.	0,10			
5.6	Alle MA werden regelmäßig im Umweltschutz in Hinblick auf ihre Tätigkeiten unterwiesen	0,10			
Gesamt:		1,000	0,00%		

Themenbereich 6: Überwachung

Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
6.1	UMS Überwachung: Es gibt Verfahren nach dem der UWS-Beauftragte a) einen Management Review erstellt b) Begehungen durchführt c) den Stand der Handlungsempfehlungen kontrolliert.	0,20			
6.2	Es gibt ein Verfahren, nachdem die Sachkundigen a) regelmäßig Begehungen machen b) diese dokumentieren und c) regelmäßig an den UWS-Beauftragten berichten	0,20			
6.3	Es gibt ein Verfahren, nachdem die Kapitelverantwortlichen jährlich ihr entspr. Kapitel des UM-Handbuches aktualisieren.	0,05			
6.4	Regelmäßige Audits werden von qualifizierten Auditoren durchgeführt und Auditberichte werden erstellt. Dabei werden alle umweltrelevanten Tätigkeiten und Bereiche berücksichtigt.	0,20			
6.5	Bei Rechtsverstößen wie Grenzwertüberschreitungen werden die verantwortlichen Betreiber a) informiert b) zu Korrekturmaßnahmen angehalten.	0,15			
6.6	Fremdfirmen: Fremdfirmen werden bei Tätigkeiten am Standort regelmäßig kontrolliert, ob sie sich an die Umweltschutzanforderungen halten.	0,20			
6.7	Auch Dienstleistungen außerhalb des Standortes werden kontrolliert (z.B. die Abfallbehandlung/-verwertung, Altautorecycling)	0,10			
6.8	Lieferanten: a) Lieferanten wird auferlegt den gleichen Umweltstandards nachzukommen wie die Volkswagen AG. B) Sie werden kontrolliert.	0,10			
Gesamt:		1,00	0,00%		

Themenbereich 7: Planung

Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
7.1	Produktionsplanung: Beteiligung des UWS-Beauftragten: In der Planungsphase von Investitionen gibt der Umweltschutzbeauftragte seine Stellungnahme hinsichtlich ihrer Umweltrelevanz ab.	0,35			
7.2	Die von den Planern zu berücksichtigenden Lastenhefte enthalten UWS-Aspekte. Zusätzlich haben die Planer eine Grundausbildung im Umweltschutz.	0,20			
7.3	Produktplanung: Die mit der Produktentwicklung betrauten MA a) verfügen über Stoffkenntnisse der eingesetzten Materialien b) berücksichtigen den UWS. c) Zusätzlich ist der Umweltschutzbeauftragte in die Produktentwicklung eingebunden.	0,35			
7.4	Beschaffung: Bei der Beschaffung von, was weder Anlagen (Lastenhefte) noch Prozessmat. (Freigabe) ist, wird die Umweltpolitik berücksichtigt.	0,10			
Gesamt:		1,000	0,00%		

Themenbereich 8: Notfallvorsorge

Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
8.1	Notfallorganisation: a) Es gibt eine Notfallorganisation. b) Sie ist allen OE-Leitern bekannt. c) Alle MA sind über Notfallverhalten informiert (Notfallpläne hängen in allen CC's aus).	0,50			
8.2	Brandschutz: a) Es gibt eine Werksfeuerwehr. B) Sie kennt alle umweltrelevanten Anlagen und c) ist auf umweltrelevante Störfälle vorbereitet (Ausbildung, Umweltfahrzeug).	0,35			
8.3	Es gibt eine zentrale Leittechnik , an die die Signalmeldungen der technischen Sicherheitssysteme im Störfall gemeldet werden.	0,15			
Gesamt:		1,000	0,00%		

Themenbereich 9: Gewässerschutz

Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
9.1	Legal Compliance: Der Gewässerschutz entspricht den relevanten Rechtsvorschriften und den behördlichen Genehmigungen.	0,50			
9.2	Die Anlagen entsprechen dem Stand der Technik .	0,20			
9.3	Managementsystem: Der Gewässerschutz ist a) organisiert und b) dokumentiert? (Aufgabenbeschreibungen, VA's, AA's, Richtlinien usw.)	0,05			
9.4	Die Verbrauchsmengen und Frachten werden a) erfasst b) auf Einsparpotentiale hin untersucht c) Verbesserungsmaßnahmen ergriffen.	0,20			
9.5	Es gibt ein Abwasserkataster .	0,05			
Gesamt:		1,000	0,00%		

Themenbereich 10: Gefahrstoffmanagement

Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
10.1	Legal Compliance: Die Lagerung der Gefahrstoffe und der wassergefährdenden Stoffe ist genehmigungs und gesetzeskonform. Auch die VAWS-Auflagen werden in allen Bereichen eingehalten.	0,5			
10.2	Es gibt ein Kataster a) der Gefahrstoffe und b) der wassergefährdender Stoffe.	0,05			
10.3	a) Transport , Lagerung, Handhabung, b) Kennzeichnung, Verpackung und c) Entsorgung der Gefahrstoffe und wassergefährdender Stoffe ist eindeutig geregelt.	0,20			
10.4	Es gibt ein Verfahren, das sicherstellt das Gefahrstoffe a) erkannt und b) Lagermengen reduziert werden.	0,10			
10.5	Technische Sicherheitseinrichtungen zum Umgang mit Gefahrstoffen entsprechen dem Stand der Technik.	0,10			
10.6	Materialfreigabe: Es ist sichergestellt, dass nur freigegebenes Material beschafft wird.	0,05			
Gesamt:		1,000	0,00%		

Themenbereich 11: Immissionsschutz

Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
11.1	Legal Compliance: Der Immissionsschutz entspricht den relevanten Rechtsvorschriften und behördlichen Genehmigungen.	0,50			
11.2	Kataster: Es gibt ein Emissionskataster/Lärmkataster.	0,10			
11.3	Emissionen werden a) gemessen und dokumentiert. b) Es wird untersucht wie sie zu senken sind. c) Reduzierungsmaßnahmen werden ergriffen.	0,25			
11.4	Managementsystem: Der Emissionsschutz ist a) organisiert und b) dokumentiert? (Aufgabenbeschreibungen, VA's, AA's, Richtlinien usw.)	0,15			
Gesamt:		1,000	0,00%		

Themenbereich 12: Energiemanagement

Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
12.1	Umweltziele: a) Es sind in allen OE's energiewirtschaftliche Ziele formuliert, b) ihre umsetzung wird kontrolliert.	0,40			
12.2	Die Erfassung der Energieverbräuche wird nicht nur auf CC's sondern bis auf Anlagen heruntergebrochen. (um Stromfresser zu erkennen und zu eliminieren)	0,35			
12.3	a) Energierundgänge werden in allen Bereichen durchgeführt. B) Bei Mängeln werden Korrekturmaßnahmen ergriffen.	0,25			
Gesamt:		1,000	0,00%		

Themenbereich 13: Abfallwirtschaft

Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielereichungsgrad (%)	Ergebnis (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
13.1	Legal Compliance: Die Abfallwirtschaft entspricht den relevanten Rechtsvorschriften ? (Vermeidung, Verminderung, Sammlung/Trennung, Verwertung, Beseitigung)	0,50			
13.2	Managementsystem: Das Abfallmanagement ist organisiert und dokumentiert. (Aufgabenbeschreibungen, VA's, AA's, Richtlinien usw.)	0,10			
13.3	Es gibt ein Abfallkataster . (D.h. es ist dokumentiert, wo welche Abfälle in welcher Menge anfallen)	0,05			
13.4	Die Abfallmengen werden a) erfasst b) Reduzierungsmöglichkeiten werden untersucht und c) Reduzierungsmaßnahmen ergriffen.	0,20			
13.5	Es wird ein Abfallkonzept im Sinne des KrW/AbfG erarbeitet.	0,10			
13.6	Die Abnehmer von Abfall werden hinsichtlich der Umweltschutzanforderungen kontrolliert.	0,05			
Gesamt:		1,000	0,00%		

Themenbereich 14: Stand der Technik

Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
14.1	Schadstoffentfrachtung in der Vorbehandlung und bei der KTL-Beschichtung in der Lackiererei (quantitativ); Eliminierung von Chrom(VI), Blei und Nitrit. Reduzierung des Nickelgehaltes	0,09			
14.2	Begrenzung der Lösemittlemissionen von Karossenlackieranlagen (quantitativ) auf maximal 35 g/m ² für Neuanlagen und 45 g/m ² für Altanlagen. (Bilanzierungsrahmen ist der gesamte Beschichtungsprozess)	0,09			
14.3	Ressourcenschonende Maßnahmen in der Vorbehandlung und Elektrotauchlackierung der Lackiererei Kaskadenspültechnik und Entfettungsbadpflege; Recycling von VE-Wasser und KTL-Lack	0,09			
14.4	Einsatz lösemittelfreier Konservierungsmaterialien	0,09			
14.5	PCB-Freiheit bei Transformatoren und Großkondensatoren	0,09			
14.6	Einsatz umweltfreundlicher Kältemittel in Kälteanlagen. Für Neuanlagen stehen folgende Medien zur Verfügung: 1. Wasser, 2. Ammoniak, 3. Chlorfreie Kältemittel. Für Altanlagen gilt eine sukzessive Eliminierung von vollhalogenierten FCKWs, CKWs und Halonen	0,09			
14.7	Präventiver Grundwasser- und Bodenschutz durch technische und organisatorische Maßnahmen beim Umgang mit wassergefährdenden Stoffen und Abfällen	0,09			
14.8	Einrichtung einer Trennkanalisation für Schmutz- und Regenwasser Kanalsanierung für unterschiedliche Abwasserqualitäten als Voraussetzung für eine gezielte Behandlung	0,09			
14.9	Sanierung der Schmutzwasserkanalisation: Sanitär- und Industriekanalisation Wiederkehrende Überprüfung mindestens alle 10 Jahre.	0,09			
14.10	Bevorzugung schienengebundener Systeme gegenüber dem Transport auf der Straße (quantitativ)	0,09			
14.11	Prinzipieller Einsatz von Mehrwegverpackungen und – transportsystemen. Wo nicht möglich: Verwendung umweltfreundlicher und recyclingfähiger Einwegverpackungen	0,09			
Gesamt:		1,000	0,00%		

Übersicht Themenblock II (Operative Umwelleistungskriterien)

Nr.	Themengebiet	Gesamtzielerreichung in %	Gewichtungsfaktor	Ergebnis (Spalte 3x4)
2.1	Abfallverwertungsquote		16,67	
2.2	VOC-Rate		16,67	
2.3	Rohstoffeffizienz		16,67	
2.4	Standardisierte SA-Qote		16,67	
2.5	Standardisierter Energieverbrauch		16,67	
2.6	Standardisierter Frischwsserverbrauch		16,67	
Ergebnis			100	
Gesamtergebnis (Summe Spalte 5 / Summe Spalte 4)				

Themenbereich 2 Operative Umwelleistungskriterien

Standort:		Datum der Erhebung:		Auditbericht vom:	
Nr.	Kriterium	Gewichtung	Zielerreichungsgrad (%)	Ergebnis (Spalte 3 x Spalte 4)	Feststellung / Abweichung
2.1	Abfallverwertungsquote (%)	16,67			
2.2	VOC-Rate (g/m ²)	16,67			
2.3	Rohstoffeffizienz (%)	16,67			
2.4	Standardisierte SA-Qote (%)	16,67			
2.5	Standardisierter Energieverbrauch (MWh)	16,67			
2.6	Standardisierter Frischwsserverbrauch (L/t MA)	16,67			
Gesamt:		100			

LITERATURVERZEICHNIS

- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación) (Hrsg.) (1996): Curso de Sistema de Gestión medioambiental, Madrid
- AHREND, H.-W. (1998): Ökologische Aspekte beachten bei der Reduzierung der Fertigungstiefe. In: Maschinenmarkt, 104, Würzburg, S. 34-37
- ALPERS, A. (1995): Der Nutzen wird unterschätzt –... Landauf landab bereiten sich Unternehmen auf eine Umweltbetriebsprüfung vor. – Unternehmen & Umwelt 2/95, S. 4-5
- ANGRICK (1994) in DREYHAUPT (HRSG.) Umwelttechnik, S. 883
- ASHFORD, N.A. UND MEIMA, R. (1993): Designing the Sustainable Enterprise Summary Report. Second International Research Conference, The greening of Industry Network Cambridge, Massachusetts
- BACHFISCHER, R. (1978): Die ökologische Risikoanalyse – eine Methode zur Integration natürlicher Umweltfaktoren in der Raumplanung. Dissertation an der TU München
- BAHRENBURG, G. / GIESE, E. / NIPPER, J. (1990): Statistische Methoden in der Geographie Band 1, Stuttgart
- BAMBERG, G. UND COENENBURG, A. G. (1996): Betriebswirtschaftliche Entscheidungslehre, München
- BARTOLOMEO, M. UND RANGHIERI, F. (1998a): Öko-Benchmarking in Italien. In: FICHTER, K. UND CLAUSEN, J. (1998) Schritte zum nachhaltigen Unternehmen, Berlin, S. 215 f.
- BARTOLOMEO, M. UND RANGHIERI, F. (1998b): Öko-Benchmarking in Italien. In: KOTTMANN, H. UND CLAUSEN, J. (Hrsg.) Ökologisches Benchmarking von Unternehmen, Berlin
- BAUMAST, A. (1998): Die Entstehungsgeschichte des Umwelt-Audit. In: Doktoranden-Netzwerk Öko-Audit e.V. (Hrsg.): Umweltmanagementsysteme zwischen Anspruch und Wirklichkeit, Berlin.
- BAYRISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN UND ARBEITGEBERVERBAND DER KUNSTSTOFF VERARBEITENDEN INDUSTRIE IN BAYERN (1998): Umweltmanagement in der Kunststoffverarbeitung – Ein Leitfaden, München
- BECHMANN, A. (1978): Nutzwertanalyse, Bewertungstheorie und Planung, Bern
- BECHMANN, A. (1980): Die Nutzwertanalyse der zweiten Generation – Unsinn, Spielerei oder Weiterentwicklung? In: Raumforschung und Raumordnung, Heft 4 S. 167-173
- BECHMANN, A. (1981): Grundlagen der Planungstheorie und Planungsmethodik – eine Darstellung mit Beispielen aus dem Arbeitsfeld der Landschaftsplanung, Bern
- Bechmann, A. (1988): Handbuch der UVP – Grundlagen der Bewertung von Umweltauswirkungen, Berlin

- BECHMANN, A. (1989): Die Nutzwertanalyse. In: STORM, P. C., BUNGE, T. (Hrsg.): Handbuch der Umweltverträglichkeitsprüfung, Berlin
- BECHTLE, C. (1995): Bewertungsverfahren in der Praxis – der Paarvergleich. In: Kocks Consult GmbH (Hrsg.): Aspekte der Bewertung und Entscheidungsfindung in der Umweltplanung. Seminarband zum Seminar vom 23. bis zum 24.03.1995, S. 85-96, Koblenz
- BECKER, D. (1974): Analyse der Delphi-Methode und Ansätze zu ihrer optimalen Gestaltung, Dissertation, Frankfurt a. M.
- BENDER, B.; SPARWASSER, R.; ENGEL, R. (1995): Umweltrecht: Grundzüge des öffentlichen Umweltrechts, Heidelberg
- BIRNBACHER, D. (HRSG.) (1997): Ökophilosophie, Stuttgart
- BOECKH, M. (2000): Umweltfreundlich Druck machen – Lösemittel lassen sich gewinnsteigernd minimieren. In: Umwelttechnik, März 2000, S. 50 f.
- BRAUNSCHWEIG, A. UND MÜLLER-WENK, R. (1993): Ökobilanzen für Unternehmen: Eine Wegleitung für die Praxis, Bern
- BREIER, S. (1997): Umweltschutzkooperation zwischen Staat und Wirtschaft auf dem Prüfstand: Eine Untersuchung am Beispiel der Erklärung der deutschen Wirtschaft zur Klimavorsorge. In: Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht Heft 1, S. 131-142
- BRESLAU, B., ET AL. (o. J.): Decision support software to optimize resource allocation – theory and case histories, Pittsburgh, www.expertchoice.com
- BRUNN, H., ET AL. (1995): Internationale Normen zum Umweltmanagement: Das ISO-14000-System. In: ALIJAH, R. UND HEUVELS, K. (1995 [Grundwerk]): Betriebliches Umweltmanagement, Augsburg, Kap. 2.3.3.4
- BUND/MISEREOR (Hrsg.) (o. J.): Zukunftsfähiges Deutschland – Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung, Berlin
- BUNDESGERICHTSHOF (BGH) (1990): Strafrechtliche Produkthaftung – Lederspray-Entscheidung. In NJW, 1990, S. 2560-2569
- BUNDESRAT (HRSG.): (1996): Stellungnahme des Bundesrates vom 08.11.1996 (BR-Drs. 695/96, Ziffer 10) zur Mitteilung der Kommission der Europäischen Gemeinschaft zur Überprüfung der Gemeinschaftsstrategie für die Abfallwirtschaft
- BUNDESUMWELTMINISTERIUM (1997): Umweltpolitik – Agenda 21 – Dokumente, Bonn
- BUNDESUMWELTMINISTERIUM UND UMWELTBUNDESAMT (1997): Leitfaden Betriebliche Umweltkennzahlen, Bonn, Berlin
- BUNDESUMWELTMINISTERIUM UND UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1995): Handbuch Umweltcontrolling, München

- BURCKHARDT, W. (1995): Benchmarking und Qualitätsauszeichnungen. In: HANSEN, W., JANSEN, J. H. UND KAMISKE, G. F. (1995): Qualitätsmanagement im Unternehmen, Berlin
- BURRUS, D. (1994): Technotrends, 24 Technologien, die unser Leben revolutionieren werden, Wien
- BURSCHEL, C. (1997): Abschied von der Organisationsstruktur? Ökologisches Innovationsmanagement und mikropolitische Mitarbeiterkalküle. In: BIRKE, M., BURSCHEL, C., SCHWARZ, M. (1997): Handbuch Umweltschutz und Organisation, München, S. 274-315
- CADUFF, G. (1998): Umweltorientierte Leistungsbeurteilung, Zürich
- CAHILL, L. B. (1997): Environmental Auditing, Rockville, Maryland, USA
- CAMP, R. C. (1989): Benchmarking – The Search for Industry Best Practices that lead to superior Performance, Wisconsin
- CANSIER, D. (1993): Umweltökonomie, S. 97 ff. Stuttgart
- CARSON, R. (1968): „Silent Spring“, New York. Deutsche Ausgabe: „Der stumme Frühling“, München, 1968
- CLAUSEN, J. UND KOTTMANN, H. (1997): Von der Öko-Bilanz zur Umweltleistungsmessung. In: Ökologisches Wirtschaften, 5/1997, S. 10-12
- CLAUSEN, J. und RUBIK, F. (1996): Von der Suggestivkraft der Zahlen. In: Ökologisches Wirtschaften Heft 2/1996, S. 13-15
- CLAUSEN, J. (1993b): Zur Entwicklung von Normen für Umweltmanagement und Öko-Audit. IÖW/VÖW-Informationsdienst 5/93, S. 14-16
- CLAUSEN, J. (1998): Umweltkennzahlen als Steuerungsinstrument für das nachhaltige Wirtschaften von Unternehmen. In: SEIDEL, E., ET AL (Hrsg.) (1998): Umweltkennzahlen, S. 33-70, München
- CLAUSEN, J., HALLAY, H., STROBEL, M. (1992): Umweltkennzahlen für Unternehmen. Schriftenreihe des IÖW 20/92. Berlin
- CLAUSEN, J., MAI, G., BÜTTNER, S. (1992): Umweltkennzahlen für eine Gießerei. In: CLAUSEN, J., Hallay, H., Strobel, M. (1992): Umweltkennzahlen für Unternehmen. Schriftenreihe des IÖW 20/92. Berlin, S. 11-19
- CLAUB UND EBNER (1989): Statistik für Soziologen, Pädagogen und Mediziner, Band 1 Grundlagen, Thun, S. 35
- COPELAND, T., KOLLER, T., MURRIN, J. (1993): Unternehmenswert. Methoden und Strategien für eine wertorientierte Unternehmensführung, Frankfurt
- COSSON, R. (o. J): Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz, Köln
- DALKEY, N. C. (1969): The Delphi-Method – An Experimental Study of Group Opinion. Santa Monica

- DENCKER (1995): Durch kontinuierliche Verbesserung vom Teile- zum Modullieferanten. In: ZWF 90 (1995) 1-2, S. 19
- DIERCKE Weltatlas (1988) Braunschweig
- DIN EN 14031 (2000): Umweltmanagement – Umweltleistungsbewertung – Leitlinien, Deutsche Fassung von Febr. 2000, Berlin.
- DIN EN ISO 14001 (1996): Umweltmanagementsysteme: Spezifikationen mit Anleitung zur Anwendung
- DIN EN ISO 14004 (1996): Umweltmanagement – Allgemeiner Leitfaden über Grundsätze, Systeme und Hilfsinstrumente
- DIN EN ISO 14011 (1996): Leitfäden für Umweltaudits – Auditverfahren – Audit von Umweltmanagementsystemen
- DIN EN ISO 14041 (1997): Ökobilanz: Festlegung des Ziels und des Untersuchungsraumes sowie Sachbilanz
- DRUCKER, P. F. (1993): Die ideale Führungskraft
- DURWEN, K.-J. (1982): Zur Nutzung von Zeigerpflanzen und artspezifischen Merkmalen der Gefäßpflanzen Mitteleuropas für Zwecke der Landschaftsökologie und -planung mit Hilfe der EDV, Arbeitsberichte des Lehrstuhls Landschaftsökologie Münster, Heft 5
- DYLLICK, T. und SCHNEIDEWIND, U. (1995): Ökologische Benchmarks – Erfolgsindikatoren für das Umweltmanagement von Unternehmen, IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr. 26. St.Gallen
- EBERLE, D. (1981a): Fallbeispiele zur Weiterentwicklung der Standardversion der Nutzwertanalyse – Exemplarische Ansätze aus dem Bereich der Siedlungsstrukturplanung. In: Veröffentlichungen der Akademie für Raumforschung und Landesplanung, Bd. 51, Hannover
- EBERLE, D. (1981b): Perspektiven zur Weiterentwicklung von Bewertungs- und Entscheidungsmodellen für die räumliche Planung. In: KISTENMACHER, H. (1981): Seminarbericht Sommersemester 1981 (= Werkstattberichte, Nr.7, S. 4-37), Kaiserslautern
- EIPPER, C. (1990): Probleme der Bewertung der potentiellen Umweltbelastung durch einen Maschinenbaubetrieb, Diplomarbeit an der Universität Trier
- EIPPER, C. (1994): Environmental Auditing - Ein neues Wirkungsfeld für Geographen? In: Geographische Rundschau, Jg. 46, Heft 10, S. 591-593
- EIPPER, C. (1995): Die Bewertung des Umweltrisikos von Gewerbe- und Industriebetrieben – ein Verfahren zur praxisorientierten Durchführung auf der Grundlage von Risikostudien für die Versicherungswirtschaft - (= Trierer Geographische Studien, Heft 12), Trier

- ENGELS, W. (1962): Betriebswirtschaftliche Bewertungslehre im Licht der Entscheidungstheorie, Köln
- ERZMANN, D. (1995): Wie neutral ist der Bewerter? Externe Einflüsse auf Bewertungen. In: Kocks Consult GmbH (Hrsg.): Aspekte der Bewertung und Entscheidungsfindung in der Umweltplanung. Seminarband zum Seminar vom 23. bis zum 24.03.1995, S. 60-66, Koblenz
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN (EG) (1993): Für eine dauerhafte und umweltgerechte Entwicklung, Luxemburg
- EWER, W., LEHELDT, R., THEUER, A. (1998): Handbuch Umweltaudit, München
- EYRICH, H.G. (1991): Benchmarking to become the Best of Breed. In: Manufacturing Systems, April 1991, S. 40-47
- FAHRBACH, M., ET AL. (2000): Strategisches Umweltcontrolling mit Hilfe der Balanced Scorecard. In: Umweltwirtschaftsforum, 8. Jg., Heft 2, Juni 2000, S. 41-44
- FALKE, J. (1995): „Umwelt-Audit“-Verordnung: Grundsätze und Kritikpunkte.- Zeitschrift für Umweltrecht – ZUR 1/95, S. 4-9
- FICHTER, K. UND CLAUSEN, J. (1998): Schritte zum nachhaltigen Unternehmen. Zukunftsweisende Praxiskonzepte des Umweltmanagements, Berlin
- FICHTER, K. UND GRÜNEWALD, M.(1995): Öko-Rating – Ansätze zur ökologischen Unternehmensbewertung. IÖW-Diskussionspapier 32/95, Berlin
- FICHTER, K. (1993): Umweltmanagement-Standards: der BS 7750 – IÖW/VÖW Informationsdienst 3-4/93, S. 14-15
- FICHTER, K. (1994): Erstellung von unternehmensbezogenen Umweltberichten, Berlin
- FISCHER WELTALMANACH 2000 (1999): Zahlen, Daten, Fakten; Frankfurt a. M.
- FISCHER, B. (1983): Bewertungsansätze für ökologische Belange in der räumlichen Planung, Stuttgart
- FISCHER-KOWALSKI ET AL. (1993): Das System verursacherbezogener Umweltindikatoren. Ein nicht-monetäres System für die ökologische Erweiterung der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung. Schriftenreihe des IÖW, Berlin
- FÖRSCHLE, G.; HERMANN, S.; MANDLER, U. (1994): Umwelt-Audits In: Der Betrieb, Jg.47, Heft 22, S. 1093-1100
- FÖRSTNER, U. (1995): Umweltschutztechnik: Eine Einführung, Berlin
- FRANKLIN, B. (1956): „Briefe an Joseph Priestly“, Benjamin Franklin Sampler, 1956
- FREY, N. UND SCHIANETZ, K. (1993): Betrieblichen Umweltschutz bewerten. In: Umwelt 3/1993, S. 132-133

- FRIEDRICH, H. UND SEBASTIAN, W. (1997): Umweltaspekte im Automobilbau – Einsatz von Magnesium zur Minderung des Fahrzeuggewichts. In: Umweltwirtschaftsforschung, 5.Jg., Heft2, Juni 1997, S. 50-53
- FÜHR, M. (1993a): Betriebsorganisation als Element proaktiven Umweltschutzes. In: BREUER R. UND KLOEPFER, M. (Hrsg.) (1993): Jahrbuch des Umwelt- und Technikrechts 1993 (Schriftenreihe des Instituts für Umwelt- und Technikrecht der Universität Trier), S. 145-187, Trier
- FÜHR, M. (1993b): Umweltmanagement und Umweltbetriebsprüfung – neue EG-Verordnung zum Öko-Audit verabschiedet. In: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht NVwZ 9/93, S. 858-861
- FÜLL, G (1995): Automobilbauer übertragen immer mehr auf Systemlieferanten. In: Handelsblatt 08.03.1995
- FUTURE UND IÖW (1998): Umweltberichte und Umwelterklärungen – Ranking 1998. Zusammenfassung der Ergebnisse und Trends, München
- GADAMER, H.-G. (1960/1990): Hermeneutik: Wahrheit und Methode – 1. Grundzüge einer philosophischen Hermeneutik, Gesammelte Werke Bd.1, Tübingen
- GELLRICH, C. UND LUIG, A. (1997): Die Macht der weichen Faktoren. In: Ökologisches Wirtschaften 5/1997, S. 19 f.
- GEORGI, B. (2000): Mißverständnis Umweltauswirkungen. In: Umwelttechnik, März 2000, S. 40-43
- GIEGRICH, J. (1995): Die Bilanzbewertung in produktbezogenen Ökobilanzen. In: SCHMIDT, M. & SCHORB, A. (1995): Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits, Berlin
- GIEGRICH, J., ET AL. (1995): Bilanzbewertung in produktbezogenen Ökobilanzen. Evaluation von Bewertungsmethoden, Perspektiven. – UBA-Texte 23/95, Berlin
- GISHOLT, O. (1976): Marketing-Prognosen – unter besonderer Berücksichtigung der Delphi-Methode, St.Gallen
- GLOBUS INFOGRAFIK (2000), Jg. 55, 17.07.2000: Die größten Unternehmen in Deutschland, Bc-6439
- GOEBELS, T. (1997): Die Umsetzung der EG-Öko-Audit-Verordnung in Spanien. Diplomarbeit an der Universität Trier
- GOETHE, J. W. v. (1881): Sämtliche Werke, Stuttgart
- GRIESE, H., ET AL. (1997): Kreislaufwirtschaft in der Elektronikindustrie: Konzepte, Strategien, Umweltökonomie, Berlin
- GROBER, U. (1999): Der Erfinder der Nachhaltigkeit. In: Die Zeit 25.11.1999, Nr.48, S. 98 f.
- GÜNTHER, K. (1996): Ein praktikables Instrument zum Vergleich von Unternehmenskonzepten – Das ASU-Benchmarking-System. In: Ökologisches Wirtschaften 2/1996, S. 20-21

- GÜNTHER., K. UND KOTTMANN, H. (1998): ASU-Öko-Benchmarking: Umweltpreis fördert Vergleich von Umweltmanagementsystemen. In: KOTTMANN, H. UND CLAUSEN, J. (1998): Ökologisches Benchmarking von Unternehmen, IÖW-Schriftenreihe Nr.133/98, S. 83-94, Berlin
- HALLAY, H. UND PFRIEM, R. (1992): Öko-Controlling – Umweltschutz in mittelständischen Unternehmen, Frankfurt a. M.
- HÄMÄLÄINEN, R. P. (1990): A decision aid in the public debate on nuclear power. In: European Journal of Operational Research, Vol.48, No.1, S. 66-76, Amsterdam
- HASSE, R. UND JAPP, K. P. (1997): Dynamik symbolischer Organisationspolitik In: BIRKE, M., BURSCHEL, C. SCHWARZ, M. (1997): Handbuch Umweltschutz und Organisation, München, S. 134-162
- HABLER, R. UND DEML, M. (1998): Öko-Rating – Unternehmen im Umwelt-Check. Schriftenreihe zur ökologischen Kommunikation, Band 6, München
- HABLER, R. (1994a): Informationen über die wirtschaftliche und finanzielle Lage des Unternehmens hinaus. In: Blick durch die Wirtschaft, Nr. 20, 28.01.1994, S. 7
- HABLER, R. (1994b): Öko-Rating. Ökologische Unternehmensbewertung als neues Informationsinstrument. Schriftenreihe zur ökologischen Kommunikation, Band 2, München
- HAVERLAND, W. (1995): Analyse eines Konzeptes zur Fertigungstiefenreduzierung am Beispiel der Automobilindustrie, Diplomarbeit, Hannover
- HEMMELSKAMP, J. (1997): Umwelttechnischer Fortschritt und nachhaltige Entwicklung. In: Umweltwirtschaftsforum, 5. Jg., Heft 2, Juni 1997, S. 46-49
- HORN, M. (1995): Die Zeit-Rangfolge der führenden deutschen Industrieunternehmen: Im Zeichen des Umweltschutzes. In: Die Zeit, 11.08.1995, S. 20
- HORVÁTH, P. UND REICHMANN, T. (1993): Vahlens großes Controlling-Lexikon, München
- HORVÁTH, P. (1998): Balanced Scorecard: Wie Sie Strategien erfolgreich umsetzen. In: Gablers Magazin 4/1998, S. 22-24
- HOULDIN, M. (1998): Neue Konzepte des Umwelt-Auditing. In: FICHTER, K. UND CLAUSEN, J. (1998) Schritte zum nachhaltigen Unternehmen, Berlin
- INDUSTRIE- UND HANDELSKAMMER IN NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.) (1995): EG-Umwelt-Audit-Wegweiser, Duisburg
- INDUSTRIE UND HANDELSKAMMER NÜRNBERG (Hrsg.) (1996): Wegweiser EG-Umwelt-Audit, Nürnberg

- INSTITUT FÜR ÖKOLOGIE UND UNTERNEHMENSFÜHRUNG E. V. (IÖU), et al (1998): Vorläufige Untersuchungsergebnisse und Handlungsempfehlungen zum Forschungsprojekt „Evaluierung von Umweltmanagementsystemen zur Vorbereitung der 1998 vorgesehenen Überprüfung des gemeinschaftlichen Öko-Audit-Systems“
- INSTITUT FÜR UMWELTMANAGEMENT GMBH (1992): Erstellung eines Umwelt-Audit-Konzeptes für Volkswagen, Oestrich-Winkel
- INTERNATIONAL CHAMBER OF COMMERCE (ICC) (1991): ICC-Positionspapier zu Umweltschutz-Audits.- In: STEGER, U. (Hrsg.) (1991): Umwelt-Auditing - Ein neues Instrument der Risikovorsorge, S. 183-202, Frankfurt a. M.
- JACOBS, R. (1994): Organisation des Umweltschutzes in Industriebetrieben, Dissertation an der RWTH Aachen, Heidelberg
- JAECKLIN, A. (2000): GERLING CERT Kundenforum am 20.06.00 in Köln – Erfahrungsaustausch zu aktuellen Zertifizierungs- und Validierungsfragen, Köln
- JAKOBY, C. (1992): UVP-Verwaltungsvorschrift und verbal-argumentative Bewertung. In: UVP-Report, Heft 1, S. 11-12, Hamm
- JANSSEN, J. UND KÄGI, W. (1998): Internationaler Klimaschutz: Unternehmerische Potentiale. In: Umweltwirtschaftforum Heft 4, S. 15-19
- JANZEN, I., ET AL (1998): Norm-Vorschlag, Schriftenreihe des Doktoranden-Netzwerk Öko-Audit e. V., Band 2
- JIMÉNEZ-BELTRÁN, D. (1999): Ökoeffizienz – die europäische Antwort auf nachhaltige Entwicklung?. In: VON WEIZSÄCKER, E. U. UND SEILER-HAUSMANN, J. D. (1999): Öko-Effizienz: Management der Zukunft, Berlin, S. 57-75
- KENKEL, K. H. (2000): Ökologie und Balanced Scorecard. In: Unternehmen und Umwelt 1/2000, S. 26 f.
- KIAS, U., ET AL (1987): Ökologische Planung – Fallstudie „Bünder Rheintal“, Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie, Band 15, S. 71-80, Göttingen
- KLEIVANE, T. (1996): Environmental Performance Evaluation. In: Ökologisches Wirtschaften 2/1996, S. 16
- KLEIVANE, T. (1998): Bewertung der Umweltschutzleistung – das Bindeglied zwischen Umweltmanagement und Realität. In: Schritte zum nachhaltigen Unternehmen. Zukunftsweisende Praxiskonzepte des Umweltmanagements, Berlin, S. 99-108
- KLINGENBERG, H. und WAGNER, G. (1992): Umweltschutzstrategien der Automobilindustrie am Beispiel der Volkswagen AG. In: STEGER, U. (Hrsg.) (1992) Handbuch des Umweltmanagements, München, S. 620-630

- KOCH, A. (1994): Stand der Normungsarbeiten von Umweltmanagementsystemen – Eine Entwicklungsgeschichte. In: Umweltwirtschaftsforum UWF, Heft 6/94, S. 37-43
- KOCH, S. (1998): Gegenüberstellung von wasserbasierten Lacksystemen und lösemittelbasierten Lacksystemen, Vertiefungsarbeit an der Fachhochschule Nordostniedersachsen
- KOTTMANN, H. UND CLAUSEN, J. (Hrsg.) (1998): Ökologisches Benchmarking von Unternehmen, Berlin
- KPMG (1997): Environmental Reporting, Copenhagen
- LAMPERTHER, D. H. (2000): Lautes Geschrei – Das Internet soll die Zusammenarbeit zwischen Autoherstellern und Zulieferern revolutionieren. In: Die Zeit 09.03.2000.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (LAGA) (1997): Definition und Abgrenzung von Abfallverwertung und Abfallbeseitigung sowie von Abfall und Produkt nach dem KrW-/AbfG, S. 24 ff.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTEMBERG (Hrsg.) (1994): Umweltmanagement in der metallverarbeitenden Industrie – Leitfaden zur EG-Umwelt-Audit-Verordnung, Karlsruhe
- LARISCH, G. (1997): Einbindung der Mitarbeiter – Entwicklung des Umweltschutzes bei der Dr. Oetker Nahrungsmittel KG. In: Ökologisches Wirtschaften 5/97, S. 26 f.
- LEHMANN, S. UND STEINFELDT, M. (1995): Die Erfassung und Bewertung von Umweltauswirkungen. In: FICHTER, K. (1995): EG-Öko-Audit-Verordnung - Mit Öko-Controlling zum zertifizierten Umweltmanagementsystem. Schriftenreihe des IÖW 81/95, S. 45-52
- LEIBFRIED, K. H. J. UND MC NAIR, C. J. (1993): Benchmarking: Von der konkurrenz lernen, die Konkurrenz überholen. Freiburg i. Br.
- LEM, N. (1997): Vergleichende Analyse der Kosten des 5a-Lackierverfahrens und des Pulverlack-Lackierverfahrens bezogen auf divergierende Prozeßstufen. Studienarbeit an der Fachhochschule Braunschweig/Wolfenbüttel
- LOEW, T. UND KOTTMANN, K. (1996): Kennzahlen im Umweltmanagement, in ökologisches Wirtschaften, 2/1996
- LOEW, T., HJALLMARSOTTIR, H. (1996): Umweltkennzahlen für das betriebliche Umweltmanagement. Schriftenreihe des IÖW Nr.99, Berlin
- LOEW, T., KOTTMANN, H., CLAUSEN, J. (1997): Entwicklungsstand von Umweltkennzahlen und Umweltkennzahlensystemen in Theorie und Praxis. Schriftenreihe des IÖW Nr.40/97, Berlin
- MALIK, F. (1999): Führen Leisten Leben – Wirksames Management für eine neue Zeit, Stuttgart

- MALLEY, J. (1996): Indikatoren für nachhaltiges Wirtschaften. In: Spektrum der Wissenschaft, Mai 1996, S. 107 ff.
- MANAGEMENT ENZYKLOPÄDIE (1982): Band 1, München,
- MARTYNOVA, M., LÜCHINGER, A. UND BRODMANN, U. (1999): Industrie und Staat vereint gegen Treibhausgase. In: Neue Züricher Zeitung Nr. 136, S. 27
- MEADOWS, D. H., MEADOWS, D. L., RANDERS, J. AND BEHRENS, W. W. (1972): The Limits of Growth. New York; Deutsche Ausgabe: Die Grenzen des Wachstums, Stuttgart,
- MICHAELOWA, A. (1998): Billiger Klimaschutz durch Auslandsinvestitionen. In: Umweltwirtschaftsforum Heft 4, S. 4-8, Heidelberg
- MOSCHKE, H. J. (1991): Organisationsverschuldenanalyse Grundlage für ein erfolgreiches Umwelt-Auditing. In: STEGER, U. (Hrsg.) (1991): Umwelt-Auditing – Ein neues Instrument der Risikovorsorge, Frankfurt a. M., S. 52-58
- MÜLLER, M., NISSEN, U., PAPE, J. (1998): Normung von Umwelterklärungen - Notwendigkeit und Lösungsmöglichkeiten. In: DOKTORANDEN-NETZWERK ÖKO-AUDIT E. V. (Hrsg.) (1998): Umweltmanagementsysteme zwischen Anspruch und Wirklichkeit, Berlin, S. 161-178
- MÜLLER-WENK, R. (1978): Die ökologische Buchführung, Frankfurt
- N.N. (1998a): OECD Ministers adopt sustainable development goals. In: Business and the Environment, Mai/1998, S. 13
- N.N. (1998b): Rating Automotive Companies. In: Business and the Environment (BATE), September 1998, S. 3 f.
- N.N. (1998c): Unternehmensstrategien auf DIN A4 – Mit der Balanced Scorecard sollen Strategien in Aktionen umgesetzt werden.- FAZ 23.08.98
- N.N. (1999): Public feels climate problems are insurmountable. In: Global Environmental Change Report, Vol. XI, No. 13, 09.07.99, S. 3-4
- NAGEL, C., BRUNK, M. (1997): Umweltkennzahlen – hilfreiches Werkzeug im Umweltmanagement. In: VDI-Koordinierungsstelle Umwelttechnik (Hrsg.): Jahrbuch 1997/98. S. 51-62, Düsseldorf
- NAGEL, C., SCHWAN, A. (1998): Betriebliche Umweltkennzahlen – Effektives Werkzeug zur Unterstützung des KVP-Prozesses im Kontext von Umweltmanagementsystemen. In: DOKTORANDEN-NETZWERK ÖKO-AUDIT E. V. (Hrsg.): Umweltmanagementsysteme zwischen Anspruch und Wirklichkeit, Berlin

- NEFZER, W. UND NISSEN, U. (1995): Leistungsbewertung eines Umweltmanagement-systems. In: ALIJAH, R. UND HEUVELS, K. (1995 [Grundwerk]): Betriebliches Umweltmanagement, Kap. 2.5, Augsburg
- NEUENHAHN (1994) in DREYHAUPT (HRSG.) Umwelttechnik, S. 946 f.
- NIEBUER, A. (1996): Qualitätsmanagement für Logistikunternehmen, Wiesbaden
- NIEDERER, U. (1999): Erfolg von Umweltportfolios durch Ökoeffizienz. In: VON WEIZSÄCKER, E. U. UND SEILER-HAUSMANN, J. D. (1999): Öko-Effizienz: Management der Zukunft, Berlin, S. 96-105
- NIEMEYER, A. und SARTORIUS, B. (1992): Umwelt-Auditing.- In: STEGER, U. (1992): Handbuch des Umweltmanagements, S. 311-327
- NISSEN, U. UND FALK, H. (1996): Die Umwelterklärung nach der EG-Öko-Audit-Verordnung – Impulse für den betrieblichen Umweltschutz. In: HILTY, ET AL (Hrsg): Prozessorientierte Dokumentation im betrieblichen Umweltschutz, S. 33-51
- NÖSLER, H.G: (1995): Öko-Audit – Zwangsjacke oder Pluspunkt? In: Unsere Wirtschaft 5/95, S. 20
www.oekom.de/german/schwarze_liste
- ÖKOM RESEARCH (1999): Industry-Report Automobile – An Environmental Survey of Fifteen Companies from the Industry, München
- ORTHMANN, F. (1998): Der Stand der Diskussion über Deregulierungs- und Substitutionsmaßnahmen im Zusammenhang mit der EG-Öko-Audit-Verordnung. In: DOKTORANDEN-NETZWERK ÖKO-AUDIT E. V. (Hrsg.): Umwelt-managementsysteme zwischen Anspruch und Wirklichkeit, Berlin, S. 131-142
- OST, ? (1997): Auch Kleinste sind dabei – Positive Resonanz auf Umweltberichte. In: Umweltmagazin, 08/97, S. 24 f.
- OSTERLOH, M. UND FROST, J. (1996): Prozessmanagement als Kernkompetenz, Wiesbaden
- PAPE, J. UND DOLUSCHITZ, R. (1999): Umweltkennzahlen und ökologische Benchmarks als Erfolgsindikatoren für das Umweltmanagement in Unternehmen der Milchwirtschaft. In: Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e. V., Bd. 35, 1999, S. 259-266, Stuttgart
- PAULUS, J. (1999): Einer spielt, alle gewinnen: Eine neue Branche sorgt für niedrigere Energierechnungen und nebenbei auch für mehr Umweltschutz. In: Die Zeit, Nr. 47 vom 18.11.99
- PEEMÖLLER, V. H., KELLER, B., SCHÖPF, C. (1996): Ansätze zur Entwicklung von Umweltkennzahlensystemen. In: Umweltwirtschaftsforum 4. Jg., Heft 2, S. 4-12, Heidelberg

- PFISTER, G. (1994): Vom quantitativen Wachstum zum qualitativen Wachstum. - Perspektiven einer ökologisch verträglichen Marktwirtschaft im Rahmen einer „Nachhaltigen Entwicklung“, Teil 1 in: Der Betriebswirt Heft 2/1994, S. 18-23, Teil 2. In: Der Betriebswirt Heft 3/1994, S. 18-27
- PFOHL, H.C. & BRAUN, G.E. (1981): Entscheidungstheorie – Normative und deskriptive Grundlagen des Entscheidens, Landsberg am Lech
- PICK, E. UND MARQUARDT, R. (1999): Methodik zur Bewertung von Stoffströmen mit schlecht quantifizierbaren Umweltauswirkungen (Nutzwert-ABC-Analyse), Essen
- PICK, E., PAPE, J., GOEBELS, T. (2000): Der Hermeneutische Umweltschleife (HUZ) zur Identifizierung und Bewertung relevanter Umweltaspekte, In: Umweltwirtschaftsforum, Heft 12/2000, S.
- POSCHMANN, C., RIEBENSTAHL, C., SCHMIDT-KALLERT, E. (1998): Umweltplanung und -bewertung, Gotha
- RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1993): Verordnung (EWG) Nr.1936/93 des Rates vom 29.06.1993 über die freiwillige Beteiligung gewerblicher Unternehmen an einem Gemeinschaftssystem für das Umweltmanagement und die Umweltbetriebsprüfung. In: STORM, P. C. (1995): Umweltrecht – Wichtige Gesetze und Verordnungen zum Schutz der Umwelt. Beck-Texte, 9. Aufl., München
- RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1999): Richtlinie 1999/13/EG des Rates vom 11. März 1999 über die Begrenzung von Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen, die bei bestimmten Tätigkeiten und in bestimmten Anlagen bei der Verwendung organischer Lösungsmittel entstehen. In Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 85/3 Artikel 2
- RAUBERGER, R. (1996): Standardisierung erwünscht. – Benchmarking mit Umweltkennzahlen bei Banken. In: Ökologisches Wirtschaften 2/1996, S. 17-19
- RAUBERGER, R. (1998): Betriebliche Umweltkennzahlen. In: Umweltschutz Management Oktober 1998, Kap. 5.1.
- RAUSCHELBACH, B. (1995): Anforderungen an Bewertungen. In: Kocks Consult GmbH (Hrsg.): Aspekte der Bewertung und Entscheidungsfindung in der Umweltplanung. Seminarband zum Seminar vom 23. bis zum 24.03.1995, S. 54-59, Koblenz
- REINHARD, D. (1997): Öko-Rating als Instrument der Aktienanalyse. In: Ökologisches Wirtschaften, Heft 3/4 1997, München
- RENNINGS, K. (1994): Indikatoren für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung, Stuttgart
- SAATY, R. W. (1987): The Analytic Hierarchy Process – What is it and how is it used. In: Maths Modelling, Vol. 9, No. 3-5, S. 161-176

- SAATY, T. L. (1990): The Analytic Hierarchy Process. Planning, Priority Setting, Resource Allocation, Pittsburgh
- SAATY, T. L. (1993): The Analytic Hierarchy Process: A 1993 Overview. In: Central European Journal for Operations Research and Economics, 1993, Volume 2, Number 2
- SAGER, G. (1998): Rede zum Thema: "Environmental Management Systems" auf dem Swiss Re Client Seminar am 13./14.05.1998 in Zürich
- SCHALTEGGER, S. UND FIGGE, F. (1998): Umwelt und Shareholder-Value. WWZ-Studie Nr.54, Basel
- SCHALTEGGER, S. UND STURM, A. (1995): Öko-Effizienz durch Öko-Controlling. Zur praktischen Anwendung von EMAS und ISO 14001, Zürich
- SCHALTEGGER, S. (1999): Öko-Effizienz als ein Element des sozio-ökonomisch vernünftigen Umweltmanagements – Ein Kriterium unter vielen. In: Ökologisches Wirtschaften 3/1999
- SCHMIDT, S. C. UND ZESCHMANN, E. G. (1998): Öko-Rating, In: Umweltschutz Management, Oktober 1998, Kap. 5.4.
- SCHMIDT-BLEEK, F. (1993): Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS – Das Maß für ökologisches Wirtschaften, Berlin
- SCHMIDT-SALZER, J. (1990): Strafrechtliche Produktverantwortung – Das Lederspray-Urteil des BGH. In: NJW 1990, Heft 47, S. 2966-2972
- SCHMIDT-SALZER, J. (1993): Unternehmens- und Mitarbeiterhaftung im modernen Produkt- und Umwelthaftungsrecht. In: Gesund und Sicher - EG und Arbeitsschutz, S. 33-38
- SCHNEEWEIß, C. (1991a): Der Analytic Hierarchy Process als spezielle Nutzwertanalyse. In: Fandel/Gehring (Hrsg.): Operations Research – Beiträge zur quantitativen Wirtschaftsforschung, S. 192-195
- SCHNEEWEIß, C. (1991b): Planung Band 1: Systemanalytische und entscheidungs-theoretische Grundlagen, Berlin
- SCHNEEWEIß, C. (1992): Planung Band 2: Konzepte der Prozess und Modellgestaltung, Berlin
- SCHOLL, G. U. UND CLAUSSEN, J. (1999): Öko-Effizienz – mehr Fragen als Antworten? In: Ökologisches Wirtschaften, 3/99, S.10-11
- SCHOTTELIUS, D. (1999): Umweltmanagement-Systeme – Fortschritt für den Umweltschutz? In: CZAJKA, D., HANSMANN, K., REBENTISCH, M. (1999): Immissionschutzrecht in der Bewährung, Heidelberg, S. 407-439
- SCHULTE, C. (1996): Lexikon des Controlling, München
- SCHULZ, W. (1998): Das Umweltaudit: Bewertung durchgeführter Umweltbegutachtungen von Betriebsstandorten. <http://www.econova.de/umwelt/Aufsatz/Schulz/Schulz2.html>
- SCHWEDT., B. (1998): Evaluierung von Umweltmanagementsystemen. In: UWF 6. Jg., 1/98, S. 12-15

- SCHWEIMER, G. W. (1998): Sachbilanz des 3-Liter-Lupo in VOLKSWAGEN AG (1999): Ausgewählte Veröffentlichungen 1998 Forschung, Umwelt und Verkehr, S. 107-125, Wolfsburg
- SEIDEL, E. UND GOLDMANN, B. (1995): Umweltkennzahlen zur Unterstützung betrieblicher Entscheidungen. In: Handbuch Umweltcontrolling, Hrsg. Von BUM und UBA, S. 539-560, Berlin
- SEIDEL, E., CLAUSEN, J., SEIFERT, E. (1998): Umweltkennzahlen, München
- SEIDEL, E.; LOSSIE, A.; WEBER, F. M. (1998): Umweltkennzahlen in der Industrie, in: SEIDEL, E., CLAUSEN, J., SEIFERT, E. (1998): Umweltkennzahlen, München, S. 141-167
- SEIFERT, E. K. (1998a): Kennzahlen zur Umweltleistungsbewertung – der internationale ISO-14031-Standard im Kontext einer zukunftsfähigen Umweltberichterstattung. In: SEIDEL, E., CLAUSEN, J., SEIFERT, E. (1998): Umweltkennzahlen, München, S. 72-120
- SEIFERT, H. (1993): Einführung in die Hermeneutik: Die Lehre von der Interpretation in den Fachwissenschaften, Tübingen
- SEIWER, L. J. (1991): Das 1x1 des Zeitmanagements, Speyer
- SIEGWART, H. (1998): Kennzahlen für die Unternehmensführung, Bern
- SIMONIS, U. E. (1996): Weltumweltpolitik: Grundriss und Bausteine eines neuen Politikfeldes, Berlin
- SINGH, D. K. UND EVANS, R. S. (1993): Effective Benchmarking: Taking the Effective Approach. In: Industrial Engineering, February 1993, S. 22 und S. 65-66
- SMETS, H. (1988): The cost of accidental pollution. In: Unep/Ieo (Hrsg.) (1988): Industry and Environment, Environmental Auditing, Vol.11, No.4, Paris, S. 28-33
- SPILLER, A. (1996): Anforderungen an betriebliche Umweltinformationssysteme – Unternehmenskonzepte für die Nachhaltigkeit. In: Ökologisches Wirtschaften 2/1996, S. 22-24
- STAHLMANN, V. (1994): Umweltverantwortliche Unternehmensführung – Aufbau und Nutzen eines Öko-Controllings
- STAHLMANN, V. (1996): Öko-Effizienz und Öko-Effektivität – Lässt sich der Umweltfortschritt eines Unternehmens messen? In: Umweltwirtschaftsforum 4. Jg., Heft 4, S. 70-76
- STAHLMANN, V. UND CLAUSSEN, J. (1999): Öko-Effizienz und Öko-Effektivität. In: Ökologisches Wirtschaften, 3/1999
- STEGER, U. (1997): Mikropolitik – strategisches Management – Organisationslernen. In: BIRKE, M., BURSCHEL, C. SCHWARZ, M. (1997): Handbuch Umweltschutz und Organisation, München, S. 255-273
- STEVEN, M., SCHWARZ, E. J., LETMATHE, P. (1997): Umweltberichterstattung und Umwelterklärung nach der EG-Ökoaudit-Verordnung: Grundlagen, Methoden und Anwendungen, Berlin

- STOBBE, R. UND SOLLMANN, U. (1997): Umweltmanagement bei der Volkswagen AG.-
Umweltwirtschaftsforum 5.Jg. Heft 3 Sept. 1997, S. 58-61
- STREBEL, H. (1994): Umweltauditing – Bedeutung für unsere Betriebe im neuen Europa. In: Journal
für Betriebswirtschaft: JfB, Jg. 44, Heft 1, S. 32-41
- STROBEL, M. (1992): Ein ökologieorientiertes Kennzahlensystem. In: CLAUSEN, J., HALLAY, H.,
STROBEL, M. (1992): Umweltkennzahlen für Unternehmen. Schriftenreihe des IÖW 20/92,
S. 21-37, Berlin
- SUSTAINABLE ASSET MANAGEMENT (SAM) (1998): Vortrag „Das Automobil im nächsten
Jahrtausend“ am 17.06.1998 in Zürich
- TEGEN, F. (2000): Erfahrungsaustausch Daimler Chrysler/Volkswagen zum Thema Umweltaspekte
und Umweltauswirkungen im Zusammenhang mit EMAS II, Hamburg
- THIMME, P. (1998): Der Wettbewerb zwischen EG-Öko-Audit-Verordnung und DIN ISO 14001. In:
DOKTORANDEN-NETZWERK ÖKO-AUDIT E. V. (Hrsg.): Umweltmanagementsysteme
zwischen Anspruch und Wirklichkeit, Berlin, S. 265-286
- THURNER (1994) in DREYHAUPT (HRSG.) Umwelttechnik, S.739f
- TRITTIN, J. (1999): Neue Wege zu einer ökologischen Modernisierung In: Umweltwirtschaftsforum 7.
Jg., Heft 2, 06/99, S. 5-7
- TÜV-SÜD (1996): Frageliste Validierung, München, S. 1-40
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1998a): Daten und Fakten. <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten>
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1998b): Klimaziele
<http://www.umweltbundesamt.de/q-ziele/>
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1998c): Umweltdaten Deutschland 1998.
<http://www.umweltbundesamt.de/udd/sto/sto1.htm>
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (2000a): Deutscher Umweltindex, <http://www.umweltbundesamt.de/dux>
- UMWELTBUNDESAMT (HRSG.) (2000b): Betriebliche Umweltauswirkungen – Ihre Erfassung und
Bewertung im Rahmen des Umweltmanagements, Berlin
- UMWELTBUNDESAMT (2000c): Nach EMAS und ISO 14001 registrierte Standorte in Europa. In: IdU-
News - Informationsdienst für Umweltmanagement und Audit-System 2/2000
- UMWELTGUTACHTERAUSSCHUSS (UGA) (1997): Leitlinie des Umweltgutachter-ausschusses zu den
Aufgaben der Umweltgutachter im Rahmen der Validierung nach der EG-Umwelt-Audit-
Verordnung
- VAN SOMEREN, T. C. R. (1993): Umwelt-Audit als Teil eines Umweltmanagement-systems - Umwelt-
Auditing in Europa und den USA. In: Umweltwirtschaftsforum 3.Jg, Heft Sept., S. 36-40

- VARGAS, L. G. (1990): An overview of the Analytic Hierarchy Process and its applications. In: European Journal of Operational Research Volume 48, 1990, S. 2-8
- VERBAND DER TECHNISCHEN ÜBERWACHUNGSVEREINE E. V. (Hrsg.) (1995): Auditleitfaden für die standortspezifische Auditierung von Umweltmanagementsysteme (UMS) nach VO (EWG) 1836/93, Essen
- VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI) (1993): VDI-Richtlinie 2243 „Recyclinggerechtes Konstruieren technischer Produkte – Grundlagen und Gestaltungsregeln“, erschienen im Oktober 1993, Düsseldorf
- VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI) (1996): VDI-Richtlinie 3455 „Emissionsminderung – Anlagen zur Serienlackierung von Automobilkarossen“ erschienen im April 1996, Düsseldorf
- VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI) (2000): VDI-Richtlinie 4050 „Betriebliche Kennzahlen für das Umweltmanagement – Leitfaden zum Aufbau, Einführung und Nutzung“ erschienen im Juni 2000, Düsseldorf
- VOLKSWAGEN AG (1997): Umweltbericht der Volkswagen AG 1997, Wolfsburg
- VOLKSWAGEN AG (1997): Umwelterklärung des Standortes Wolfsburg
- VOLKSWAGEN AG (1999): Umweltbericht der Volkswagen AG 1999/2000, Wolfsburg
- VOLKSWAGEN AG (1999): Volkswagen Norm 98000 „Operative Umweltindikatoren des Umweltschutzes der Volkswagen AG“
- VOLLMER, S. A. M. (1995): Umwelterklärung - Anforderungen, Hintergründe, Gestaltungsoptionen, Berlin
- VOLLMUTH, H. (1998): Kennzahlen, Planegg
- VON WEIZÄCKER, E. U., LOVINS, A. B. und LOVINS, L. H., (1997): Der Faktor 4 - Doppelter Wohlstand - halbiertes Verbrauch, Der neue Bericht an den Club of Rome, München
- WAGNER, G. R. und JANZEN, H. (1994): Umwelt-Auditing als Teil des betrieblichen Umwelt- und Risikomanagements. In: Betriebswirtschaftliche Forschung und Praxis 6/94, S. 573-604
- WALZ, R., ET AL (1997): Grundlagen für ein nationales Umweltindikatorensystem – Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung, UBA Texte 37/97, Berlin
- WASKOW, S. (1994): Betriebliches Umweltmanagement – Anforderungen nach der Audit-Verordnung der EG, Heidelberg
- WEBER, K. (1993): Mehrkriterielle Entscheidungen, München
- WECHSLER, W. (1978): Delphi-Methode – Gestaltung und Potential für betriebliche Prognoseprozesse, München

- WEDLEY, W. (1990): Combining Qualitative and Quantitative Factors – An Analytic Hierarchy Approach. In: Socio-Econ. Plann. Sci. Volume 24, No.1, S. 57-64
- WILDEMANN, H. (1993): Eigenfertigung und Fremdbezug. In: WILDEMANN, H. (1993): Lean Management: Strategien zur Erreichung wettbewerbsfähiger Unternehmen, Frankfurt a. M., S. 163-180
- WITT, F.-J. (1997): Lexikon des Controlling, München
- WORLD BUSINESS COUNCIL FOR SUSTAINABLE DEVELOPEMENT (WBCSD) (1997): Environmental Performance and Shareholder-Value, Genf
- WORLD BUSINESS COUNCIL FOR SUSTAINIBLE DEVELOPEMENT (WBCSD) (1999): Bulletin, Januar 1999, Titelthema: Eco-efficiency, Genf
- WÜRTH, S. (1993): Umwelt-Auditing, Zürich
- ZANGEMEISTER, C. (1976): Nutzwertanalyse in der Systemtechnik – Eine Methodik zur multidimensionalen Bewertung und Auswahl von Projektalternativen, München
- ZELLMANN, T., ET AL. (1999): Beitragsserie: Umweltmanagement im landwirt-schaftlichen Betrieb, Teil I–IV. In: Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung (UWSF), Jg. 11, Heft 1/99–4/99, Landsberg

