



**GREENPEACE**

**Aktuelle Ökobilanzen zum Werkstoff PVC**

**- eine kritische Prüfung (critical review) -**

**Aktuelle Ökobilanzen zum Werkstoff PVC**  
**- eine kritische Prüfung (critical review) -**  
**30. März 1999**

**Hrsg.: GREENPEACE Deutschland**

**© GREENPEACE Deutschland**

**Durchführung: BZL GmbH, Oyten: Dr. Uwe Lahl, Dipl.-Biol. Barbara Zeschmar-Lahl**

# Aktuelle Ökobilanzen zum Werkstoff PVC

## - eine kritische Prüfung (critical review) -

### Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>EINLEITUNG.....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>DIE ÖKOBILANZ ALS EINE METHODE DER ÖKOLOGISCHEN BEWERTUNG .....</b>	<b>3</b>
2.1	Historie der Methodenentwicklung.....	3
2.2	Methodenkritik.....	8
<b>3</b>	<b>DIE GEPRÜFTEN ÖKOBILANZEN .....</b>	<b>10</b>
<b>4</b>	<b>ERGEBNISSE .....</b>	<b>12</b>
4.1	Fensterrahmen (1).....	13
4.1.1	Titel der Studie.....	13
4.1.2	Verfasser der Studie .....	13
4.1.3	Auftraggeber .....	13
4.1.4	Ergebnisse .....	13
4.1.5	Belastbarkeit der Ergebnisse.....	14
4.1.6	Fazit unserer Prüfung.....	21
4.2	Fensterrahmen (2).....	23
4.2.1	Titel der Studie.....	23
4.2.2	Verfasser der Studie .....	23
4.2.3	Auftraggeber .....	23
4.2.4	Ergebnisse .....	23
4.2.5	Belastbarkeit der Ergebnisse.....	24
4.2.6	Fazit unserer Prüfung.....	27
4.3	Rohrleitungssysteme.....	29
4.3.1	Titel der Studie.....	29
4.3.2	Verfasser der Studie .....	29
4.3.3	Auftraggeber .....	29
4.3.4	Ergebnisse .....	29
4.3.5	Belastbarkeit der Ergebnisse.....	31
4.3.6	Fazit unserer Prüfung.....	37

4.4	<b>Fußbodenbeläge</b> .....	38
4.4.1	<b>Titel der Studie</b> .....	38
4.4.2	<b>Verfasser der Studie</b> .....	38
4.4.3	<b>Auftraggeber</b> .....	38
4.4.4	<b>Ergebnisse</b> .....	38
4.4.5	<b>Belastbarkeit der Ergebnisse</b> .....	39
4.4.6	<b>Fazit unserer Prüfung</b> .....	45
4.5	<b>Bauprodukte</b> .....	47
4.5.1	<b>Titel der Studie</b> .....	47
4.5.2	<b>Verfasser der Studie</b> .....	47
4.5.3	<b>Auftraggeber</b> .....	47
4.5.4	<b>Ergebnisse</b> .....	47
4.5.5	<b>Belastbarkeit der Ergebnisse</b> .....	48
4.5.6	<b>Fazit unserer Prüfung</b> .....	53
5	<b>PVC IN AUSGEWÄHLTEN PRODUKTSYSTEMEN – EIN BEITRAG ZUR NACHHALTIGKEITSDISKUSSION</b> .....	54
5.1	<b>Titel der Studie</b> .....	54
5.2	<b>Verfasser der Studie</b> .....	54
5.3	<b>Auftraggeber</b> .....	54
5.4	<b>Ergebnisse</b> .....	55
5.5	<b>Belastbarkeit der Ergebnisse</b> .....	58
5.6	<b>Fazit unserer Prüfung</b> .....	60
6	<b>GESAMTFAZIT CRITICAL REVIEW</b> .....	62
6.1	<b>Methodische Defizite</b> .....	63
6.2	<b>Funktionelle Einheit</b> .....	63
6.3	<b>Entsorgung</b> .....	66
6.4	<b>Datenbereitstellung</b> .....	67
6.6	<b>Prüfung unserer Kritik durch die Autoren bzw. Auftraggeber der untersuchten     Studien</b> .....	68
7	<b>BEDEUTUNG DER GEPRÜFTEN UNTERSUCHUNGEN FÜR DIE LAUFENDE DISKUSSION UM DEN WERKSTOFF PVC</b> .....	69
8	<b>ABKÜRZUNGEN</b> .....	70
9	<b>LITERATUR</b> .....	71

## Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1:	EMPA (im Auftrag vom SZFF) 1996: Bilanzergebnisse für den Vergleich Holzfenster und PVC-Fenster über die gesamte Nutzungsdauer (eigene Grafik) .....	15
Abb. 2:	Ökologische Bewertung von Fenstern; EMPA (im Auftrag vom SZFF), 1996; hier: Bilanzergebnisse der Rahmenmaterialien .....	17
Abb. 3:	Ökologische Bewertung von Fenstern; EMPA (im Auftrag vom SZFF), 1996; hier: Bilanzveränderung für Treibhauspotential (GWP) für PVC-Fensterrahmen bei Einbeziehung realistischer Wiederverwertungsquoten und einer heute üblichen Entsorgung für den Bilanzteil Rückbau/Entsorgung (Berechnung: Methode und Basisdaten nach ()) .....	19
Abb. 4:	Ökologische Bewertung von Fenstern; EMPA (im Auftrag vom SZFF), 1996; hier: Bilanzveränderung für Treibhauspotential (GWP) für Holz-Fensterrahmen bei Berücksichtigung der Entsorgung (Berechnung: Methode und Basisdaten nach (26)).....	22
Abb. 5:	Ganzheitliche Bilanzierung von Fenstern; IKP (im Auftrag vom VFF), 1998: hier: Bilanzergebnisse für den Vergleich Fenster aus PVC oder Holz als Rahmenmaterial (eigene Grafik) .....	25
Abb. 6:	Ganzheitliche Bilanzierung von Fenstern; IKP (im Auftrag vom VFF), 1998: hier: Thermische Altholzentsorgung in einer typischen MVA und einer energetischen Verwertung in einer Industrieanlage (eigene Grafik) (Berechnung: Methode und Basisdaten nach (26); die Zahlenangaben beziehen sich entsprechend dem Aufbau der geprüften Studie auf die funktionelle Einheit 1 Fenster) .....	26
Abb. 7:	Ganzheitliche Bilanzierung von Fenstern; IKP (im Auftrag vom VFF), 1998: hier: Szenarien der Fenster-Studie (eigene Grafik) .....	28
Abb. 8:	Ökobilanz von Rohrleitungssystemen, EMPA (im Auftrag von VCI et al.), 1998; hier: Ergebnisse (eigene Grafik).....	30
Abb. 9:	Ökobilanz von Rohrleitungssystemen, EMPA (im Auftrag von VCI et al.), 1998; hier: Veränderung des Bilanzergebnisses für Schmutzwasserrohre für die Wirkungskategorie Versauerungspotential durch Einbezug der Entsorgung der gebrauchten Rohre (Berechnung: Methode nach (26), Basisdaten nach (27); Ergebnisse sind jeweils bezogen auf die bilanzierte Modellsiedlung) (eigene Grafik) .....	33
Abb. 10:	Ökobilanz von Rohrleitungssystemen, EMPA (im Auftrag von VCI et al.), 1998; hier: Veränderung des Bilanzergebnisses für Schmutzwasserrohre für die Wirkungskategorie Treibhauseffekt durch Einbezug der Entsorgung der gebrauchten Rohre (Berechnung: Methode nach (26), Basisdaten nach (27); Ergebnisse sind jeweils bezogen auf die bilanzierte Modellsiedlung) (eigene Grafik) .....	34
Abb. 11:	Ökobilanz von Rohrleitungssystemen, EMPA (im Auftrag von VCI et al.), 1998;	

	hier: Veränderung des Bilanzergebnisses für Schmutzwasserrohre für die Wirkungskategorie Energieverbrauch durch Einbeziehung der gegenwärtigen Recyclingquoten unterschiedlicher Rohrmaterialien, (Berechnung: Methode nach (26), Basisdaten nach (27); Ergebnisse sind jeweils bezogen auf die bilanzierte Modellsiedlung) (eigene Grafik).....	36
Abb. 12:	Fraunhofer IVL (im Auftrag von ERFMI), 1997: Ökobilanzstudie von elastischen Fußbodenbelägen, hier: Veränderung des Ergebnisses der ERFMI-Studie bei Berücksichtigung realistischer Nutzungsdauern (eigene Grafik).....	40
Abb. 13:	Fraunhofer IVL (im Auftrag von ERFMI), 1997: Ökobilanzstudie von elastischen Fußbodenbelägen, hier: Chemieabfall (kg/20 m <sup>2</sup> Fußbodenbelag; ohne Nutzungsphase) .....	42
Abb. 14:	Fraunhofer IVL (im Auftrag von ERFMI), 1997: Ökobilanzstudie von elastischen Fußbodenbelägen, hier: Treibhauspotential (kg CO <sub>2</sub> /20 m <sup>2</sup> Bodenbelag, Nutzung über 20 Jahre) .....	43
Abb. 15:	Fraunhofer IVL (im Auftrag von ERFMI), 1997: Ökobilanzstudie von elastischen Fußbodenbelägen, hier: Treibhauspotential bei Berücksichtigung der energetischen Verwertung von Parkett in einer Ziffer 1.2- oder 1.3-Anlage (Berechnung: Methode und Basisdaten nach (26)) .....	46
Abb. 16:	Umweltbundesamt (Hrsg.), 1998: Ökobilanzen von Bauprodukten, hier: Energie-Input [MJ] Produkt Fenster (eigene Grafik).....	48
Abb. 17:	Umweltbundesamt (Hrsg.), 1998: Ökobilanzen von Bauprodukten, hier: CO <sub>2</sub> -Emissionen (in kg) pro Bauteil Fenster, diverse Szenarien (nach (22)) .....	52

## Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1:	Meilensteine der Entwicklung von Ökobilanzen (Auswahl) .....	4
Tab. 2:	Status der internationalen Normung von LCA/Ökobilanzen .....	7
Tab. 3:	Ökobilanzen zum Komplex PVC (Stand März 1999) .....	11
Tab. 4:	Fußbodenbelag: Energieäquivalenzwerte pro funktioneller Einheit in MJ (22)...	49
Tab. 5:	Fensterprofile: Energieäquivalenzwerte pro funktioneller Einheit in MJ (22) .....	50
Tab. 6:	Hier zugrundegelegte Nachhaltigkeitsindikatoren für die Bewertung von Produkten (23) .....	56

# Aktuelle Ökobilanzen zum Werkstoff PVC

## - eine kritische Prüfung (critical review) -

### 1 Einleitung

Die aktuelle Entwicklung der öffentlichen Diskussion zum Werkstoff PVC hat an manchen Stellen Zweifel aufkommen lassen, ob die negative Bewertung von PVC berechtigt war. Initiativen der Kommunen und der Bundesländer haben sich verlangsamt entwickelt oder wurden sogar „zurückgedreht“ (vgl. Niedersachsen (1)).

Der Grund hierfür sind im wesentlichen Veröffentlichungen, die sich weitgehend auf wissenschaftliche Studien stützen, nach denen der Werkstoff PVC im ökobilanziellen Vergleich besser als sein Ruf sein soll. Die AgPU e.V. (2):

**„Fazit: Als Ergebnis aus diesen aktuellen Ökobilanzen bleibt festzuhalten, daß die Bauplanung und die Gebrauchsphase wichtiger sind als das verwendete Material. Gerade deshalb lassen sich materialspezifische Restriktionen für PVC-Produkte nicht rechtfertigen.“**

Zwar wurden fast alle diese Ökobilanzen im Auftrag der PVC-Industrie oder industrieller Fachvereinigungen durchgeführt; die mit der jeweiligen Untersuchung beauftragten Institutionen sind allerdings unabhängig und auch namhaft, so daß diese Ergebnisse nicht einfach als Parteigutachten abgeurteilt werden konnten.

Wir haben daher die wichtigsten Untersuchungen einer kritischen Prüfung unterzogen, um herauszufinden, wie belastbar diese Studien wirklich sind. Diese Prüfung dient dem Zweck, eine Defizitanalyse aufzustellen und ggf. Hypothesen abzuleiten.

Nach DIN EN ISO 14040 **müssen** bei Ökobilanz-Studien, deren Ergebnisse zur Begründung vergleichender Aussagen herangezogen werden, **kritische Prüfungen** vorgenommen werden; diese haben nach einem vorgegebenen Prüfungsverfahren zu erfolgen. Eine kritische Prüfung kann **intern** durch einen unabhängigen Sachverständigen vorgenommen werden (DIN EN ISO 14040, 7.3.1). Sein Gutachten muß in den Bericht der Ökobilanz-Studie aufgenommen werden. Gleiches gilt bei einer kritischen Prüfung durch einen **externen** unabhängigen Sachverständigen (DIN EN ISO 14040, 7.3.2). Hier müssen das Gutachten, Stellungnahmen des Erstellers sowie alle Reaktionen auf Empfehlungen des externen Sachverständigen in den Bericht der Ökobilanz-Studie aufgenommen werden.

Oder es wird eine **kritische Prüfung durch interessierte Kreise** durchgeführt (DIN EN ISO 14040, **7.3.3**). Hierfür wählt der Auftraggeber einer Ökobilanz-Studie einen externen, unabhängigen Sachverständigen aus, der als Vorsitzender eines Prüfungsausschusses (sog. **review panel**) fungiert. Der Vorsitzende wählt nun weitere unabhängige, qualifizierte Sachverständige aus. Der Ausschuss kann auch **weitere interessierte Kreise** einbeziehen, die von den Schlußfolgerungen der Ökobilanz-Studie betroffen sind, wie Regierung und Verwaltung, nichtstaatliche Organisationen und Wettbewerber. Das Gutachten und der Bericht des Prüfungsausschusses sowie Stellungnahmen der Sachverständigen und alle Reaktionen auf Empfehlungen der Prüfers oder des Ausschusses **müssen** in den Bericht der Ökobilanz-Studie aufgenommen werden.

**„Ist die Ökobilanz-Studie dazu vorgesehen, für zur Veröffentlichung bestimmte vergleichende Aussagen herangezogen zu werden, muß eine kritische Prüfung nach 7.3.3 von ISO 14040 durchgeführt werden.“ (3)**

Im folgenden werden die wesentlichen Ergebnisse einer solchen Prüfung aggregiert wiedergegeben.



## 2 Die Ökobilanz als eine Methode der ökologischen Bewertung

Die Ökobilanz ist eine von mehreren Möglichkeiten, eine Fragestellung wie die ökologische Bewertung eines Werkstoffes zu bearbeiten. Eine andere Methode stellt beispielsweise die Umweltverträglichkeitsprüfung dar, eine weitere die sog. Öko-Tests, wie sie für die Verbraucherberatung durchgeführt werden. Jede Methode hat ihre besondere Leistungsfähigkeit, aber auch Aussagegrenzen und Nachteile. Daher ist eingangs zu analysieren, welche Methode eingesetzt wird und wie die abzuleitenden Aussagen belastet werden können.

### 2.1 Historie der Methodenentwicklung

Die Frage nach adäquaten Bewertungsmethoden und Bewertungsmodellen für den „Umweltschutzaspekt“ sind so alt wie die kontroverse Diskussion über den Umweltschutz bzw. die Prioritäten von Umweltschutzmaßnahmen selbst.

Dominierten in den frühen 70er Jahren Emissionsfragen (Luft, Wasser) und einzelne toxisch relevante (oder als relevant angesehene) Schadstoffe die Bewertung, so erweiterte sich die Blickrichtung in den 80er Jahren insbesondere mit dem beobachteten „Waldsterben“ auf andere Wirkungsfelder. Ende der 80er Jahre mehrten sich die Stimmen, die die Bewertung weg vom isolierten Betrachten von Einzelfaktoren hin zu einer integrierten Betrachtung von Systemen und deren Wechselwirkungen mit der Umwelt weiterentwickeln wollten. Anfang der 90er Jahre wiederum kam die Forderung auf, die ökologischen Fragen um soziale und ökonomische Aspekte zu ergänzen (sustainable development; Nachhaltigkeit). Diese Phase ist noch nicht abgeschlossen.

Die Ökobilanz ist eine der Modellentwicklungen, die sich aus dem skizzierten Wunsch nach integrierter Betrachtung ökologischer Wechselwirkungen von Systemen ergab.

Die Technik der Ökobilanzierung begann Anfang der 70er Jahre mit vergleichenden Systemanalysen von insbesondere Getränkeverpackungen. Besonderes Augenmerk wurde schon damals auf die Aspekte Rohmaterialien, Energiebedarf, Emissionen und Abfallbeseitigung gelegt. In späteren Studien kamen die Gesamtkosten (incl. Kosten für Behandlung/Beseitigung der Reststoffe) sowie die Nutzenbetrachtung (ökologischer Nutzwert) hinzu. In den Folgejahren wurde vor allem ein Kernstück jeder Ökobilanz, die Energiebilanz, weiterentwickelt. Auf der stofflichen Seite blieb es zu der Zeit überwiegend bei reinen Sachbilanzen, die durch Sachbilanzparameter wie die luft- oder abwasserseitige Emission definierter Stoffe methodisch erfaßt wurden.

In den 80er Jahren wurde die Methodik der Ökobilanzierung weiterentwickelt. Zum einen wurde die Möglichkeit geschaffen, auf der Basis von Durchschnittswerten für einen Bilanzraum („generische“ Daten (4)) System-Ökobilanzen zu erstellen, zum anderen hielten

die Wirkungsabschätzung und (teilweise) die Auswertung auf der Basis gewichteter Emissionsflüsse („kritische Volumina“ (4, 5)) Einzug in die Methodik der Ökobilanzierung. Die folgende Tabelle zeigt eine Übersicht über die Entwicklung.

Tab. 1: Meilensteine der Entwicklung von Ökobilanzen (Auswahl)

1974	USA (Midwest Research Institute, Kansas City)	Hunt R.G., Franklin W.E., Welch R.O., Cross J.A., Woodal A.E.: Resource and environmental profile analysis of nine beverage container alternatives. Report of Midwest Res. Inst. to US-EPA, Washington, D.C., 1974
1974	D (Battelle-Institut, Frankfurt)	Oberbacher B., Schönborn W., Czabon H., Deibig H., Hampel H.J., Klöpffer W. et al.: Abbaubare Kunststoffe und Müllprobleme. Beiträge zur Umweltgestaltung, Erich Schmidt Verlag, Berlin, Heft A 23, 1974
1975	D (Battelle-Institut, Frankfurt)	Oberbacher B.: Ökologischer Nutzwert der Einwegflasche - ein systemanalytischer Ansatz. Müll und Abfall 8, 234 - 238, 1975
1979	CH (BUWAL, Bern)	Kindler H., Nikles A.: Energiebedarf bei der Herstellung und Verarbeitung von Kunststoffen. Chem.-Ing.-Tech. 51, 1 - 3, 1979
1979	UK (The Open University, East Grinstead)	Boustead I., Hancock G.F.: Handbook of Industrial Energy Analysis. Ellis Horwood Ltd., Chichester, England, 1979
1984	CH (BUWAL, Bern)	Bundesamt für Umweltschutz (BUS; heute: BUWAL), Hrsg.: Ökobilanzen von Packstoffen, SchrR Umweltschutz, BUS-24, Bern 1984
1984	D (TU Berlin)	Franke M.: Umweltauswirkungen durch Getränkeverpackungen - Systematik zur Ermittlung der Umweltauswirkungen von komplexen Prozessen am Beispiel von Einweg- und Mehrweg-Getränkebehältern. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin, 1984
1985	S (Tetrapak, Malmö)	Lundholm M.P., Sundström G.: Ressourcen und Umweltbeeinflussung - Tetrabrik Aseptic Kartonverpackungen sowie Pfandflaschen und Einwegflaschen aus Glas, Malmö, 1985
1986	S (Tetrapak, Malmö)	Lundholm M.P., Sundström G.: Ressourcen- und Umweltbeeinflussung durch zwei Verpackungssysteme für Milch, Tetra Brik und Pfandflasche, Malmö, 1986
1989	NL (Universität Leiden)	Guinée J., Huppes G.: Integral analysis of the environmental effects of household packaging. In: Thomé-Kozmiensky K.J. (Hrsg.): Recycling International, Vol. I, 225 - 233, Berlin, 1989
1989 /1990	UK (The Open University, East Grinstead)	Boustead I.: The environmental impact of liquid food containers in the UK. Paper based on a Report to the UK Government (EEC Directive 85/339 - UK Data 1986, August 1989). The Open University, East Grinstead, U.K., distributed by WARMER BULLETIN, Royal Turnbride Wells, Kent, 1990
1990	CH (BUWAL, Bern)	Habersatter K.: Ökobilanz von Packstoffen - Stand 1990; Hrsg.: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Schriftenreihe Umwelt, Nr. 132 (BUWAL-132), Bern 1991
1990	CH (BUWAL, Bern)	Ahbe S., Braunschweig A., Müller-Wenk R.: Methodik für Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Schriftenreihe Umwelt, Nr. 133, Bern 1990

1991	CH (BUWAL, Bern)	Kindler H., Nikles A.: Energieaufwand zur Herstellung von Werkstoffen. BUWAL-SchrR Umwelt Nr. 132, 1991
1992	UK (The Open University, East Grinstead)	Boustead I.: Eco-balance methodology for commodity thermoplastics. Report to the European Centre for Plastics in the Environment (PWMI), Brussels, 1992
1992	D (TU München)	Hagedorn G., Mauch W., Schäfer H.: Der kumulierte Energieaufwand - Neue, erweiterte Definition. Energiewirtschaft. Tagesfragen 42, (8), 1992
1992	NL (Universität Leiden)	Heijungs R., Guinée J.B., Huppes G., Lamkreijer R.M., Udo de Haes H.A., et al.: Environmental life cycle assessment of products. Guide (Part 1) and Backgrounds (Part 2), October 1992, prepared by CML, TNO and B&G, Leiden, 1992, english version 1993
1992	D (UBA)	Arbeitsgruppe Ökobilanzen (Umweltbundesamt): Ökobilanzen für Produkte. Bedeutung, Sachstand, Perspektiven. UBA-Texte 38/92
1993	SETAC	SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry): Guidelines for Life-cycle Assessment: A „Code of Practice“. From the SETAC Workshop held at Sesimbra, Portugal, 31.3.-3.4.1993, Edition 1, August 1993
1994	D (UBA)	Workshop: „Ökobilanz Getränkeverpackungen“
1995	D (UBA et al.)	Umweltbundesamt / C.A.U. / IFEU: Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen. UBA-Texte 23/95
1995	D (UBA et al.)	Umweltbundesamt, Institut für ökologische Wirtschaftsforschung gGmbH (IÖW): Standardberichtsbogen für produktbezogene Ökobilanzen. UBA-Texte 24/95
1996	D (BMU/UBA)	Workshop zu und Start des BMU/UBA-Projektes „Bewertung in Ökobilanzen“
1997	D (UBA)	Umweltbundesamt: Materialien zu Ökobilanzen und Lebensweganalysen. Aktivitäten und Initiativen des Umweltbundesamtes, Bestandsaufnahme Stand März 1997, UBA-Texte 26/97
1997	D (Fraunhofer ILV)	Fraunhofer Institut für Lebensmitteltechnologie und Verpackung (ILV): Verwertung von Kunststoffabfällen aus Verkaufsverpackungen in der Zementindustrie. Ökologische Analyse nach dem LCA-Prinzip; erstellt im Auftrag des Verein Deutscher Zementwerke, 1997

Diese Auswahl ist natürlich nicht erschöpfend. Zu erwähnen ist z.B. das von der „Projektgruppe Ökologische Wirtschaft“ am Freiburger Ökoinstitut entwickelte und 1987 erstmals publizierte Modell der „Produktlinienanalyse“ (6), welches sich der Methodik der Ökobilanzierung bedient, jedoch über sie hinausgeht. So wird z.B. vor Beginn der Arbeit eine Bedarfs- bzw. Nutzenanalyse gefordert. Zum anderen sollen in der Wirkungsabschätzung nicht nur ökologische, sondern auch ökonomische und soziale Auswirkungen betrachtet werden. Vom Anspruch her hat die Produktlinienanalyse schon damals die drei Grund Säulen der Nachhaltigkeit (Ökologie, Ökonomie, Soziales (7)) in die Bewertung mit einbezogen, lange bevor es die Beschlüsse von Rio bzgl. „sustainable development“ gab.

Für die **Wirkungsabschätzung** im Rahmen der Produkt-Ökobilanzierung wurden in den letzten knapp 10 Jahren verschiedene Modelle angewandt, die alle ihre Stärken, aber auch ihre Schwächen haben (Überblick in (8)):

- das Modell der kritischen Belastungsmengen aus der Schweiz (BUWAL 1984/1991)
- das Ökopunkte-Modell aus der Schweiz (BUWAL 1990)
- das VNCI-Modell (VNCI = Verband der niederländischen chemischen Industrie) (1991)
- das EPS-Modell aus Schweden (EPS = Environmental Priority Strategies) (1990-92)
- das Modell des Tellus-Instituts aus Boston/USA (1991)
- das MIPS-Modell (MIPS = Massen-Intensitäten pro Produkt-Service) des Wuppertaler Instituts für Klima, Umwelt und Energie (1993)
- der KEA (Kumulierter Energieaufwand) des VDI (1995)
- Interpretation von Sach-Ökobilanzen (Deutscher Verpackungsrat, 1994)
- Leitindikatoren/Umweltlastenpotentiale (CML 1992, SETAC 1993 und 1994).

Alle Modelle liefern auf der Basis einer gegebenen Sachbilanz tendenziell vergleichbare Ergebnisse, aber mit unterschiedlicher Tiefe und Transparenz (8).

Wie Tab. 1 zeigt, waren die Aktivitäten bzgl. der Ökobilanzierung lange Zeit auf einzelne Arbeitsgruppen in Europa verteilt. Erst zu Beginn der 90er Jahre begann hier eine internationale Kooperation (insbesondere über die SETAC<sup>1</sup>) und Vereinheitlichung der Begrifflichkeiten (international: Life Cycle Assessment, LCA). Eine wichtige Erkenntnis in der damaligen Diskussion war, daß die Sachbilanz allein den Anspruch auf eine umfassende ökologische Bewertung von Produkten oder Systemen nicht erfüllen kann, sondern daß weitere Komponenten (Wirkungsabschätzung, Auswertung) erforderlich waren. Auch der schon 1987 von der Projektgruppe ökologische Wirtschaft in ihrer Produktlinienanalyse umgesetzte Anspruch, soziale und ökonomische Aspekte in eine „Ökobilanz“ zu integrieren, wurde im Prinzip anerkannt. Für die praktische Anwendung der LCA wurde diese jedoch mit einer Umwelt-LCA gleichgesetzt, so daß LCA und Ökobilanz nunmehr synonym verwendet werden konnten und auch werden (vgl. (9)). Eine weitere wichtige Vereinheitlichung war die Feststellung, daß sich LCA bzw. Ökobilanz auf bestimmte konkrete Systeme bzw. „funktionelle Einheiten“ beziehen sollten (10).

Die Arbeiten der SETAC auf diesem Gebiet, insbesondere die Workshops, mündeten in entsprechende Richtlinien für die Methodik der Ökobilanzierung. Ein Meilenstein ist hierbei der SETAC-Workshop am 31.3.-3.4.1993 im portugiesischen Sesimbra, auf dem Richtlinien für die Ökobilanzierung als sog. „Code of Practice“ erarbeitet wurden (11).

Neben dieser wissenschaftlichen Ebene gab es auch auf der Normungsebene verschiedene Aktivitäten, um die Systematisierung und Vereinheitlichung von LCAs/Ökobilanzen voranzubringen. So haben sich in verschiedenen Staaten nationale Gremien dieser Frage angenommen, in Deutschland z.B. der DIN-NAGUS (Normenausschuß Grundlagen des Umweltschutzes), der mit seinem Arbeitsausschuß „Produkt-Ökobilanzen“ (im Juni 1993 gegründet) und dessen Unterausschüssen („Sachbilanz“, Wirkungsabschätzung/Auswertung“) die deutsche Position für die internationalen Normungsaktivitäten erarbeitete. Auf internationaler Ebene bei der ISO nahmen ebenfalls im Juni 1993 entsprechende

---

<sup>1</sup> SETAC = Society of Environmental Toxicology And Chemistry

Ausschüsse ihre Arbeit auf, um im Rahmen der Normung einen Konsens über die Methodik der Ökobilanzerstellung herbeizuführen. Die internationale Normung dieses Instruments bringt zum Ausdruck, daß praktisch alle interessierten Kreise weltweit Konsens in der Methodik und Vorgehensweise erzielt haben bzw. erzielen werden. Damit sind die grundlegenden Elemente für den Vergleich aus ökologischer Sicht festgelegt (12).

Tab. 2: Status der internationalen Normung von LCA/Ökobilanzen

	Stand	Status	Inhalt
<b>DIN EN ISO 14040</b>	8/1997	Internationale Norm	Ökobilanz. Prinzipien und allgemeine Anforderungen (13)
<b>DIN EN ISO 14041</b>	11/1998	Internationale Norm	Ökobilanz. Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz (14)
<b>ISO/DIS 14042</b>	2/1999	Norm-Entwurf	Ökobilanz. Wirkungsabschätzung (15)
<b>ISO/DIS 14043</b>	1/1999	Norm-Entwurf	Ökobilanz. Auswertung (16)

Der methodische und wissenschaftliche Rahmen für die Wirkungsabschätzung und Auswertung befindet sich noch in der Entwicklung. In den diesbezüglichen aktuellen Norm-Entwürfen DIN EN ISO 14042 und 14043 (vom Februar bzw. Januar 1999) sind Anleitungen für die Auswahl der Wirkungskategorien, Indikatoren und Modelle gegeben und sieben Anforderungen (17) an diese festgelegt (DIN-Entwurf 14042, Punkt 5.3.). U.a. müssen die Quellen für die Wirkungskategorien, Indikatoren und Modelle angegeben und ihre Auswahl begründet werden.

Im Entwurf der DIN EN ISO 14043 wird weiterhin u.a. eine Vollständigkeitsprüfung, eine Konsistenz- und eine Sensitivitätsprüfung für die Ergebnisse der Ökobilanz-Studie vorgeschrieben. Zweck der **Sensitivitätsprüfung** ist die Prüfung der Zuverlässigkeit der Ergebnisse, indem eingeschätzt wird, ob Unsicherheiten zu den signifikanten Parametern die Schlußfolgerung beeinflussen. Für diese Prüfung müssen u.a. auch die Sachverständigenurteile (**critical review**, s.o.) berücksichtigt werden.

## 2.2 Methodenkritik

Die Ergebnisse der aktuellen PVC-Ökobilanzen werden in der Kontroverse um den Werkstoff PVC als Nachweis der generellen Umweltverträglichkeit gewertet. Diese Verwendung von Ergebnissen einer Ökobilanz ist grundsätzlich problematisch, da die Methodentwicklung - auch wenn es erhebliche, auch internationale Anstrengungen gegeben hat -, wie oben dargestellt, noch nicht abgeschlossen ist (insbesondere Wirkungsabschätzung und Auswertung). Weiter haben die Anstrengungen nicht dazu geführt, daß das formulierte Ziel einer ganzheitlichen Bewertung des ökologischen Aspekts erreicht wurde. So ist es, um ein Beispiel herauszugreifen, bislang nicht gelungen, eine methodische Verständigung über den Wirkungsbereich „Humantoxizität“ zu erreichen. Folglich werden in einzelnen Studien, die sich eng an die internationalen Normen bzw. Normenentwürfe anlehnen, diese Aspekte ausgeklammert. **Dies ist auch bei einigen der näher zu untersuchenden Ökobilanzen zum Thema PVC zu beobachten.**

Ein derartiges Vorgehen ist für den Werkstoff PVC natürlich **nicht** akzeptabel (vergl. das Brandverhalten von PVC), wobei wir die methodischen Schwierigkeiten bei einem Einbezug dieser Wirkungsbereiche durchaus konstatieren. Um dieses grundsätzliche Methodenproblem plastisch zu machen, sei darauf verwiesen, welche Ergebnisse eine Ökobilanz für den Wirkstoff DDT oder andere sog. POPs (persistent organic pollutants) ergeben würde, wenn nur die bisher international eingeführten Umweltkategorien (wie Energieverbrauch, Treibhauseffekt, Ozonabbaupotential oder Versauerungs- und Eutrophierungswirkung) untersucht werden. Sicherlich würde kein Regulierungsbedarf erkennbar werden, weil eben die für den Regulierungsbedarf verantwortliche Toxizität und das Bioakkumulationspotential vieler dieser Substanzen nicht in die Bewertung einbezogen würde (da keine Einigung auf eine passende Wirkungskategorie bisher erfolgt ist). Man würde zu recht eine derartige Untersuchung als unvollständig bezeichnen.

Zudem „erlaubt“ die DIN-Norm durchaus das Definieren neuer Wirkungskategorien, Indikatoren und Modelle. Diese müssen die im Norm-Entwurf 14042 festgelegten sieben Anforderungen erfüllen (vgl. (17)). Die internationale Akzeptanz, d.h. Beruhen auf einer internationalen Vereinbarung oder Annahme durch eine zuständige internationale Körperschaft, ist lediglich empfohlen, aber nicht zwingende Voraussetzung.

Die methodischen Defizite gerade der vorliegenden internationalen Normen bzw. Normungsentwürfe resultieren einerseits aus einer wissenschaftlich gegebenen unzureichenden Datenlage, aber andererseits auch aus schwierigen fachlichen Fragen, beispielsweise der Wirkungseinschätzung von kaum vergleichbaren Umwelteinflüssen. Dieses Defizit ist aus grundsätzlichen chemiepolitischen Erwägungen wichtig, es sollte aber nicht dazu führen, die Aussagekraft einer normgerechten Ökobilanz vollständig in Zweifel zu ziehen.

Für einen Teilbereich der Umweltaspekte liefert die Ökobilanz wertvolle Ergebnisse. Sie ist aber auch im Lichte ihrer methodischen Defizite zu sehen und kann daher keine allumfassenden stoffpolitischen Aussagen treffen. Hierfür ist sie durch andere Bewertungsmethoden zu ergänzen.

### 3 Die geprüften Ökobilanzen

Wir haben zunächst recherchiert, welche Ökobilanzen **aktuell** in der öffentlichen Diskussion in Mitteleuropa zum Thema PVC besondere Beachtung gefunden haben. Dies sind insgesamt fünf Studien<sup>2</sup> (s.u.).

Anschließend haben wir die Auftraggeber dieser fünf Studien mit Hinweis auf die Norm-Vorschrift, die die Nachvollziehbarkeit für die Bilanzen verlangt, mit denen öffentlich gearbeitet werden soll, um eine Langfassung der jeweiligen Untersuchung gebeten. Hierbei war eine große Zurückhaltung festzustellen. Es entwickelte sich eine umfangreiche Korrespondenz.

Natürlich gelangten wir gleich mehrfach in den Besitz von Kurzfassungen. Die Langfassungen haben wir nur in einem Fall direkt und problemlos erhalten. In der Regel lautete das Argument für die Zurückhaltung, daß die Langfassung noch zwischen Auftraggeber und Auftragnehmer abgestimmt werden müßte. Da es sich hierbei um Studien handelte, die seit Monaten oder gar Jahren als Kurzfassung und Vorveröffentlichungen in der öffentlichen Diskussion befinden, mutet dieses Argument nicht überzeugend an.

Unsere Untersuchung sollte ursprünglich im Frühjahr 1998 erscheinen, als die genannten Studien hochaktuell waren. Der Zeitverzug von einem Jahr hängt mit der beschriebenen Zurückhaltung bei der Zurverfügungstellung der Langfassungen zusammen. Die letzte Langfassung haben wir im Februar 1999 erhalten. Zu diesem Zeitpunkt deutete sich auch die Veröffentlichung einer Studie zum Thema „PVC und Nachhaltigkeit“ an, so daß wir diese Ausarbeitung, obwohl keine Ökobilanz, mit einarbeiten konnten.

Die folgende Tabelle zeigt eine Übersicht der geprüften Studien.

---

<sup>2</sup> Ältere Studien wurden nicht einbezogen, da die methodischen Standards für diese Studien nicht gegeben waren.



Tab. 3: Ökobilanzen zum Komplex PVC (Stand März 1999)

Titel (Jahr der Fertigstellung)	Autoren, Institut	Auftraggeber	Kurzfassung erhalten	Langfassung erhalten	critical review	
					durchgeführt	erhalten
„Ökologische Bewertung von Fensterkonstruktionen verschiedener Rahmenmaterialien (ohne Verglasung)“ (1996) (18)	K. Richter, T. Künniger, K. Brunner, Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) Dübendorf (CH)	Schweizerische Fachstelle für Fenster- und Fassadenbau SZFF (CH) und Verband der Fenster- und Fassadenhersteller VFF (D)	ja	ja	nein	nein
„Ganzheitliche Bilanzierung von Fenstern und Fassaden“ (1997) (19)	M. Baitz, J. Kreißig, Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde (IKP), Universität Stuttgart	Verband der Fenster und Fassadenhersteller (D)	ja	ja	nein	nein
„Ökobilanz von Rohrleitungssystemen - Eine Fallstudie am Beispiel der Erstellung der Trinkwasserversorgung und Schmutzwasserentsorgung für eine Einfamilienhaussiedlung“ (1998) (20)	L. Reusser, Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) Dübendorf (CH)	Verband der Chemischen Industrie (VCI), Kunststoffrohrverband (KRV) und Fachverband Steinzeugindustrie (FVST), alle (D)	ja	ja	ja	ja
„Life Cycle Assessment Study on Resilient Floor Coverings“ (1997) (21)	A. Günther, H.-C. Langowski, Fraunhofer Institut für Lebensmitteltechnologie und Verpackung, Freising (heute: ... für Verfahrenstechnologie und Verpackung)	European Resilient Flooring Manufacturers Institute (ERFMI)	ja	ja	ja	ja
„Produktökobilanzen und ihre Anwendungsmöglichkeiten im Baubereich“ (1992-1996) (22)	R. Wittassek, A. Rudolphi, B. Grahl, W. Linden, M. Hoffmann, D. Kirchner, C. Lenk	Umweltbundesamt, Berlin (D)	ja	ja	ja	nein
„PVC in ausgewählten Produktsystemen - Ein Beitrag zur Nachhaltigkeitsdiskussion“ (1998) (23)	E. Plinke, H. Wolff, H. Meckel, R. Schüssler, PROGNOSE, Basel (CH)	Steuerungsgruppe zum „Dialogprojekt PVC und Nachhaltigkeit“	-	ja	-	-

## 4 Ergebnisse

Es liegen Bilanzen zu folgenden Komplexen vor:

- Fensterrahmen
- Rohre
- Fußbodenbeläge und
- Baumaterialien
- Verpackungsmaterial<sup>3</sup>
- Elektrokabel<sup>3</sup>.

---

<sup>3</sup> Abschätzungen in (23)

## 4.1 Fensterrahmen (1)

Aus dem Jahr 1996 liegt eine Studie vor, die verschiedene Materialien für die Konstruktion von Fensterrahmen vergleicht.

### 4.1.1 Titel der Studie

„Ökologische Bewertung von Fensterkonstruktionen verschiedener Rahmenmaterialien (ohne Verglasung)“

### 4.1.2 Verfasser der Studie

Dr. Klaus Richter et. al. (1996),  
Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) Dübendorf (CH)

### 4.1.3 Auftraggeber

Schweizerische Fachstelle für Fenster- und Fassadenbau SZFF, Dietikon (CH) und Verband der Fenster und Fassadenhersteller e.V., Frankfurt (D)

### 4.1.4 Ergebnisse

Es werden Fenster mit Rahmen aus Aluminium, Stahl, Edelstahl, Buntmetallen, Holz, Holz-Aluminium und PVC miteinander verglichen, wobei für die einzelnen Rahmenmaterialien verschiedene Untervarianten gerechnet werden. Die Untersuchung erfaßt die Wirkungskategorien Kumulierter Primärenergieverbrauch, Treibhaus-, Ozonabbau-, Photooxidantienbildungs-, Versauerungs- und Eutrophierungspotential, Abfälle in drei Kategorien (Inerstoffdeponie-, Reaktordeponie-, Sonderabfalldeponiemasse) sowie Humantoxizität (kritisches Körpergewicht in kg) und Ökotoxizität (kritisches Wasservolumen in m<sup>3</sup>). Die Ergebnisse der Bilanzbewertung sind in einem Anhang wiedergegeben. Die Beiträge der einzelnen Prozeßschritte sind dokumentiert, nicht jedoch die Daten der verwendeten Parameter für die einzelnen Wirkungskategorien. Dieses ist insbesondere für die Toxizitäts-Wirkungskategorien als großes Manko anzusehen, da diese Kategorien international noch nicht akzeptiert und vereinheitlicht sind (siehe Seite 8).

Die Untersuchung erweitert den Bilanzrahmen auf das gesamte Fenster, erfaßt also auch

die Nebenteile zur Konstruktion eines jeweiligen Fensters. Weiter werden die mit der Zusammenfügung der Konstruktionsteile verbundenen Transporte erfaßt. Die jeweils erforderliche Glasscheibe wird allerdings nicht einbezogen (vgl. folgende Studie 4.2).

Neben der eigentlichen Fensterkonstruktion wird auch die Nutzungsphase bilanziert. Hier geht es einerseits um die erforderlichen Maßnahmen bzw. Aufwendungen zur Pflege und Wartung des Fensters, aber auch um die „Isolierleistung“ der Fensterkonstruktion. Letztere wird als Wärmeverlust erfaßt, der über die Rahmenfläche verloren geht und dann als Kompensationswärme über eine Kleinf Feuerungsanlage erzeugt werden muß.

Schließlich wird die Nachnutzungsphase in Form des Rückbaus und der Materialentsorgung erfaßt.

Als funktionelle Einheit der Bilanz wird die „Dienstleistung“ eines Fensters für den Nutzungszeitraum von 30 Jahre berechnet.

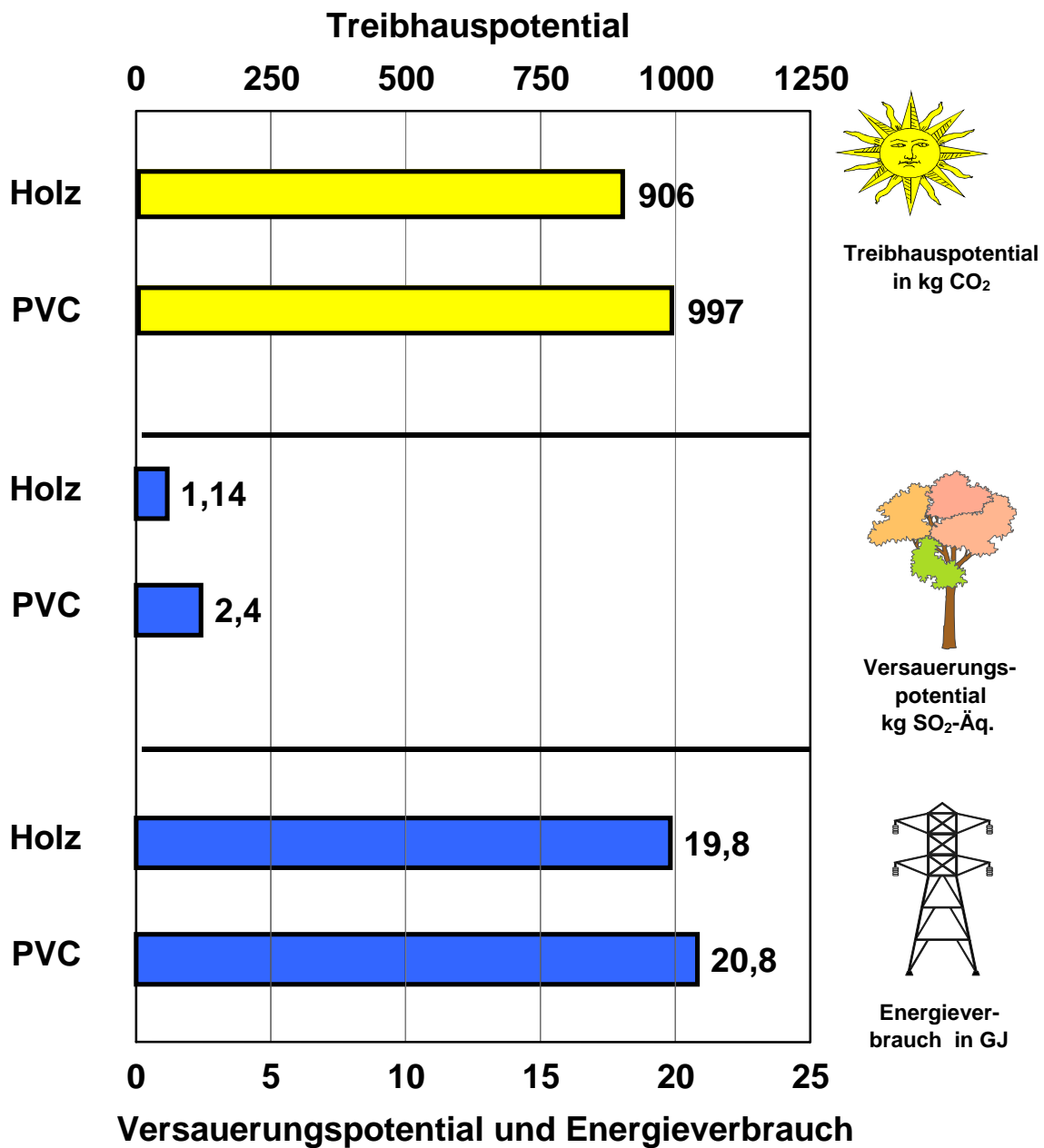
**Je nach Wirkungspotential weisen die Materialien Vor- oder Nachteile auf, so das Gesamtfazit der Studie. Es gibt keinen eindeutigen „Sieger“. Die Autoren ziehen hieraus den Schluß, daß „Materialboykotte und Anwendungsverbote keine sachliche begründbare Legitimierung haben“.**

#### **4.1.5 Belastbarkeit der Ergebnisse**

Die Prüfung auf Belastbarkeit der Ergebnisse soll exemplarisch für den Vergleich Holzfenster mit PVC-Fenster erfolgen, da dieser Vergleich das größte aktuelle Marktsegment abdeckt. Die folgende Abbildung zeigt die Aggregation der wesentlichen Ergebnisse für diesen Vergleich, wobei lediglich die Grundvarianten der jeweiligen Fensterkonstruktion betrachtet werden.

In der Tat zeigen die Ergebnisse auch für die anderen Fensterkonstruktionen keinen eindeutigen Trend von Siegern oder Verlierern. Ursache hierfür ist bei näherer Prüfung aber nicht die Unterschiedlosigkeit der Rahmenmaterialien, sondern ein alle Materialfragen in den Schatten stellender anderer Bilanzteil: die Nutzungsphase.

Abb. 1: EMPA (im Auftrag vom SZFF) 1996: Bilanzergebnisse für den Vergleich Holzfenster und PVC-Fenster über die gesamte Nutzungsdauer (eigene Grafik)



Die Wärmeverluste bzw. die Kompensationswärme liegen für die meisten untersuchten Kategorien<sup>4</sup> um rund eine Zehnerpotenz und mehr über den anderen Bilanzteilen (incl. Materialwahl).

<sup>4</sup> Prozentangaben in Klammern: Anteil der Nutzung am Gesamtbetrag der jeweiligen Wirkungskategorie:  
Holzfenster: Treibhauspotential (97 %), Inerstoffdeponiemasse (92 %), Kumulierter Primärenergiebedarf (88 %), photooxidantienbildende Stoffe (78 %)  
PVC-Fenster: Treibhauspotential (85 %), Kumulierter Primärenergiebedarf (81 %), Inerstoffdepo-

Das Ergebnis würde sich noch weiter auseinanderentwickeln, wenn die Kompensationswärme nicht ausschließlich aus „sauberen“ Erdgaskesseln, sondern im in Deutschland üblichen Wärmemix zusammensetzen würde.<sup>5</sup>

Im Kern wird durch diese Wahl der Systemgrenze nicht nur die Frage nach dem ökologisch günstigeren Rahmenmaterial in den Hintergrund gerückt, es wird auch ein relativ triviales Bilanzergebnis erzeugt. Der erfahrene Bilanzierer weiß, daß beinahe durchgängig der energetische Aufwand für die Erzeugung von Infrastruktur, Geräten, Maschinen und Gebäuden in seinen ökologischen Auswirkungen gegenüber den ökologischen Auswirkungen durch Nutzung der genannten Einrichtungen über die Lebenszeit beinahe vernachlässigbar ist. Daher wird ersteres in vielen Bilanzen auch abgeschnitten.

Im vorliegenden Fall reduziert sich der Bilanzteil Nutzungsphase auf die Breite des Fensterrahmens und des k-Wertes (Wärmedurchgang) des Rahmenmaterials. Da PVC und Holz in dieser Studie die gleichen k-Werte aufweisen und bei der üblichen Einbauart (auf Leibung) auch in etwa die gleiche Nettorahmenfläche aufweisen, ergibt sich beim Heizenergieverlust für diese Materialien auch kein Unterschied, so daß wir im folgenden die Nutzungsphase ausblenden, um die eigentlichen Materialunterschiede besser herausarbeiten zu können.

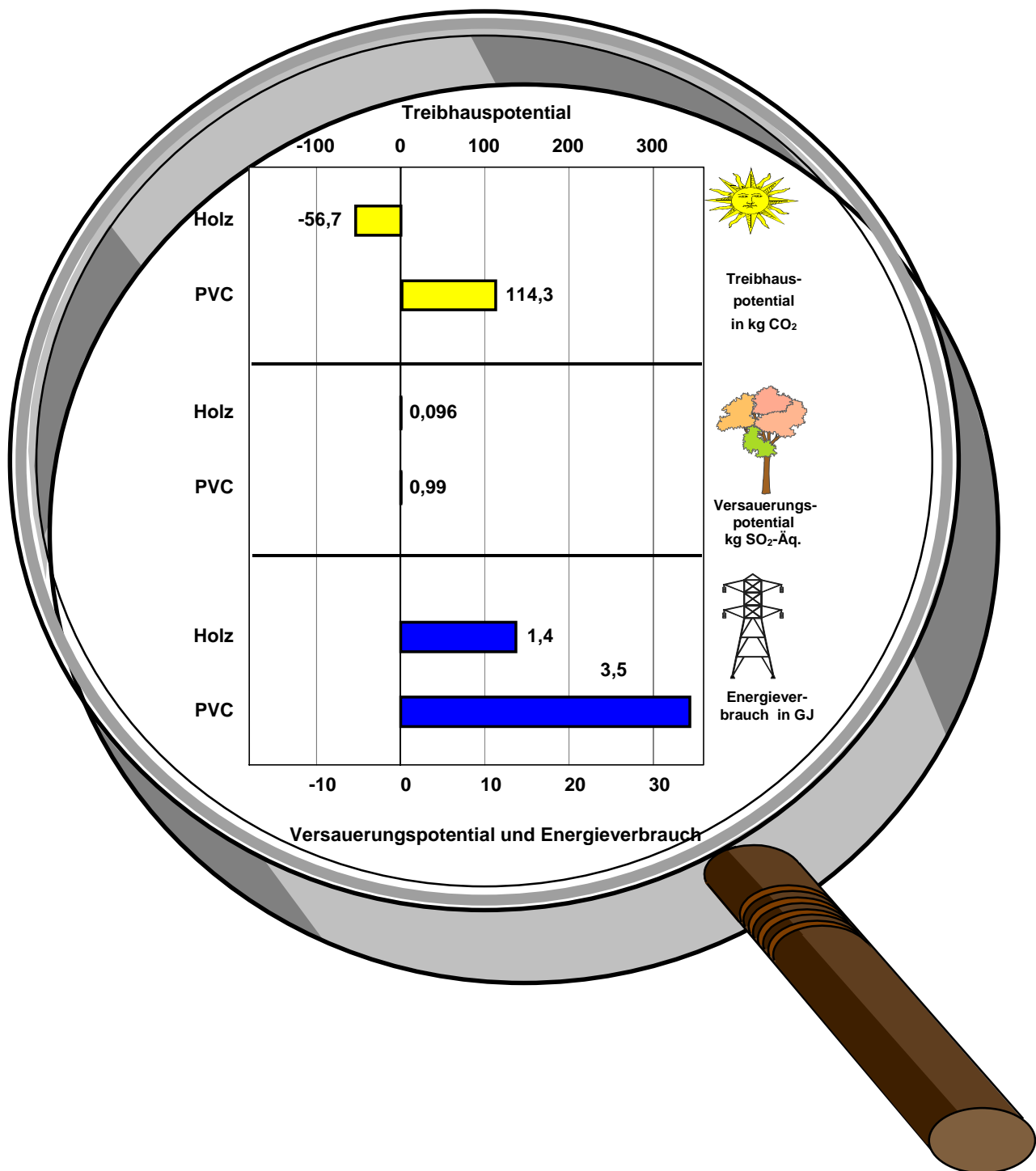
Anders sähe dies aus, wenn auch die in der Studie untersuchten Fenster mit Metallrahmen in unseren Vergleich einbezogen würden. Aber auch hier würde das Einbeziehen der Wärmeverluste in der von den Autoren gewählten Form auf Bedenken stoßen. Schließlich ist ein Fenster nicht nur in der einen Richtung durchlässig. So dürften Metallfenster ob ihres günstigeren Verhältnisses von Rahmen- zur Scheibenfläche bei der solaren Gewinnung durch die Einstrahlung von Sonnenenergie Vorteile gegenüber Holz- und PVC-Konstruktionen aufweisen. Dieser solare Gewinn kann oberhalb der Wärmeverluste durch Transmission liegen (24). Dieser Aspekt wird in dieser Untersuchung nicht einbezogen (vgl. hierzu die geprüfte Bilanz unter Punkt 4.2).

Die folgende Abbildung zieht die Bilanzergebnisse, wenn die Umweltauswirkungen der Materialwahl getrennt betrachtet werden.

---

<sup>5</sup> niemasse (78 %),  
Die Gutschriften für die eingesparte Energie fallen in diesem Fall höher aus, da Wärme in Deutschland aus „schmutzigen“ Energieträgern (Öl/Kohle) gewonnen werden.

Abb. 2: Ökologische Bewertung von Fenstern; EMPA (im Auftrag vom SZFF), 1996; hier: Bilanzergebnisse der Rahmenmaterialien



Man erkennt hier zunächst die eindeutigen Vorzüge des Materials Holz.

Ein weiterer Punkt ist kritisch anzusprechen: Wir haben an anderer Stelle dargestellt, daß im Rahmen ökobilanzieller Untersuchungen die Entsorgungsfrage den wesentlichen Malus für den Werkstoff PVC ausmacht (25). Hiervon ausgehend ist die von den Autoren der Studie angenommene Randbedingung, daß die heutigen PVC-Fenster demnächst zu 70 % recycelt und zukünftige PVC-Fenster zu 70 % aus Recyclat (post-consumer) hergestellt werden, als unrealistisch anzusehen.

Für die positiven Bilanzergebnisse für den Werkstoff PVC ist diese Annahme aber **ergebnisentscheidend**. Dies deswegen, weil **alle** über Recycling wiederverwertbaren Materialanteile die Systemgrenze des Ist-Fensters verlassen. Es fallen also **keine Lastschriften für die Entsorgung** an. Der wesentliche ökologische Negativfaktor (Chlorentsorgung) entfällt für diesen Recyclinganteil (70% des PVCs). Es wird weiter für die folgenden Lebenszyklen eine ständige Kreislaufführung ohne Materialermüdungen etc. unterstellt.

Für den verbleibenden Entsorgungsanteil (30%) wird die Müllverbrennung genutzt. Allerdings werden für diesen Teil des Materialschicksals keine Lastschriften für die HCl-Abscheidung angerechnet, obwohl dies den relevantesten Problempunkt der PVC-Verbrennung in der MVA (Salze)<sup>6</sup> darstellt.

Die folgende Abbildung zeigt exemplarisch, wie sich das Bilanzergebnis für PVC verschlechtert, wenn die heute realistischen niedrigen Recyclingquoten unterstellt werden und wenn exemplarisch der Betriebsmittelverbrauch für die Entsorgung in einer Müllverbrennungsanlage (MVA) einbezogen wird.

Man erkennt die dreifach höhere Umweltbelastung, hier für die Kategorie Treibhauseffekt.

Die Autoren der Studie haben den in diese Abbildung dokumentierten Zusammenhang im Grundsatz sicherlich erkannt. So beginnt die Zusammenfassung des Ergebnis-Kapitels mit folgender Einschränkung (S. 7):

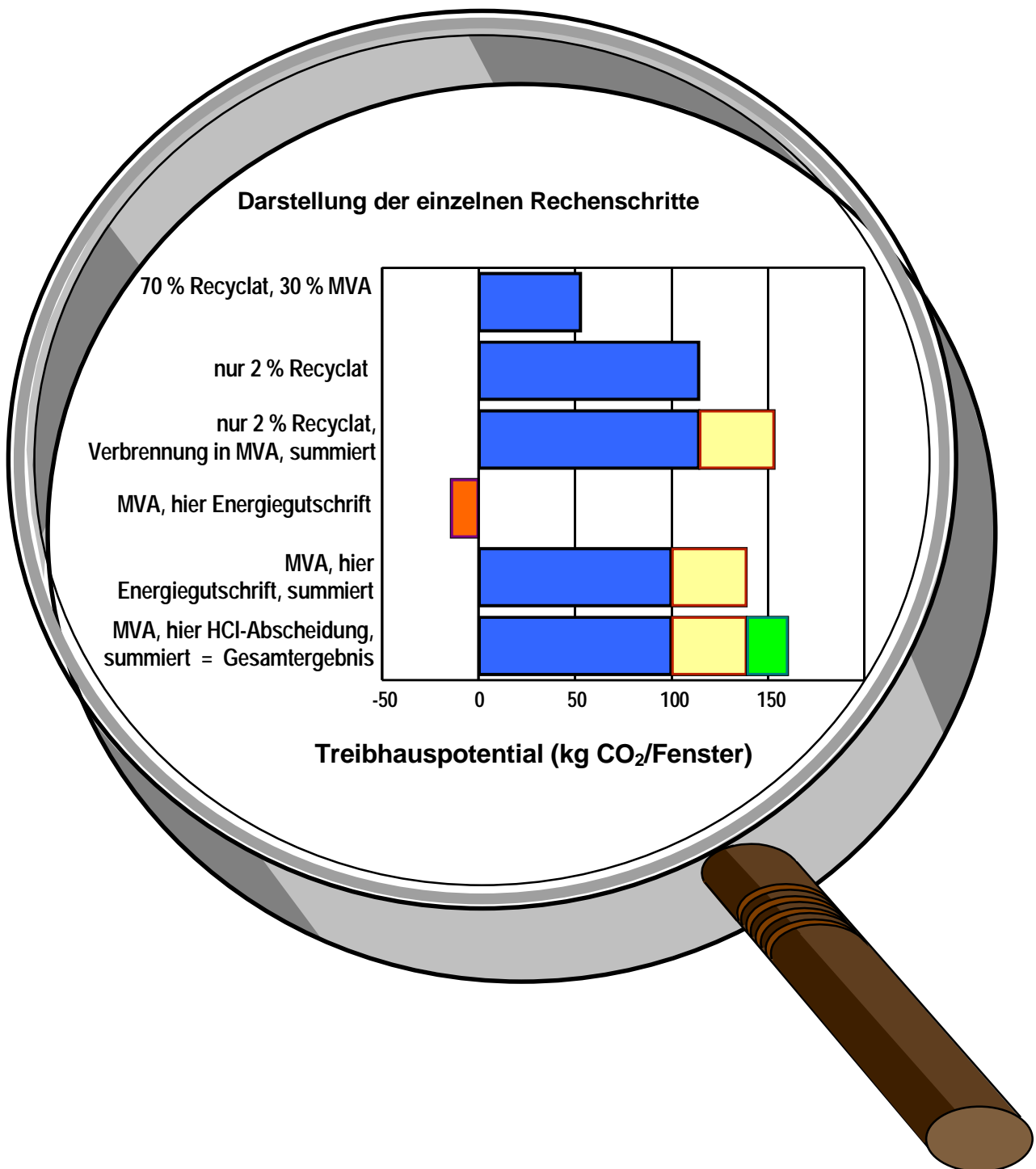
**„Die nachfolgenden Aussagen setzen voraus, daß die angenommenen Ziele innerhalb der nächsten Fenstergeneration erreicht werden können. ... Deutlich kann abgesehen werden, daß die Szenarien mit den maximal möglichen Rückführungs- und Wiederverwertungsanteilen erwartungsgemäß die geringsten Umweltwirkungen erzeugen (bei allen Metallen und PVC). ... Daraus ist zu folgern, daß die Bestrebungen zu geschlossenen Recyclingkreisläufen bei allen Rahmenmaterialien mit Nachdruck umgesetzt werden müssen. Nur dann erreichen Fenster aus Metallen und PVC ein vergleichbares Ökoprofil wie Fenster aus einheimischen Nadelholz.“**

---

<sup>6</sup> Vgl. hierzu auch die Studie (Fraunhofer ILV), die wir unter Punkt. 4.4 abhandeln. Dort wird dieses Bilanzteil richtig erfaßt und nicht ausgeblendet. Vgl. hierzu auch die Studie unter Punkt 4.2.



Abb. 3: Ökologische Bewertung von Fenstern; EMPA (im Auftrag vom SZFF), 1996; hier: Bilanzveränderung für Treibhauspotential (GWP) für PVC-Fensterrahmen bei Einbeziehung realistischer Wiederverwertungsquoten und einer heute üblichen Entsorgung für den Bilanzteil Rückbau/Entsorgung (Berechnung: Methode und Basisdaten nach (26))



Diese Einschränkung wird im Kapitel Diskussion und Bewertung der Studie wieder aufgegriffen (S. 114):

**„Sollten insbesondere die Bestrebungen der geschlossenen Kreislaufführung bei den Metallen sowie beim PVC aus logistischen oder finanziellen Gründen nicht oder nur unzureichend umgesetzt werden, sind wichtige Schlußfolgerungen aus der Studie hinfällig.“**

Dieser zentrale Abschnitt der Studie endet mit folgender Aussage (S. 116):

**„Schwierig zu prognostizieren ist die Kostenfrage. Derzeit liegt der Preisvorteil deutlich auf der Seite des primären PVC, d.h. der ökonomische Anreiz zur Umsetzung der Wiederverwertungsbestrebungen ist geringer als z.B. bei Aluminium und den hochlegierten Stählen. Hier bedarf es u.U. weiterreichender Bestrebungen, um die Umsetzung der für den Werkstoff PVC ökologisch unabdingbaren Kreislaufwirtschaft zu gewährleisten.“**

Da zwischenzeitlich seit Verfassen der Studie gut 4 Jahre vergangen und die unterstellten Recyclingraten für PVC auch nicht annähernd erkennbar sind, sollten die Einschränkungen der Autoren nachdenklich stimmen.

Das Holzfenster schneidet auch deshalb vergleichsweise unterschiedslos gegenüber PVC ab, weil hier das Material nach Auffassung der Autoren **nicht** recycelt werden kann. Das Holzfenster wird nach Gebrauch in den Berechnungen der Studie zu 90 % verbrannt (80% MVA, 10% Altholzverbrennung). Allerdings haben die Autoren keine sog. Energiegutschriften einbezogen. Die mit dieser Entsorgungsvariante verbundenen Energiegewinnungen führt aber dazu, daß die hierbei bereitgestellte Energiemenge nicht konventionell erzeugt werden muß. Die hiermit verbundenen Emissionen bzw. Emissionseinsparungen wären gutzuschreiben gewesen, dieses Vorgehen ist eigentlich üblich. Die Autoren verweisen hier auf die Zweckbestimmung des Entsorgungsvorgangs:

**„Aus thermischen Verwertungsprozessen, bei denen ausschließlich die Entsorgung eines anfallenden Reststoffes im Zentrum steht, wurde keine energetische Gutschrift verteilt, die Emissionen (des Entsorgungsvorgangs, d. V.) jedoch dem Hauptprodukt zugeteilt.“**

Das Nicht-Einrechnen energetischer Gutschriften ist nicht nur unüblich, die Begründung hierfür kann auch nicht überzeugen. So werden in den weiter unten geprüften Bilanzen anderer Autoren (Fraunhofer) derartige Gutschriften berücksichtigt. Zudem ist, zumindest in Deutschland, den Betreibern von Müllverbrennungsanlagen die Nutzung der entstehenden Wärme und, sofern dies nicht möglich ist, die Erzeugung von elektrischer Energie gesetzlich vorgeschrieben (§ 5 Abs. 1 Pkt. 4 BImSchG und 17. BImSchV § 8).

Selbst wenn der Hauptzweck einer Entsorgung des Abfalls in der Beseitigung und nicht in der Verwertung liegen sollte, so kann doch nicht ausgeblendet werden, was gerade einem Autorenkollektiv aus der Schweiz geläufig sein müsste, daß nämlich MVAs (oder dort Kehrichtverbrennungsanlagen) zum Teil sehr hohe thermische Wirkungsgrade aufweisen. Mehr als 50 % der in der Schweiz konventionell-thermisch erzeugten Strommenge stammt von KVAs (27). Warum hat dieses Faktum zu entfallen, wenn „ausschließlich die Entsorgung ... im Zentrum steht“? Diese stromliefernden Anlagen sind reine Entsorgungsanlagen.

Hinzu kommt, daß neben der MVA auch die mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA) eine zunehmende abfallwirtschaftliche Bedeutung erhält (vgl. MBA Schaffhausen (CH) oder über 30 Anlagen in Deutschland) und daher einzubeziehen wäre. Im Rahmen der MBA wird vielerorts explizit ein industriell nutzbarer Ersatzbrennstoff erzeugt, der mit hohem Wirkungsgrad in der industriellen Feuerung genutzt werden soll.

Daß diese Wahl der Bilanzgrenze insbesondere das Holzfenster einseitig benachteiligt, rührt auch aus der Tatsache, daß gerade Holz als regenerativer Baustoff für die Kategorie Treibhauseffekt keine negativen Emissionen nach sich zieht, aus der Entsorgung aber als Gutschrift die Verdrängung aus fossilen C-Quellen erzeugten Energie erhalten müsste. Die folgende Abbildung zeigt diesen Zusammenhang (Abb. 4).

Die Autoren argumentieren im übrigen bei der Würdigung der Energiegewinnung aus der Entsorgung inkonsistent. Bei der konkreten Modulbeschreibung der Entsorgungsanlage ist zu lesen:

**„Dank des Müll-Heizwertes .... können beträchtliche Energiemengen in Form von Wärme (Dampf) und Strom erzeugt werden.“**

Als letzter Punkt ist kritisch anzusprechen, daß bei Festlegung der funktionellen Einheit die längeren möglichen Nutzungszeiträume für hochwertige Rahmenmaterialien nicht Rechnung getragen wurde (vgl. hierzu auch die unter Punkt 4.5 näher betrachtete Studie).

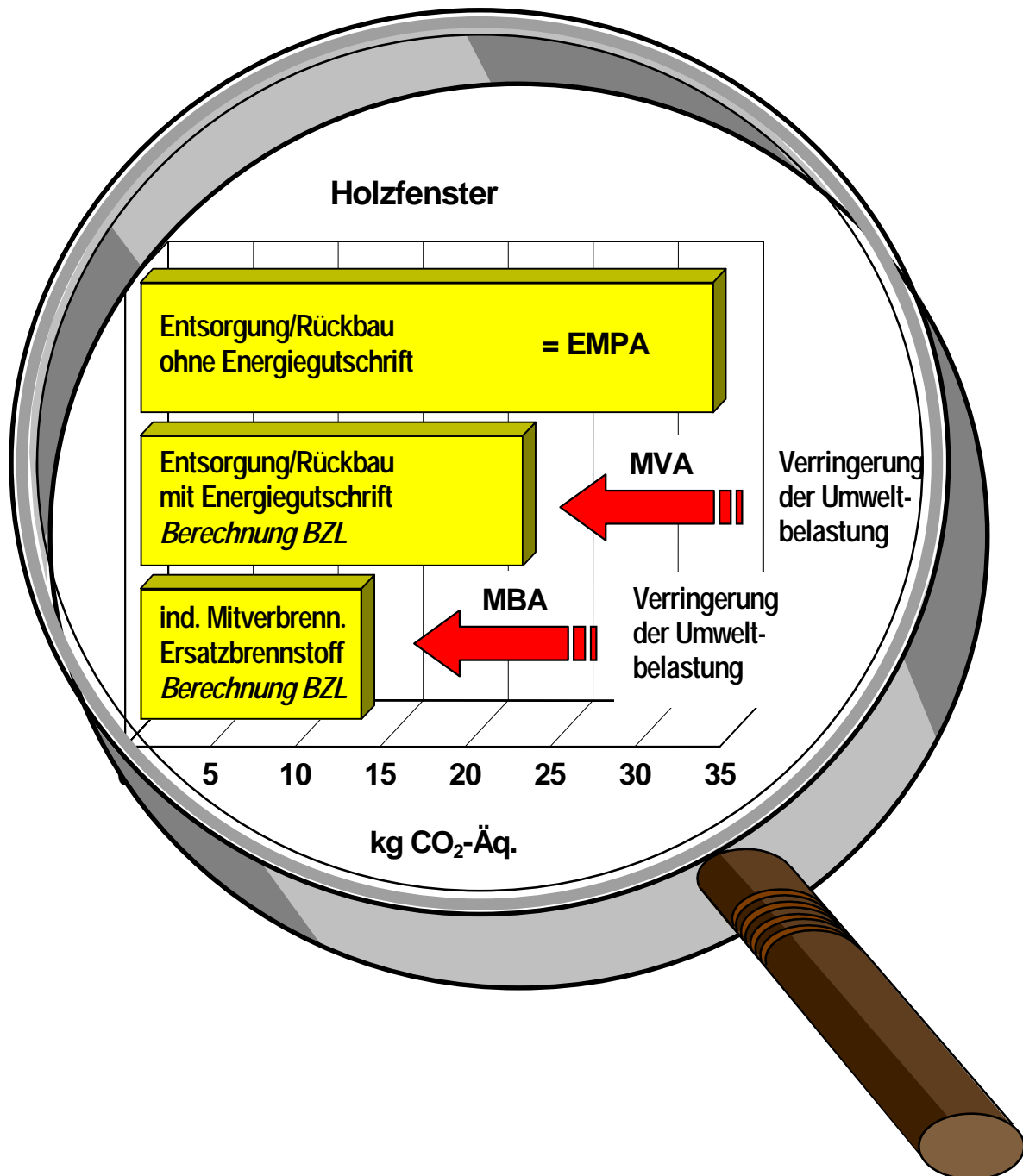
#### 4.1.6 Fazit unserer Prüfung

Die Wahl der Bilanzgrenze zeigt die Ergebnisdominanz für die Nutzungsphase des Fensters. Hierdurch treten die materialbedingten Unterschiede des Fensterrahmens in den Hintergrund.

Fenster mit Rahmenmaterial aus Holz (genauer: die Nutzung dieser Fenster) weisen nach den Berechnungen der Autoren der geprüften Studie für die gängigen Kategorien gegenüber PVC keine signifikanten Unterschiede auf. Dieses Ergebnis kippt, wenn die längeren Nutzungszeiträume für hochwertige Fenstermaterialien und –konstruktionen und die Entsorgung in der erforderlichen Weise einbezogen werden (bei PVC: Chlor, aktuelle Recyclingraten) und für die Holzentsorgung die real stattfindenden Energiegewinnungen in

Form von Emissionsgutschriften eingerechnet werden.

Abb. 4: Ökologische Bewertung von Fenstern; EMPA (im Auftrag vom SZFF), 1996; hier: Bilanzveränderung für Treibhauspotential (GWP) für Holz-Fensterrahmen bei Berücksichtigung der Entsorgung (Berechnung: Methode und Basisdaten nach (26))



Eine diesbezügliche Sensitivitätsanalyse wurde seitens der Autoren der EMPA-Studie nicht durchgeführt.

## 4.2 Fensterrahmen (2)

### 4.2.1 Titel der Studie

„Ganzheitliche Bilanzierung von Fenstern und Fassaden“ (1997)

### 4.2.2 Verfasser der Studie

Martin Baitz, Johannes Kreißig

Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde an der Universität Stuttgart (IKP)

### 4.2.3 Auftraggeber

Verband der Fenster und Fassadenhersteller e.V., Frankfurt (D)

### 4.2.4 Ergebnisse

Die Studie integriert das Thema „Rahmenmaterial“ noch weitergehend in eine Gesamtbetrachtung des Systems Fenster und führt hierzu sehr detaillierten Untersuchungen durch.

Für den Fensterkomplex werden die Rahmen-Materialien Holz, Holz-Aluminium, Aluminium und PVC verglichen. Zudem werden die zur Fensterkonstruktion erforderlichen Bauteile einbezogen. Die Glasscheibe wird in dieser Studie ebenfalls mit einbezogen (vergl. Punkt 4.1). Weiter wird die Nutzungsphase über 40 Jahre bilanziert (Transmission und solare Energiegewinnung, vergl. auch hier Punkt 4.1) und die post-consumer-Entsorgung des Fensters.

Auch in dieser Studie werden die Wirkungskategorien Treibhaus-, Versauerungs-, Eutrophierungs- und Photooxidationspotential (POCP), Freisetzung potentiell gesundheitsschädlicher Stoffe (kg kritisch belastetes Körpergewicht), Ökotoxizität (kritisches Wasservolumen in m<sup>3</sup>), Energieverbräuche in drei Kategorien (nicht erneuerbar, aus nachwachsenden Rohstoffen, aus Wasserkraft), Abfälle in fünf Kategorien (Abraum, Erzaufbereitungsrückstände, Hausmüll, Sondermüll, radioaktive Abfälle) betrachtet.

Die Wirkungskategorie Ozonabbaupotential (ODP) soll zwar laut Tabelle 4 (S. 31/32) eben-

falls in die Betrachtung einbezogen werden, ist aber in der weiteren Studie ohne Begründung herausgefallen.

Die Ergebnisse der Bilanzbewertung sind in einem Anhang wiedergegeben. Auch hier sind, wie bei der SZFF-Studie, nur die Beiträge der einzelnen Prozeßschritte dokumentiert, nicht jedoch die Daten der verwendeten Parameter für die einzelnen Wirkungskategorien. Dieses ist insbesondere für die Toxizitäts-Wirkungskategorien als großes Manko anzusehen, da diese Kategorien international noch nicht akzeptiert und vereinheitlicht sind (siehe Seite 8).

In dieser Bilanz werden ebenfalls die ökologischen Belastungen der Herstellung eines Fensters der Nutzungsphase gegenübergestellt. Auch hier dominieren die Einflüsse der Nutzung. Beim Vergleich der unterschiedlichen Bestandteile des Fensters dominiert wiederum die Herstellung der Verglasung gegenüber der Herstellung des Rahmens, was durch die höhere Materialmenge bzw. das höhere Gewicht der Scheibe gegenüber dem Rahmen zu erklären ist.

Im Ergebnis zeigen sich daher keine relevanten Unterschiede beim Vergleich der Rahmenmaterialien.

**„Die Beiträge zu den Wirkungspotentialen machen deutlich, daß bei integraler Betrachtung keine Konstruktion (Fenster und Fassade) durch Vor- oder Nachteile signifikant hervortritt.“**

und daher:

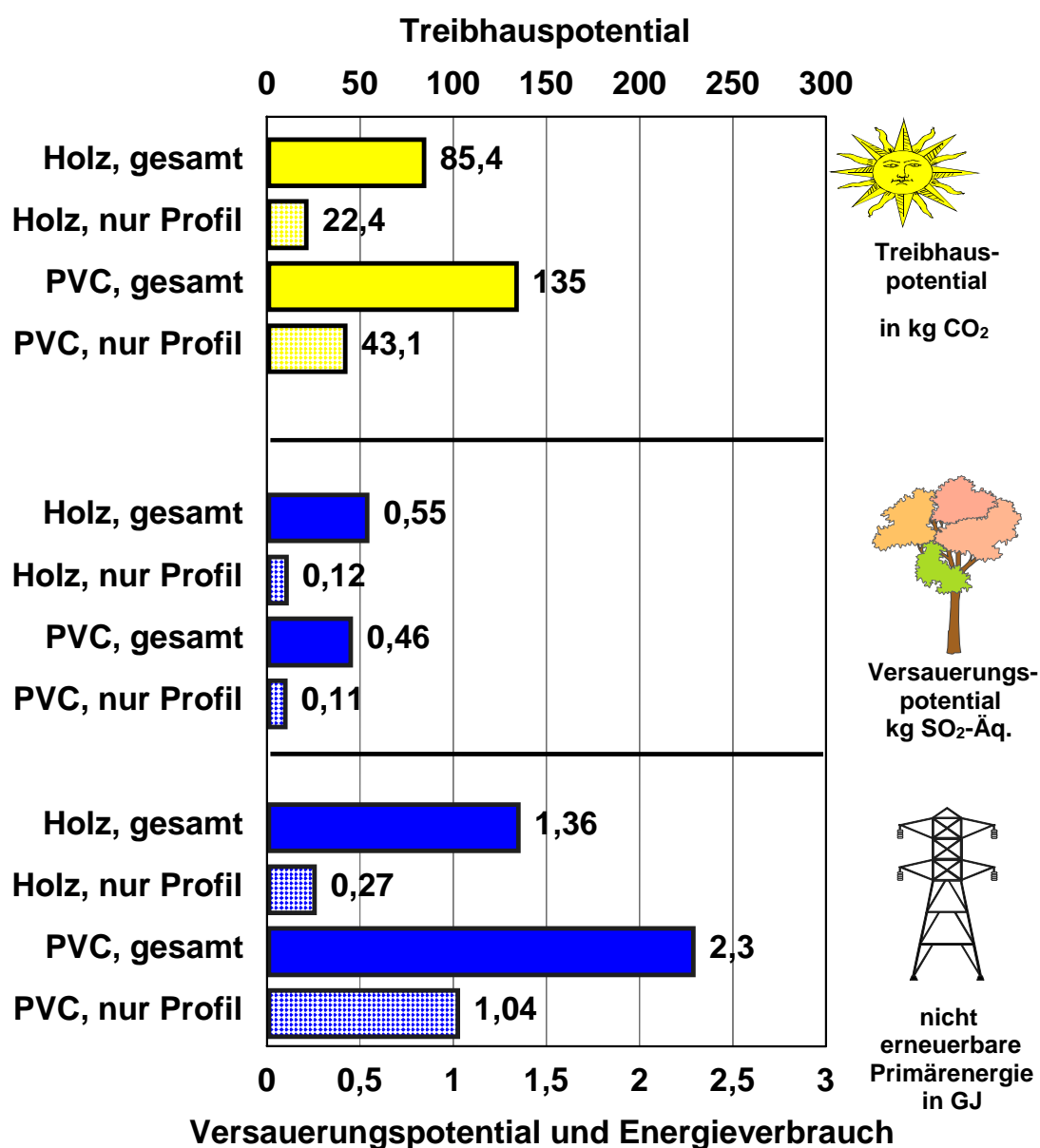
**„Die Einflüsse von Fenstergröße und Einbausituation zeigen zudem, daß die Wahl des Rahmenmaterials nur einen geringen Einfluß auf die Gesamtbilanz inkl. Nutzungsphase hat. Deshalb sind Materialverbote nach Auffassung der Verfasser in keinem Fall geeignet, ökologische Verbesserungen im Fensterbereich zu erreichen.“**

#### 4.2.5 Belastbarkeit der Ergebnisse

Die Belastbarkeit der Ergebnisse soll auch in diesem Fall am Beispiel des Vergleiches Holzfenster mit PVC-Fenster geprüft werden. Die folgende Abb. 5 zeigt die Bilanzergebnisse der Studie für das sog. Szenario 2000 jeweils für das komplette Fenster und separat für den Rahmen.

Man erkennt den Einfluß, den die sonstigen Materialien der Fensterkonstruktion (insbesondere Glas) und die Unterhaltung des Fensters auf das Gesamtergebnis haben. Daher ist kritisch anzumerken, daß der wesentliche Einfluß auf das Bilanzergebnis, neben der Auswahl des Rahmenmaterials, von der Lebensdauer des Fensters ausgeht. In der vorliegenden Studie wurde diese unterschiedslos mit 30 Jahren angenommen, obwohl sehr unterschiedliche Qualitäten (Metall, Holz, Kunststoff) verglichen wurden.

Abb. 5: Ganzheitliche Bilanzierung von Fenstern; IKP (im Auftrag vom VFF), 1998: hier: Bilanzergebnisse für den Vergleich Fenster aus PVC oder Holz als Rahmenmaterial (eigene Grafik)

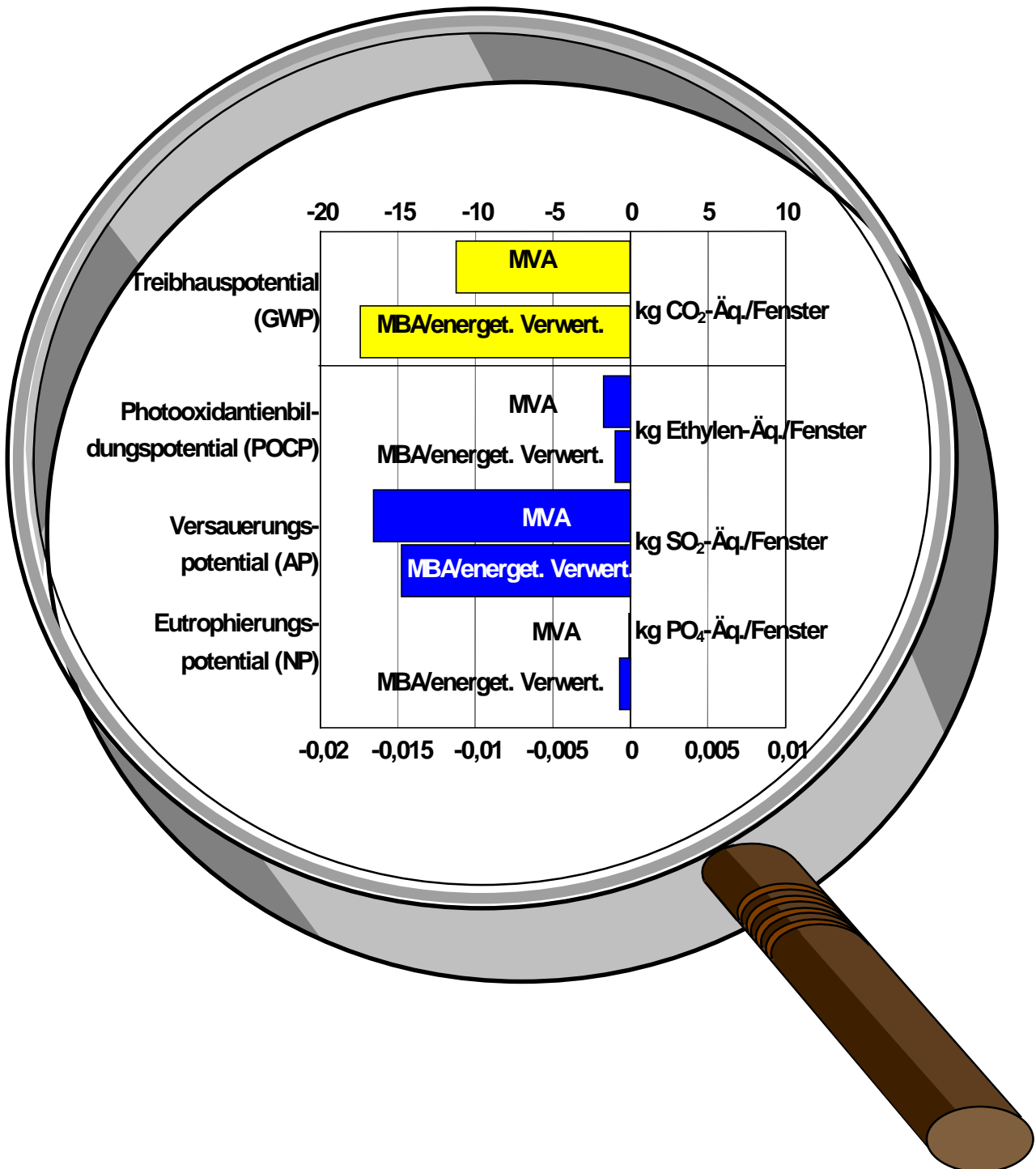


Weiter ist auch bei dieser Studie die Modellierung der post-consumer-Phase (Entsorgung) kritisch zu hinterfragen.

Im Szenario 2000 werden die zu entsorgenden Altholzfenster zu 95% erfasst; die erfasste Menge wird zu jeweils 50% in einer MVA behandelt bzw. in Altholzverbrennungsanlagen verwertet. Energiegutschriften werden eingerechnet, allerdings nur in Form von gewonnener Energie, und nicht als Emissionsgutschriften. Letzteres wäre aber üblich und führt ansonsten zu einer unvollständigen Bilanzierung der Nutzen aus der thermischen Holzentsorgung.

Die folgende Abbildung zeigt eine vollständige Bilanzierung der Holzentsorgung (Kraft-Wärme-Kopplung) für eine typische MVA in Deutschland (eigene Berechnungen).

Abb. 6: Ganzheitliche Bilanzierung von Fenstern; IKP (im Auftrag vom VFF), 1998: hier: Thermische Altholzentsorgung in einer typischen MVA und einer energetischen Verwertung in einer Industrieanlage (eigene Grafik) (Berechnung: Methode und Basisdaten nach (26); die Zahlenangaben beziehen sich entsprechend dem Aufbau der geprüften Studie auf die funktionelle Einheit 1 Fenster)





Man erkennt, daß die Emissionsgutschriften für die Energiebereitstellung die Emissionen durch die Holzverbrennung überkompensieren. Im Fall der Kategorie Treibhauspotential ist dies auf die Regenerativität des Kohlenstoffs aus der Holzproduktion zurückzuführen, der in das Rechenmodell mit Null eingeht. Im Falle der anderen Kategorien erklärt sich dieser Effekt aufgrund des höheren Luftreinhaltestandards der Entsorgungsanlage gegenüber der Strom- und Wärmeerzeugung in Deutschland. Insgesamt wird aus der obigen Abbildung deutlich, welche Ergebnisrelevanz die Emissionsgutschriften gehabt hätten.

Im Falle des PVC wird von den Autoren der IKP-Studie angenommen, daß 12 % des Altmaterials zu neuen Fensterrahmen recycelt wird, die restlichen 88 % werden nicht entsorgt, sondern in Form eines sog. open-loop-Recyclings verwertet. In beiden Fällen entfallen dadurch Lastschriften für etwaige Entsorgungsaufwendungen. Dementgegen werden Gutschriften eingerechnet für die jeweilig eingesparten Neumaterialien (50% für die genannten 12 % closed-loop-Recycling und 25% für den Anteil des open-loop-Recyclings) (vgl. Abb. 7).

Hierdurch ergeben sich beachtliche Gutschriften (Abb. 7), die im Falle eines Entsorgungsszenarios (kein PVC-Recycling) entfallen würden. In einem derartigen Szenario müßten dann im Gegenteil sogar Lastschriften für die Entsorgung selbst eingerechnet werden.

#### **4.2.6 Fazit unserer Prüfung**

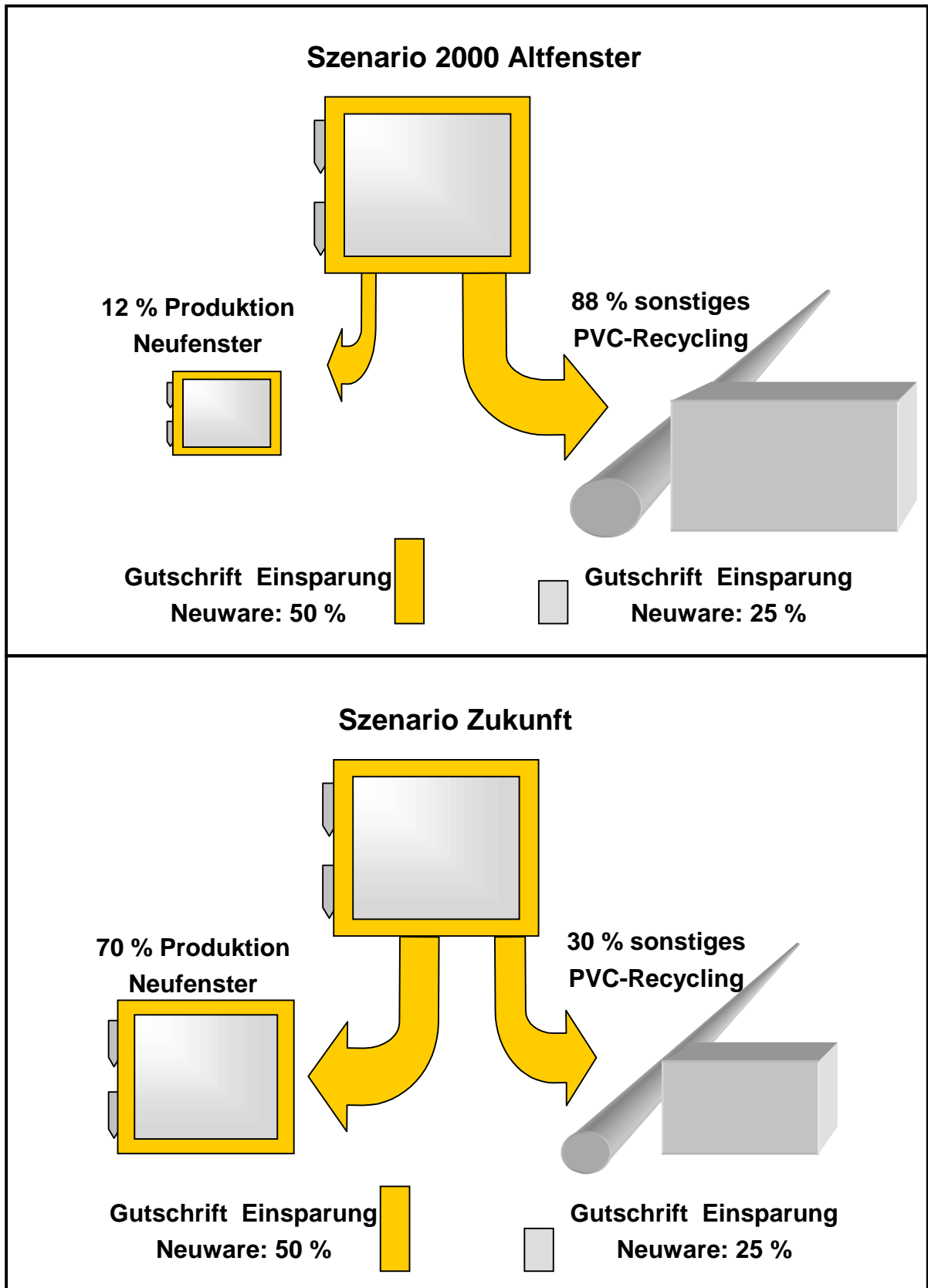
Die Ergebnisse der Bilanz zeigen nach den Berechnungen der Autoren der geprüften Studie keine eindeutigen Vorteile für die betrachteten Fensterrahmen-Werkstoffe.

Verantwortlich für dieses Ergebnis ist einerseits die gewählte Breite der modellierten funktionellen Einheit (incl. Glas, Isolierung u.v.m.) und andererseits die für alle Konstruktionen gleich angesetzte Lebensdauer von 30 Jahren. Aber gerade kompakte Konstruktionen entfalten durch längere Haltbarkeit ihre entscheidenden ökologischen Vorteile. Weiterhin erklärt sich das erhaltene Ergebnis durch ein unterstelltes 100%iges Recycling des PVCs (closed- und open-loop). Hierdurch fallen die besonders ungünstigen Werte für die heute übliche PVC-Entsorgung heraus.

Würden die heute erreichten Recyclingquoten unterstellt, würde die Bilanz zu anderen Ergebnissen führen. Würde weiter die heute übliche Altholzentsorgung in thermischen Anlagen mit den gängigen Randbedingungen herangezogen, würde sich das Ergebnis weiter zu Lasten des PVCs verschieben.

**Eine diesbezügliche Sensitivitätsanalyse wurde seitens der Autoren der IKP-Studie nicht durchgeführt.**

Abb. 7: Ganzheitliche Bilanzierung von Fenstern; IKP (im Auftrag vom VFF), 1998: hier: Szenarien der Fenster-Studie (eigene Grafik)



## **4.3 Rohrleitungssysteme**

### **4.3.1 Titel der Studie**

„Ökobilanz von Rohrleitungssystemen - Eine Fallstudie am Beispiel der Erstellung der Trinkwasserversorgung und Schmutzwasserentsorgung für eine Einfamilienhaussiedlung“

### **4.3.2 Verfasser der Studie**

Dr. Laurent Reusser (1998),  
Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA), Dübendorf (CH)

### **4.3.3 Auftraggeber**

Verband der Chemischen Industrie (VCI), Kunststoffrohrverband (KRV) und Fachverband Steinzeugindustrie (FVST), alle Frankfurt (D).

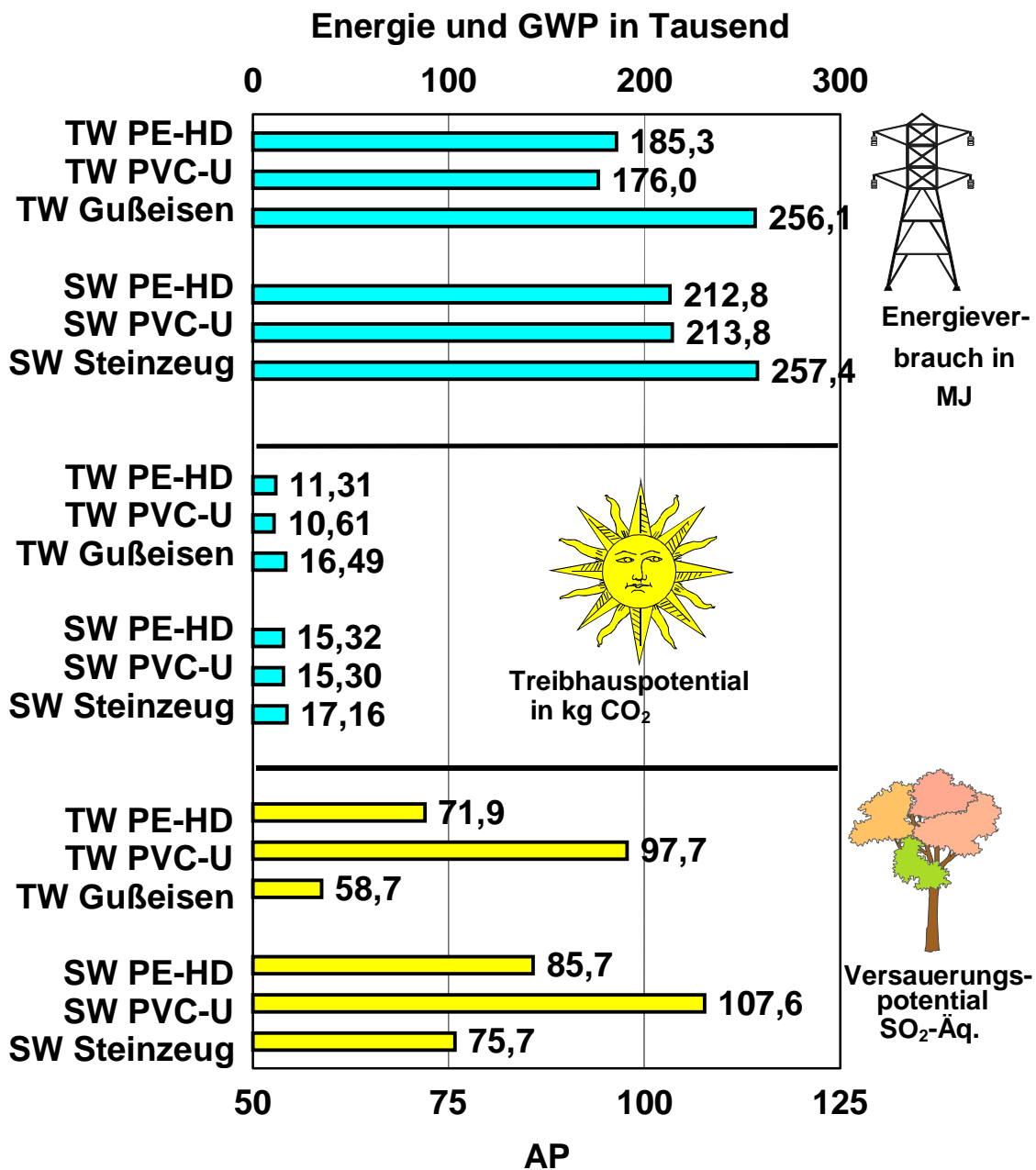
### **4.3.4 Ergebnisse**

Es werden sehr aufwendige Berechnungen über die erforderlichen Rohrleitungen, Anschlußstellen, technische Zusatzaggregate etc. für die Wasserver- und Entsorgung einer Siedlung durchgeführt (Fallbeispiel). Als „funktionelle Einheit“ bzw. als funktionales Äquivalent dieser Bilanz wird die Ver- und Entsorgung einer definierten Kleinsiedlung definiert. Es wird ermittelt, welche Installationen mit der Wahl eines jeweiligen Rohrmaterials insgesamt verbunden sind. So fallen die Verbindungsstücke, Verlegearbeiten etc. anders aus, wenn z.B. Rohre aus Metall oder aber aus Kunststoffen eingesetzt werden. In dieser Bilanz werden daher auch alle Nebenteile, Hausanschlüsse etc., deren jeweilige Herstellung und natürlich Antransport der Materialien bis hin zu den Vorketten der verwendeten Rohstoffe für die Produktion der Bauteile eingerechnet. Folgende Wirkungskategorien werden berücksichtigt: Treibhaus-, Versauerungs- und Überdüngungspotential, Primärenergiebedarf und Abfallmengen (mineralische Abfälle, industrielle Abfälle, Schlacken, nichttoxische Chemikalien, Sonderabfälle). Nicht ermittelt wurden unter Angabe einer Begründung die Wirkungskategorien Ozonabbau- und Photooxidantienbildungspotential sowie Human- und Ökotoxizität.

Die Trinkwasserleitungen werden getrennt von den Schmutzwasserleitungen bilanziert. Es werden Rohrleitungen aus PVC und PE mit Rohren aus Steinzeug und Gußeisen verglichen. Je nach betrachteter Wirkungskategorie weist mal das eine, mal das andere Material Vorteile auf.

Die folgende Abbildung zeigt die wichtigsten Ergebnisse in aggregierter Form.

Abb. 8: Ökobilanz von Rohrleitungssystemen, EMPA (im Auftrag von VCI et al.), 1998; hier: Ergebnisse (eigene Grafik)  
 TW = Trinkwasserrohre, SW = Schmutzwasserrohre;  
 PE-HD = Polyethylen, high density; PVC-U = Hart-PVC



### 4.3.5 Belastbarkeit der Ergebnisse

Die Erweiterung der Betrachtung (Bilanzraum) in dieser Studie auf die dargestellte funktionelle Einheit ist als wichtige Einflußgröße zu diskutieren. Man kann die Bedeutung der Nebenteile und andere bei einem reinen Materialvergleich ansonsten herausfallenden Bilanzteile sehr gut in den Ergebnistabellen der Studie erkennen. Kritisch ist allerdings die Wahl des zu bilanzierenden Schmutzwassersystems anzusprechen (21 Einfamilienhäuser an Schmutzwasserkanal von 280 m Länge). Bei diesem eher untypischen Modell (keine verdichtete Bebauung) ist es nicht verwunderlich, daß die Nebenteile (bei geringer Verlegetiefe und kleinen Rohrdurchmessern) sehr stark ins Gewicht fallen. Dadurch wird die Frage nach der Werkstoffbewertung überproportional in den Hintergrund gerückt - ein Umstand, den auch das Critical Review Panel bemängelt.

Die Detaillierung der Untersuchung ist vergleichsweise vorbildlich, dies geht bis hin zur Erfassung des Materialaufwandes für die genutzte Infrastruktur (vergl. Daten aus (28)).

Daher verwundert es um so mehr, daß die **Entsorgung** der verlegten Rohrleitungssysteme nicht angemessen einbezogen ist. Die energieintensive und umweltbelastende Entsorgung von „gebrauchten“ Rohren wird wie folgt gelöst: **Die alten Rohre verbleiben in der Erde.** Die Begründung für dieses Vorgehen lautet:

**„Rohrleitungen sind langlebige Investitionsgüter, die ihre Aufgabe über Jahrzehnte erfüllen. Aus wirtschaftlichen Gründen verbleiben mit Billigung des Grundstückseigentümers nicht mehr genutzte Leitungen mit kleinen Durchmessern vielfach im Boden. Entsorgungsszenarien für Trink- und Abwasserrohre haben deshalb heute keine praktische Bedeutung. Als Konsequenz ist es nicht möglich, belastbare Sachbilanzdaten für solche Szenarien - die gegebenenfalls erst in Zukunft relevant sein werden - zu erheben. Vor diesem Hintergrund wurde beschlossen, die Entsorgung der Systemkomponenten nach ihrer Nutzung nicht als direkten Bestandteil in die Ökobilanzbetrachtung des hier vorgestellten Projekts aufzunehmen.“**

Durch diese Systemgrenzenentscheidung wird eine Randbedingung fixiert, die natürlich ergebnisrelevante Auswirkungen hat. So ist bekannt, daß gerade der Werkstoff PVC auf Bedenken stößt, da er hohe Umweltlasten bei der Entsorgung hervorruft (25). Es wäre weiter zu hinterfragen, ob das schlichte Im-Boden-Belassen für die ökobilanzielle Untersuchung die richtige Randbedingung ist. Hinzu kommt, daß sich die Auftraggeber der Studie an diesem Punkt auch widersprüchlich einlassen. Einerseits wird ein verstärktes Recycling von alten PVC-Rohren propagiert und entsprechende Investitionen werden befürwortet, andererseits wird für die durchgeführte Ökobilanz dieses Szenario durch die Autoren der Studie als ohne praktische Relevanz eingeordnet - einmal abstrahiert davon, wie realistisch ein derartiges Recyclingszenario wäre. Auf jeden Fall hätte die Studie um ein Entsorgungsszenario (Abfallbeseitigung) ergänzt werden müssen.

Unklar ist in diesem Zusammenhang auch, wie die Autoren den Anteil von 50 % Rezyklat beim Schmutzwassersystem mit PVC-U-Mehrschichtrohren konkret in die Berechnung eingestellt haben. Woher kommt dieses Rezyklat, wenn die alten Rohre in der Erde verbleiben sollen? Nach der dargestellten Methodik werden für Rezyklat lediglich die Aufwendungen für die Aufbereitung und der Brennwert des Materials mit einbezogen. Die erforderlichen Aufwendungen z.B. für das Herausholen der Alt-PVC-Rohre aus dem Boden und der Transport zur Recyclinganlage und von dort zur Verarbeitungsanlage werden, so muß man die Abbildungen 3.3 und 3.4 in dieser Ökobilanz-Studie interpretieren, nicht in die Berechnung aufgenommen.

Das Argument, die Quantifizierung der Umweltauswirkungen, die die Entsorgung ausgedienter Leitungen nach sich ziehe, sei schwierig bzw. schwer vorhersehbar, kann u.E. nicht überzeugen. Einerseits wären hierfür ebensolche Modellbetrachtungen durchzuführen, wie sie auch für andere langlebige Produkte in Ökobilanzen erforderlich sind, andererseits liefern die Autoren selbst Hinweise, wie man die Entsorgung einbeziehen könnte. Sie verweisen auf eine von mehreren Studien, in der die gegebenen Entsorgungswege für Kunststoffabfälle bilanziert sind (AG Kunststoffverwertung 1995). Schließlich zeigen die weiter unten zu betrachtenden Studien, daß man anders vorgehen kann.

Die Ergebnisrelevanz des Entsorgungsaspekts wird im folgenden an drei Beispielen aufgezeigt:

### 1. Versauerungspotential

Der Werkstoff PVC-U besteht zu 45% aus Chlor. Wird das Alt-PVC-Rohr energetisch verwertet bzw. thermisch behandelt, so wird Chlor in Salzsäure umgewandelt. Dies führt selbst beim Vorhandensein von modernen Abgasreinigungssystemen zu erhöhten Emissionen.

Abb. 9 zeigt die resultierenden Ergebnisveränderungen.

Als Berechnungsgrundlage wurde bewußt auf die zum Zeitpunkt der Erstellung der Rohrleitungsstudie öffentlich verfügbare Datenbank des Bundesamtes für Energiewirtschaft, Bern zurückgegriffen (Ökoinventare von Energiesystemen, 1996 (27)).

Um die Emissionen in dem gesetzlich vorgeschriebenen Rahmen zu halten, muß eine Abgasreinigung durchgeführt werden. Wir haben hierfür eine optimierte einstufige quasi-trockene Filtertechnologie mit günstiger Stöchiometrie (Faktor 1,5) zugrunde gelegt und erhalten einen Betriebsmittelbedarf von 750 kg  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  für die Entsorgung von 1 Mg an Altrohren.

Abb. 9: Ökobilanz von Rohrleitungssystemen, EMPA (im Auftrag von VCI et al.), 1998; hier: Veränderung des Bilanzergebnisses für Schmutzwasserrohre für die Wirkungskategorie Versauerungspotential durch Einbezug der Entsorgung der gebrauchten Rohre (Berechnung: Methode nach (26), Basisdaten nach (27); Ergebnisse sind jeweils bezogen auf die bilanzierte Modellsiedlung) (eigene Grafik)

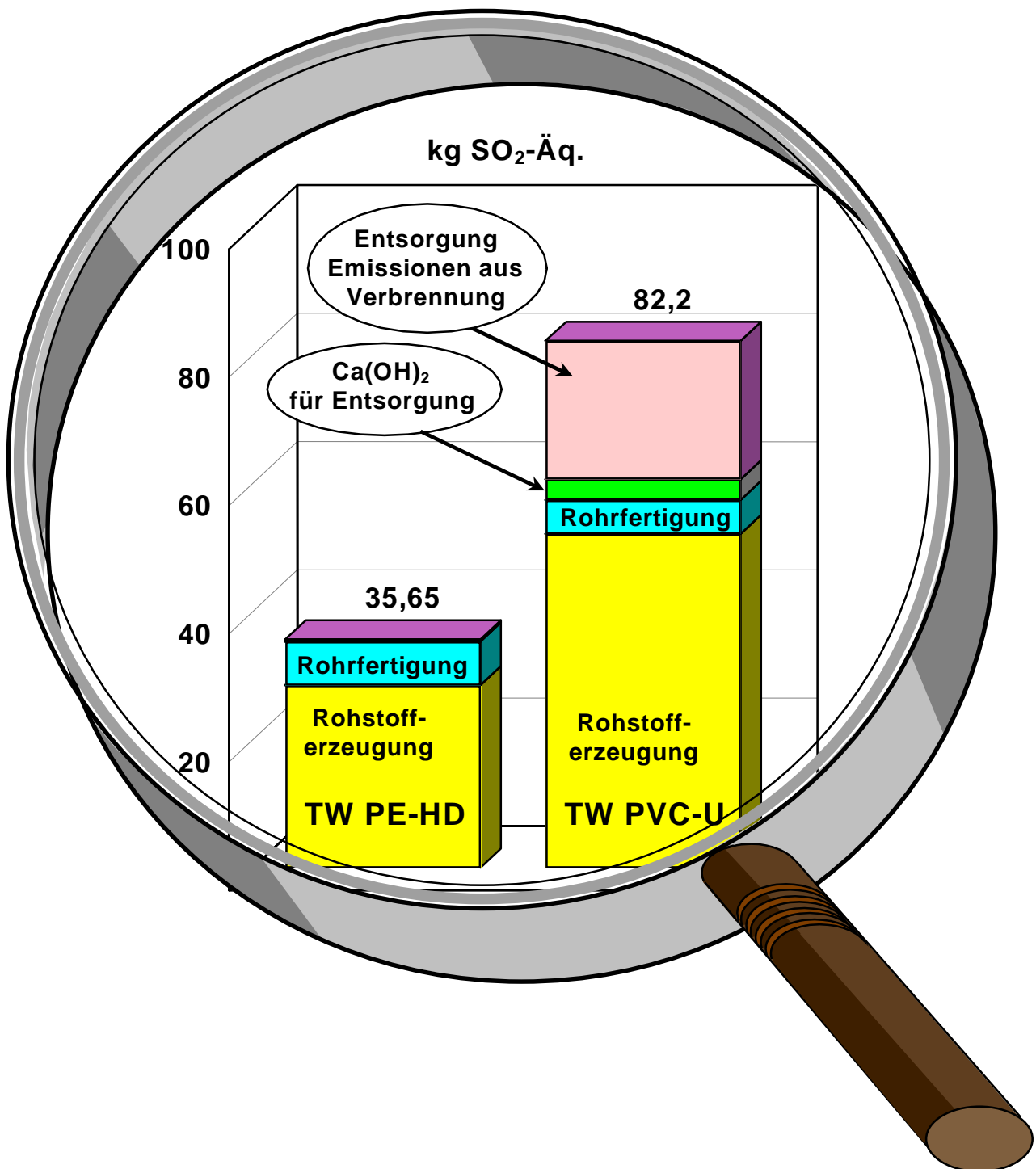
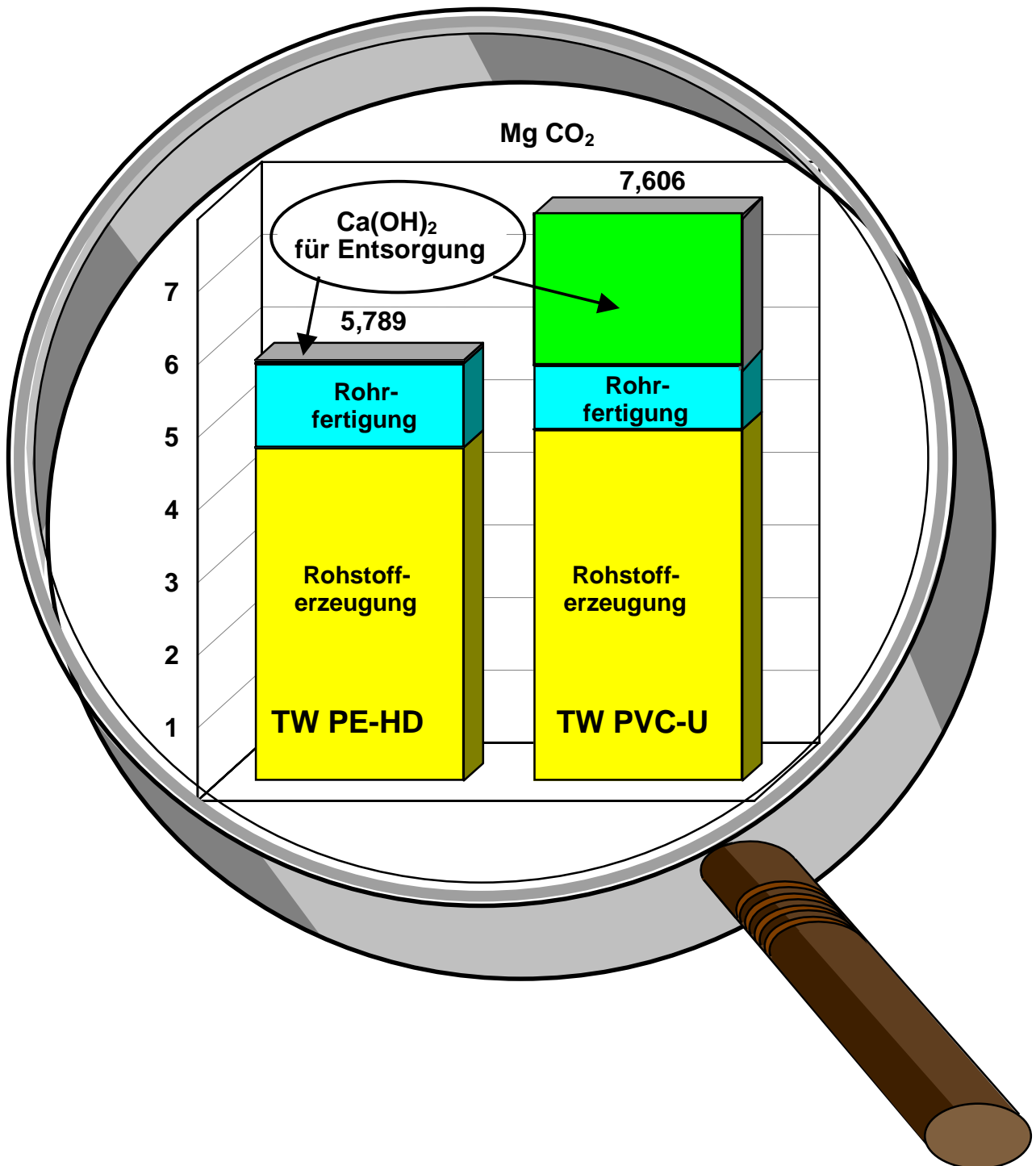


Abb. 10: Ökobilanz von Rohrleitungssystemen, EMPA (im Auftrag von VCI et al.), 1998; hier: Veränderung des Bilanzergebnisses für Schmutzwasserrohre für die Wirkungskategorie Treibhauseffekt durch Einbezug der Entsorgung der gebrauchten Rohre (Berechnung: Methode nach (26), Basisdaten nach (27); Ergebnisse sind jeweils bezogen auf die bilanzierte Modellsiedlung) (eigene Grafik)





## 2. Treibhauspotential

Abb. 10 zeigt, welchen Einfluß die Entsorgung auf die Wirkungskategorie Treibhauspotential hat, allein über die erforderlichen Betriebsmittel für die Abgasreinigung, wobei andere Umweltprobleme, wie die Entsorgung der Salze aus der Abgasreinigung, hier noch gar nicht einbezogen sind.

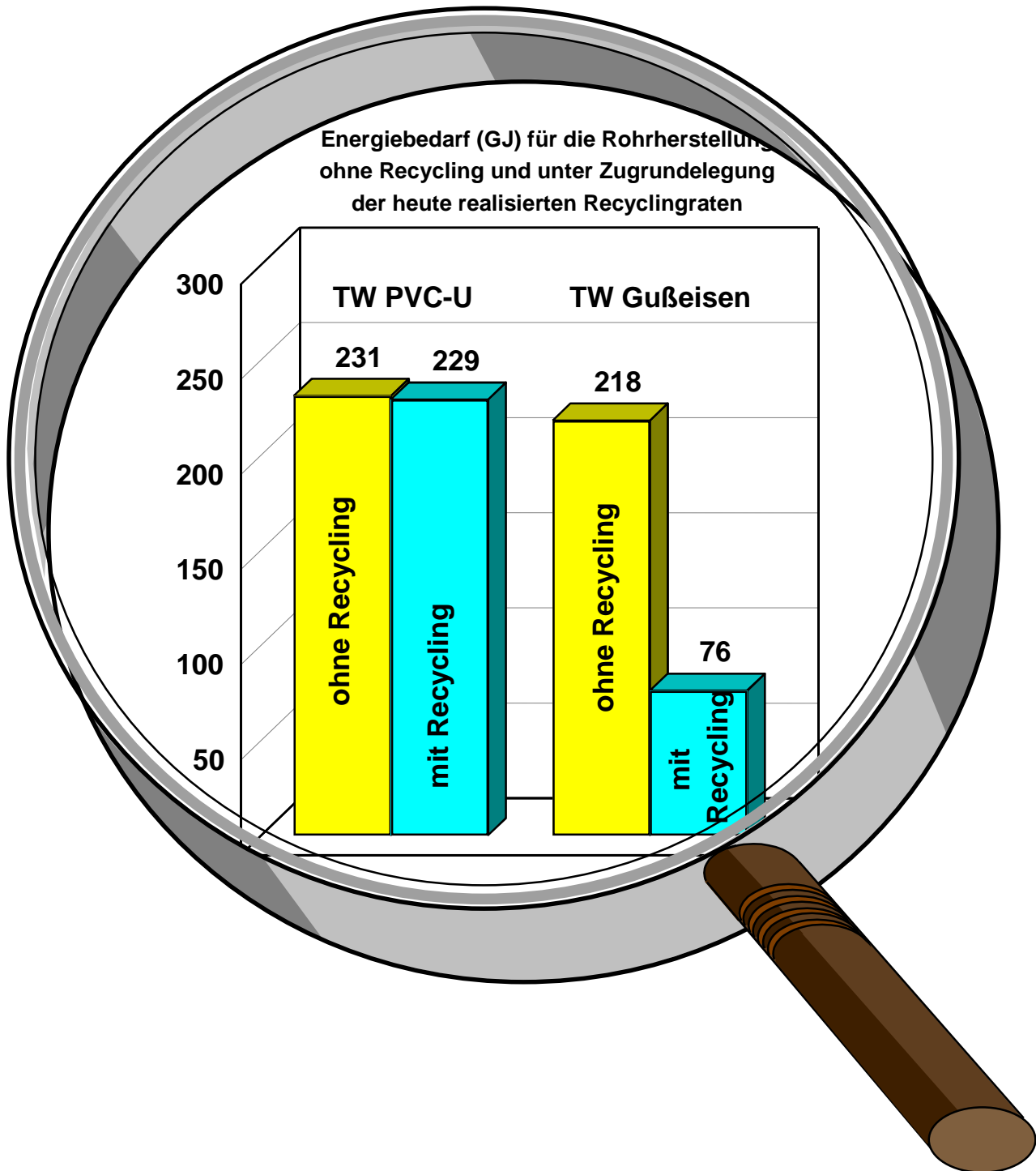
Auch für diese Rechnung wurde auf Daten der genannten Datenbank des Bundesamtes für Energiewirtschaft, Bern zurückgegriffen (27).

## 3. Energiebedarf

Abb. 11 zeigt schließlich, wie sich der Energiebedarf unter Zugrundelegung der heute realisierten Recyclingraten für Rohre ändert.

Die Autoren verweisen zu Recht darauf, daß man bei Gußeisen- und Steinzeugleitungen über jahrzehntelange Erfahrung mit Entsorgung und Recycling verfügt, bei Kunststoffen werden die zukünftigen Möglichkeiten der Entsorgungswege noch entwickelt und erprobt. In der Tat wird daher derjenige, der ein Trinkwasserrohr aus Gußeisen im Rahmen eines geordneten Rückbaus getrennt erfaßt, für die Weiterleitung an die Eisen- und Stahlindustrie mit Vergütungen belohnt. Im Falle insbesondere der PVC-Rohre ist das Gegenteil der Fall. Es ist daher nicht verwunderlich, daß in unterschiedlichem Umfang Recycling praktiziert wird. Unterstellt man schlicht die gegenwärtige Situation, so ergibt sich das folgende Bilanzergebnis für die Wirkungskategorie Energieverbrauch (Abb. 11).

Abb. 11: Ökobilanz von Rohrleitungssystemen, EMPA (im Auftrag von VCI et al.), 1998; hier: Veränderung des Bilanzergebnisses für Schmutzwasserrohre für die Wirkungskategorie Energieverbrauch durch Einbeziehung der gegenwärtigen Recyclingquoten unterschiedlicher Rohrmaterialien, (Berechnung: Methode nach (26), Basisdaten nach (27); Ergebnisse sind jeweils bezogen auf die bilanzierte Modellsiedlung) (eigene Grafik)



Von den Autoren der Studie wurden Sensitivitätsanalysen durchgeführt, allerdings nur auf der Basis des Energiebedarfs:

- Einfluß des Allokationsschlüssels beim Schmutzwassersystem mit PVC-U-Mehrschichtrohren mit 50 % Rezyklat (unterschiedliche Energiewerte),
- Einfluß einer größeren Verlegetiefe für das Schmutzwassersystem,
- Einfluß der Erstellung in grundwasserführenden Böden,
- Einfluß des Durchmesser der Leitungen,
- Einfluß der Nutzungsdauer.

So zeigt die Sensitivitätsanalyse für den Energieaufwand in Abhängigkeit vom **Rohrdurchmesser**, daß der Energiebedarf der Kunststoffrohre, insbesondere PE-HD bei Trinkwasserrohren, im Vergleich zu Gußeisen- bzw. Steinzeugrohren (Abwasser) stark ansteigt. Auch für PVC steigt der spezifische Energiebedarf mit zunehmendem Durchmesser, wenn auch in geringerem Maße. Dies erklären die Autoren mit den vergleichsweise geringen Festigkeitswerten der Kunststoffe, die aus statischen Gründen zu großen Wandstärken führen. Für das gewählte Trinkwassersystem ist der Energiebedarf für Rohre aus Gußeisen und aus PVC beinahe gleich (gemäß Abb. 3.21). Bei Vergrößerung des Durchmessers von 200 auf 250 mm steigt der Energiebedarf für das untersuchte System für Gußeisen um ca. 20 %, für PVC aber um knapp 50 %! Dadurch würden sich natürlich auch die energieabhängigen Wirkungspotentiale wie insbesondere Treibhauspotential zuungunsten von PVC verändern.

#### 4.3.6 Fazit unserer Prüfung

**Die Autoren ziehen u.a. die Schlußfolgerung, daß eine Bevorzugung einzelner Werkstoffe sich aus den Ökobilanzergebnissen nicht rechtfertigen läßt.**

Dieses Ergebnis ergibt sich bei kritischer Prüfung im Kern durch zwei festgelegte Randbedingungen:

- Durch die Wahl eines eher untypischen Ver- und Entsorgungsgebietes gewinnen die Nebenteile zur Herstellung des Systems eine unangemessen hohe Bedeutung, was den Einfluß der Werkstoffwahl auf das Gesamtergebnis reduziert.
- Durch das Ausblenden der Entsorgung der Altmaterialien aus der Ökobilanz werden wesentliche Umweltschutzargumente, die gegen den Werkstoff PVC sprechen, aus der Bilanz herausgehalten.

Die obigen Rechenbeispiele zeigen, daß sich gänzlich andere Ergebnisse ergeben, wenn insbesondere die Entsorgungsfrage einbezogen wird. Die Berechnungen wurden auf der Basis von Datensätzen durchgeführt, die in der Schweiz zum Zeitpunkt der durchgeführten Studie öffentlich verfügbar waren. Hier hätte eine entsprechende **Sensitivitätsbetrachtung** zumindestens ansatzweise den Einfluß der **Entsorgung** auf die Ergebnisse untersuchen müssen.

## 4.4 Fußbodenbeläge

### 4.4.1 Titel der Studie

„Life Cycle Assessment Study on Resilient Floor Coverings“

### 4.4.2 Verfasser der Studie

Albrecht Günther, Horst-Christian Langowski  
Fraunhofer Institut für Lebensmitteltechnologie und Verpackung (1997), Freising  
(heute: Fraunhofer Institut für Verfahrenstechnologie und Verpackung)

### 4.4.3 Auftraggeber

European Resilient Flooring Manufacturers Institute (ERFMI), c/o FORBO INTERNATIONAL S.A., Krommenie (NL)

### 4.4.4 Ergebnisse

Verglichen werden elastische Fußbodenbeläge aus PVC, Polyolefinen, Linoleum, Gummi, Parkett, Teppich etc.. Die Studie untersucht die wesentlichen Wirkungspotentiale wie Treibhaus-, Versauerungs- und Eutrophierungspotential, Verbrauch an Primärenergie, mineralischen Rohstoffen und Wasser, Abfallaufkommen (Siedlungsabfall, Chemieabfall, radioaktiver Abfall). Die Wirkungspotentiale Toxizität und Ökotoxizität sowie Ozonabbau- und Photooxidantienbildungspotential werden nicht untersucht.

Eine Besonderheit der Studie ist, daß neben dem eigentlichen Produkt auch die Reinigung des Fußbodenbelags mit einbezogen ist.

**Insgesamt zeigt sich, daß keines der untersuchten Materialien besonders negativ oder positiv herausfällt.**

#### 4.4.5 Belastbarkeit der Ergebnisse

Zunächst fällt auf, daß die Langfassung der Studie vergleichsweise „dünn“ ausfällt. Gegenüber den ansonsten geprüften Langfassungen wird in dieser Studie darauf verzichtet, die Bilanzdaten in ihrem Aufbau wiederzugeben. So sind in der auf englisch publizierten Langfassung weder die Daten der Sachbilanz noch der Wirkungsbilanz enthalten. Die Resultate für die verschiedenen Umweltlastenpotentiale sind vielmehr nur als aggregierte Balkendiagramme (ohne Daten) veröffentlicht, so daß die Berechnung nicht nachvollzogen werden kann. **Damit erfüllt diese Langfassung nicht den Zweck, eine Transparenz der Untersuchung herzustellen und ist schon aus diesem Grund als nicht konform mit der DIN EN ISO 14040 zu betrachten.**

Auffällig an den Ergebnissen der Studie ist zunächst, daß Werkstoffe aus nachwachsenden Rohstoffen nicht günstiger gegenüber Kunststoffen abschneiden, eher im Gegenteil.

Im folgenden werden im wesentlichen drei Aspekte angesprochen, die dieses Ergebnis erklären.

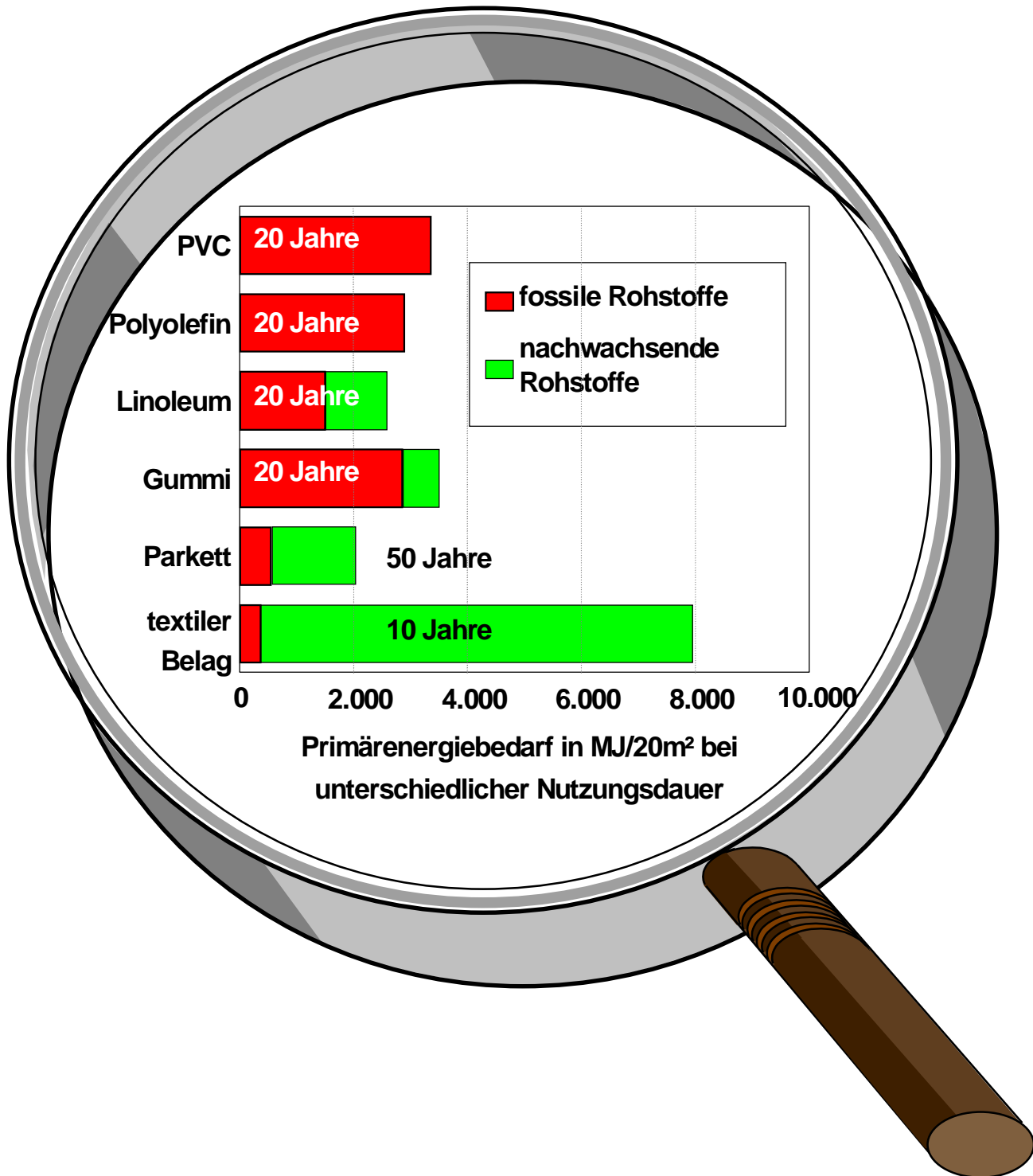
Als funktionelle Einheit wird der typische Gebrauch von 20 m<sup>2</sup> Fußbodenbelag über einen Zeitraum von 20 Jahren festgelegt. Letzteres ist kritisch zu hinterfragen. Ein textiler Belag ist mit dieser Lebensdauer deutlich zu hoch angesetzt. Hier sind 5 bis 10 Jahre eher realistisch. Für PVC, Linoleum und andere Kunststoffbeläge hoher Qualität mag 20 Jahre zutreffend sein und für Parkett sind 50 Jahre nicht ungewöhnlich.

Die folgende Abbildung zeigt beispielhaft, wie sich die Ergebnisse der Ökobilanz verändern würden, wenn die funktionelle Einheit realistischer festgelegt worden wäre. Man erkennt, insbesondere wenn der Verbrauch fossiler Energieträger verglichen wird, die Überlegenheit von Materialien aus nachwachsenden Rohstoffen.

In der Langfassung wird von den Autoren darauf hingewiesen, daß das Thema der Lebensdauer in der Technischen Projektgruppe der Studie kontrovers diskutiert worden sei und man sich auf eine Referenz-Lebensdauer von 20 Jahren für alle Beläge geeinigt habe. Es sollten zusätzliche Szenarien mit unterschiedlichen Lebensdauern gerechnet werden. Derartige Szenarien sind in der veröffentlichten Langfassung aber nicht enthalten.

**Im critical review zur Studie spielt die Kritik an den Annahmen zur Lebensdauer eine zentrale Rolle.**

Abb. 12: Fraunhofer IVL (im Auftrag von ERFMI), 1997: Ökobilanzstudie von elastischen Fußbodenbelägen, hier: Veränderung des Ergebnisses der ERFMI-Studie bei Berücksichtigung realistischer Nutzungsdauern (eigene Grafik)



Diskussionswürdig ist weiterhin die Erfassung der im Gebrauchszeitraum erforderlichen **Pflege des Fußbodenbelags**. So zeigte sich, daß das Staubsaugen über den Gebrauchszeitraum des Belags vergleichsweise von hoher Bedeutung ist, insbesondere wenn die Vertragsreinigung (bei Fußböden mit kommerzieller Nutzung) untersucht wird (6 GJ).

Einen vergleichbaren Zusammenhang erhält man, wenn das Naßreinigen der Kunststoffbeläge berechnet wird (26 m<sup>3</sup> Abwasser). Das Ergebnis, daß die ökologischen Effekte für die Produktion eines Belags gegenüber der Pflege bzw. dem Gebrauch vergleichsweise zu vernachlässigen sind, ist überhaupt nicht überraschend (vgl. auch die oben analysierten Studien). So würde bei einer Ökobilanz zum Automobil, um ein Beispiel zu benennen, natürlich auch herauskommen müssen, daß der Gebrauch desselben den großen ökologischen Effekt darstellt und nicht so sehr dessen Produktion.

Das Beispiel Automobil zeigt ein weiteres. Interessanter ist die Frage, wie ein Automobil beschaffen ist bzw. sein muß, um während der Gebrauchsphase eine möglichst geringe Umweltbeeinträchtigung hervorzurufen.

Übertragen auf die „Fußbodenbilanz“ des Fraunhofer-Instituts ist zunächst unschwer zu erkennen, daß die textilen Beläge hier ihren großen Nachteil aufweisen: sie können nur durch energieintensive Staubsauger gereinigt werden. Für die nicht-textilen Beläge ergibt sich aber auch ein relativ simples Bild, wie aus eigener Erfahrung unschwer nachvollzogen werden kann. Diese Beläge können gesaugt, gefegt oder gewischt werden. Welche Art der Pflege man wählt, bestimmt maßgeblich das Ergebnis der Ökobilanz. Man kann die Pflege häufig durchführen oder nicht, dies hängt wiederum von sehr vielen unterschiedlichen Randbedingungen ab.

Für die ökobilanzielle Bewertung der in der Studie untersuchten Beläge kann sich hieraus sicherlich kein Unterschied in den ökologischen Ergebnissen ergeben, weil nicht zu unterstellen wäre, daß ein Parkettbesitzer generell ein anderes Pflegeverhalten aufweist als ein PVC-Fußbodennutzer.

Anders sähe dies natürlich aus, wenn die untersuchten glatten Fußbodenbeläge aus dem Material heraus eine unterschiedliche Pflegeart oder Pflegefrequenz erforderlich machen würden. Wenn beispielsweise ein Belag eine elektrostatische Anziehungskraft für Stäube entwickeln würde und dadurch in kürzeren Abständen zu wischen wäre, um ein ganz willkürliches Beispiel zu nennen.

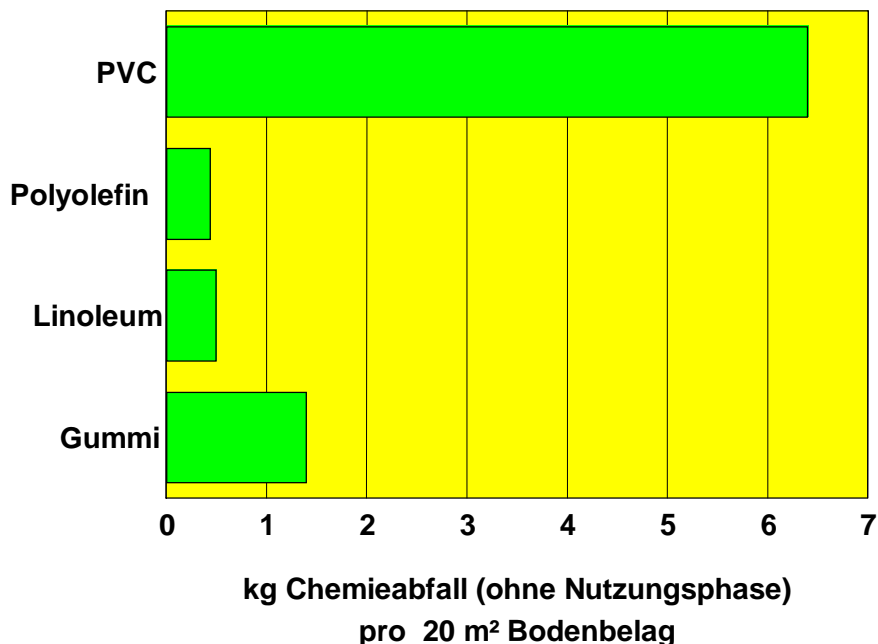
Derartige Zusammenhänge werden in der Langfassung an keiner Stelle erwähnt. Daher dürfte u.E. das Pflegeethema für nicht-textile Beläge keine Bedeutung haben. Seine Untersuchung rückt Fragen der ökologischen Unterschiede bei der Materialwahl in den Hintergrund (Breite der funktionellen Einheit, siehe auch die oben untersuchten Bilanzen).

Ein dritter, ebenfalls entscheidender Punkt, der auch im critical review angesprochen wird, ist auch in dieser Studie die **Erfassung bzw. Modellierung der post-consumer-Phase**.

Positiv ist zunächst anzumerken, daß sowohl die Abfallverbrennung als auch die Deponierung erfaßt und einer Modellbetrachtung unterzogen werden. Weiter ist positiv anzumerken, daß in dieser Studie mit Hinweis auf die eher gering ausgeprägten Recyclingraten für Kunststoffbeläge derartige Recycling-Szenarien nicht gerechnet werden. Vielmehr wird die Entsorgung nach Nutzung unterstellt, für alle Beläge. Als Zwischenfazit ist u.E. festzuhalten, daß die Fraunhofer-Studie gegenüber allen oben analysierten Bilanzen dem Entsorgungsaspekt fachlich am weitestgehenden gerecht wird. Allerdings verbleiben im Detail einzelne wichtige Kritikpunkte:

Zentrale Annahme ist die Entsorgung der Abfälle zu 25% in Müllverbrennungsanlagen und zu 75% auf Deponien. Zunächst fällt hierbei auf, daß unsere oben formulierte Kritik für die Entsorgung von PVC in Müllverbrennungsanlagen in dieser Studie voll bestätigt wird. Hintergrund für dieses Ergebnis ist hauptsächlich das weiter oben schon mehrfach angesprochene Thema Chlor/Chlorwasserstoff bzw. Salz aus der Rauchgasreinigung der MVA (siehe Abb. 13).

Abb. 13: Fraunhofer IVL (im Auftrag von ERFMI), 1997: Ökobilanzstudie von elastischen Fußbodenbelägen, hier: Chemieabfall (kg/20 m<sup>2</sup> Fußbodenbelag; ohne Nutzungsphase)



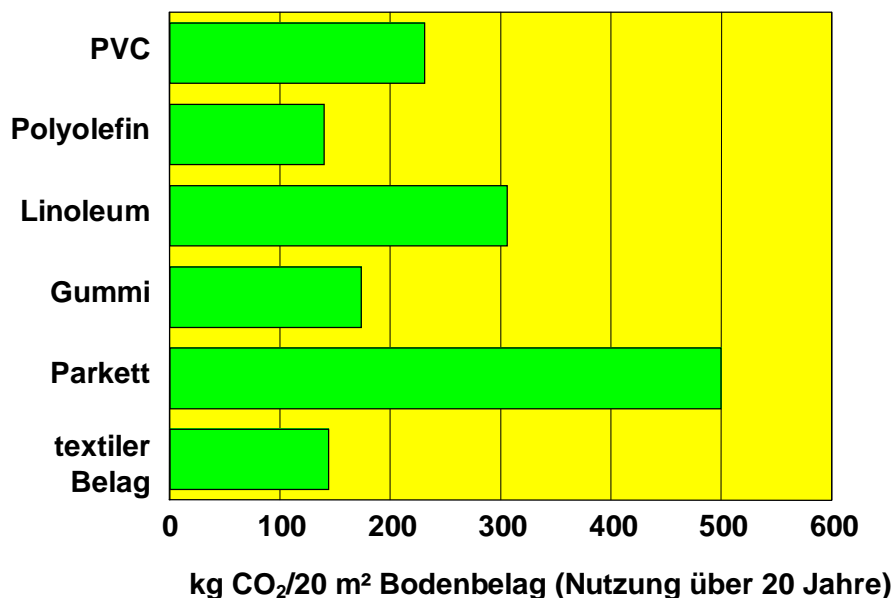
Das Ergebnis aus Abb. 13 würde sich natürlich weiter zuungunsten von PVC verschieben, wenn nicht nur 25 % des Alt-PVCs in der MVA entsorgt würden.

Für die Wirkungskategorie Treibhauseffekt ergibt sich in der Studie das in Abb. 14



dargestellte Ergebnis.

Abb. 14: Fraunhofer IVL (im Auftrag von ERFMI), 1997: Ökobilanzstudie von elastischen Fußbodenbelägen, hier: Treibhauspotential (kg CO<sub>2</sub>/20 m<sup>2</sup> Bodenbelag, Nutzung über 20 Jahre)



Die Fußbodenbeläge aus Parkett und Linoleum schneiden relativ schlecht ab. Dies würde natürlich die obigen Ergebnisse zum Anfall von Sonderabfällen relativieren<sup>7</sup>.

**In der Gesamtschau führte dies dann zu dem bekannten öffentlich publizierten Fazit, daß alle Materialien bzw. Fußbodenbeläge Vor- und Nachteile aufweisen und folglich ein Regulierungsbedarf auf welcher Ebene auch immer, nicht gerechtfertigt ist.**

Daher soll das Zustandekommen der Ergebnisse in Abb. 14 näher erläutert werden. Hierfür ist es zunächst erforderlich, sich die beiden entwickelten Modelle zur Berechnung der ökologischen Effekte bei der Abfallentsorgung näher anzuschauen, und hier insbesondere das Deponiemodell. Hierfür wurde auf die Veröffentlichung der beiden Modelle in der Fachzeitschrift Life Cycle Assessment zurückgegriffen (29, 30).

Ohne alle Details dieser Publikation hier wiedergeben zu können, wird im Deponiemodul wie folgt verfahren: Die Bodenbeläge werden von ihrer Materialzusammensetzung unterteilt in den Anteil, der im Verlauf eines Deponierungszeitraumes von 100 Jahren abbaubar erscheint, und den Anteil, der in diesem Zeitraum inert, also unverändert bleibt. Der nicht-inerte Anteil führt nun zur Bildung von Deponiegas und Sickerwasser. Für das Ergebnis in Abb. 14 ist fast ausschließlich die Emission des nicht gefaßten Deponiegases verantwortlich.

<sup>7</sup> und widersprüche auch den oben von uns herausgearbeiteten Vorteilen von nachwachsenden Rohstoffen für die Entsorgungsphase

Zu den inerten Anteilen zählen die Autoren natürlich alle anorganischen Stoffe, die in den Belägen vorhanden sind. Zu den inerten Stoffen werden aber auch die Polymere in den Kunststoffbelägen gezählt (ohne Additive). Holz (bis auf Lignin) und andere Naturstoffe werden als weitgehend abbaubar unterstellt, also als nicht inert.

Aus den jeweiligen Zusammensetzungen der Beläge werden über einige sicherlich nach strengen naturwissenschaftlichen Kriterien hinterfragbare Annahmen und Rechenformeln Menge und Zusammensetzung des jeweils entstehenden Deponiegases prognostiziert bzw. abgeleitet. Wobei diese Annahmen mangels besserer Erkenntnisse u.E. einen gegenwärtig vertretbaren Weg darstellen, eine Erkenntnislücke zu schließen (zu versuchen). **Im critical review wird dieses Modell allerdings als „nicht Stand der Technik“ eingestuft.**

Der Punkt ist auch weniger das gewählte Deponiemodell. Auch mit differenzierteren Modellen dürfte sich am grundsätzlichen Ergebnis, daß die Ablagerung von Holz auf Deponien über 100 Jahre betrachtet, zu CO<sub>2</sub>- und Methanemissionen führt, nichts wesentlich ändern. Gerade die Methanemissionen aus dem Deponiegas des abgebauten Holzes, Linoleums etc. sind für das vergleichsweise sehr hohe Treibhauspotential dieser Fußbodenbeläge verantwortlich.

Der Punkt ist, ob die Grundannahme, unbelastetes Holz beispielsweise zu deponieren, abfallwirtschaftlich stimmig ist. Ist diese Annahme realistisch? In der Praxis werden Baurestmassen bereits heute aufbereitet und nach Stoffgruppen sortiert und entsorgt; hierfür hat sich ein umfassender Markt in Deutschland etabliert, wie gerade die privaten Entsorgungsunternehmen bestätigen können.

Holz beispielsweise wird, je nach Belastung, thermisch verwertet. Die Sortierung von Holz findet in unterschiedliche Klassen statt, hiernach richtet sich auch die gewählte thermische Verwertung (Ziffer 1.2 oder 1.3 der 4. BImSchV). Unbelastete Hölzer können hiernach in Kraftwerken (Ziffer 1.2) mitverbrannt werden.

Ebenso häufig wie die energetische Verwertung findet eine stoffliche Verwertung statt, gerade für unbelastete oder gering belastete Hölzer. Hauptabnehmer ist die Spanplattenindustrie. Allein einige wirtschaftliche Zahlen sollen diesen Markt umreißen. So würden für 1.000 kg unbelasteter Parkettboden 10 bis 30 DM an **Verkaufserlösen** erzielt werden können, während für das Deponieren dieser Menge 80 bis 200 DM **zu bezahlen** wären. Kein Wunder also, daß gegenwärtig eher zu viel (zu schlechtes) Holz stofflich verwertet wird als umgekehrt.

Somit verkehrt sich unter Einbeziehung der abfallwirtschaftlichen Realität das Bilanzergebnis für Parkett (vergl. Abb. 15). Unter Berücksichtigung der energetischen Verwertung in einer Ziffer 1.2- oder 1.3-Anlage ergeben sich **negative** Zahlenwerte. Ökologisch bedeutet dies nicht nur, daß Holz am besten von allen Fußbodenbelägen abschneidet, es stellt sogar für das Kriterium des Treibhauseffekts eine Umweltentlastung dar.

Würde man hingegen den Ansatz der Studie für richtig erachten (Deponierung), kann man

sicherlich nicht bei der Frage der ökologischen Beurteilung von Parkettfußböden stehen bleiben. Vielmehr würde das obige Ergebnis auch für viele andere Holzprodukte am Bau gelten; ja, Holz würde grundsätzlich als ökologisch schlechter Baustoff (aus Klimaschutzgründen) gegenüber Kunststoffen anzusehen sein.

Für Fußbodenbeläge, die, wie Linoleum, ebenfalls zu 30 bis 40 % aus Holz (Holzmehl) und aus einer Reihe weiterer nachwachsender Rohstoffe bestehen, ergeben sich prinzipiell ähnliche Ergebnisveränderungen, wenn andere Entsorgungsszenarien als die Deponie unterstellt werden. Wobei im Falle dieser Beläge von uns eine stoffliche Verwertung nicht unterstellt wird. Selbige wäre gegenwärtig ebensowenig realistisch wie eine stoffliche Verwertung von PVC oder sonstigen Kunststoffen.

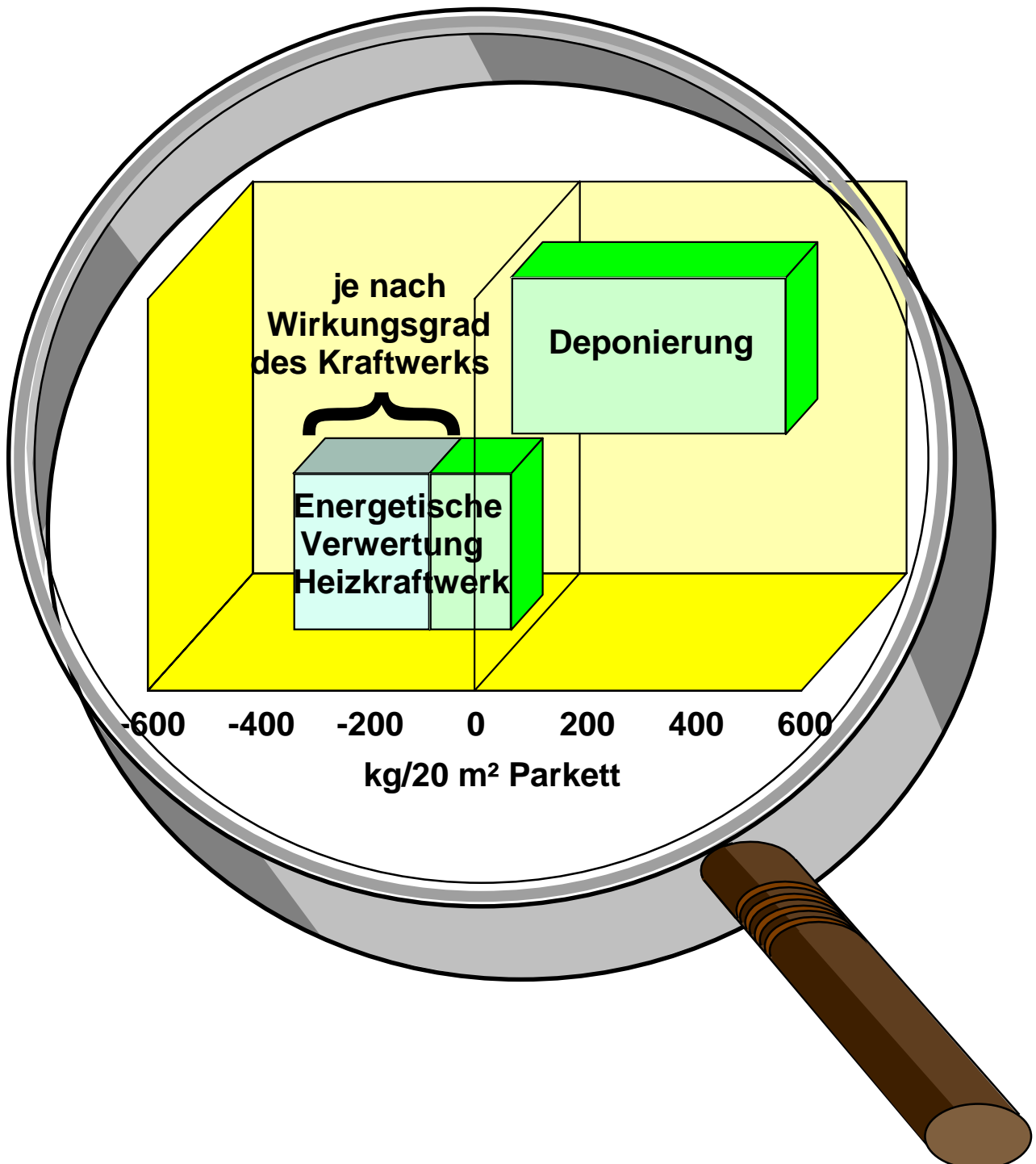
#### **4.4.6 Fazit unserer Prüfung**

Es zeigt sich, daß auch im Fall der Fußbodenbelags-Studie die Definition der funktionellen Einheit für die erzielten Ergebnisse prägend ist. Wir haben hier an die Kritik des durchgeführten critical review über die unterstellte mittlere Lebensdauer von 20 Jahren für alle Beläge anknüpfen können. Die Ergebnisse schneiden bei realistisch angenommenen mittleren Lebensdauern für textile Fußböden schlechter ab, als dies in der Studie der Fall ist, insbesondere, wenn man die ungünstigen Ergebnisse während der Gebrauchsphase mit einbezieht.

Die Ergebnisse für PVC kippen gegenüber Holz/Linoleum insgesamt ins Negative, wenn realistische Szenarien für die mittlere Lebensdauer und die post-consumer-Phase unterstellt werden.

Unsere Prüfung zeigt auch in diesem Fall, daß man zu grundsätzlich anderen Ökobilanzergebnissen kommt, wenn eine realistische funktionelle Einheit angenommen und die Entsorgungsfrage einbezogen bzw. angemessen zugrunde gelegt wird. Für die Entsorgung von Holz sind, je nach Behandlungsszenario (MBA/industrielle Mitverbrennung; MVA; Sortierung aus Baustellenabfall/energetische Verwertung) entsprechende Gutschriften einzurechnen. PVC stört diesen Entsorgungs- (MVA) und insbesondere den energetischen Verwertungsprozeß (MBA/energetische Verwertung) und wäre demzufolge zu deponieren oder eine Sonderentsorgung zuzuführen.

Abb. 15: Fraunhofer IVL (im Auftrag von ERFMI), 1997: Ökobilanzstudie von elastischen Fußbodenbelägen, hier: Treibhauspotential bei Berücksichtigung der energetischen Verwertung von Parkett in einer Ziffer 1.2- oder 1.3-Anlage (Berechnung: Methode und Basisdaten nach (26))



## 4.5 Bauprodukte

### 4.5.1 Titel der Studie

„Ökologievergleich von PVC-Bauprodukten“ (Bearbeitung: 1992-1995)  
Veröffentlichung: Dezember 1998

### 4.5.2 Verfasser der Studie

Ruth Wittassek<sup>1)</sup>, Alexander Rudolphi<sup>2)</sup>, unter Mitarbeit von Birgit Grahl<sup>3)</sup>, Wolfgang Linden<sup>4)</sup>,  
Martin Hoffmann<sup>2)</sup>, Doris Kirchner<sup>2)</sup>, Claudia Lenk<sup>2)</sup>

- 1) Umweltforschung, Beratung, Planung, Köln
- 2) GFÖB Gesellschaft für ökologische Bautechnik Berlin mbH
- 3) Institut für integrierte Umweltforschung und Beratung, Heidekamp
- 4) Fachhochschule Eckerndörfer

### 4.5.3 Auftraggeber

Umweltbundesamt, Berlin (D)

### 4.5.4 Ergebnisse

Diese Studie arbeitet schwerpunktmäßig die Bedeutung der Nutzungsdauer eines Bauproduktes heraus.

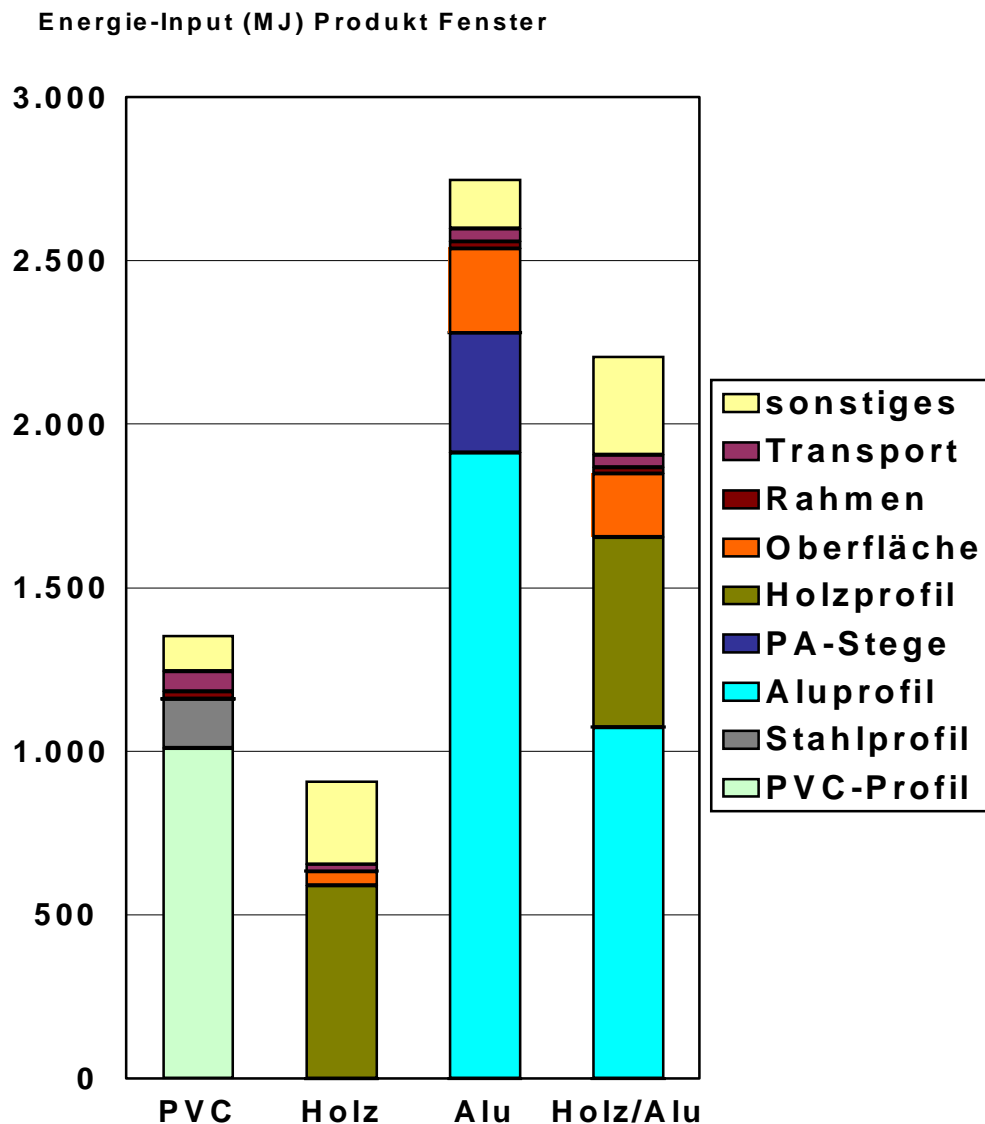
Die Studie unterstreicht daher die Bedeutung von Architektur und Baukunst auf die Lebensdauer von Bauprodukten und damit auf deren Ökobilanz. Die Autoren kommen zu dem Schluß, daß diese Aspekte wichtiger sind als der reine Vergleich von Materialien.

Die AgPU faßt die Aussagen aus dem UBA-Jahresbericht 1996 zu dieser Studie wie folgt zusammen (2):

„... zu dem Ergebnis, daß PVC-Produkte nach bisher bekannten Ergebnissen insgesamt nicht schlechter abschneiden als Produkte aus Wettbewerbsmaterialien. ... Das wichtigste Ergebnis ist, daß die konstruktive Einbindung von Bauprodukten in Bauteile und Optimierungen hinsichtlich Planung, Verarbeitung, Wartung und Instandsetzung in der Regel hinsichtlich der Umwelteinwirkungen wichtiger sind als rein materialbezogene Unterschiede.“

Bereits vor Freigabe und Publikation dieser Studie sind Teilergebnisse in der Öffentlichkeit vorgetragen worden, so z.B. auf einem Symposium der IGBCE (IG Bergbau, Chemie und Energie) am 2./3.3.1998 in Hannover zum Thema „Kunststoffe am Bau - ökologische, ökonomische und soziale Bewertung am Beispiel von Fenstern“. Die folgende Grafik ist an die Vortragsfolie des Referenten vom Umweltbundesamt angelehnt.

Abb. 16: Umweltbundesamt (Hrsg.), 1998: Ökobilanzen von Bauprodukten, hier: Energie-Input [MJ] Produkt Fenster (eigene Grafik)



#### 4.5.5 Belastbarkeit der Ergebnisse

Die Studie wird zwar bezüglich ihrer Ergebnisse öffentlich diskutiert, steht aber als Langfassung für Außenstehende erst seit kurzem zur Verfügung (Frühjahr 1999).

Die Studie bietet in ihrer Sachbilanz umfassende Datensätze. In den Anwendungs-Szenarien

werden folgende Kategorien berechnet: Energie-Input, CO<sub>2</sub>-Emissionen, Abfallaufkommen, Materialbedarf für das jeweilige Bauteil (hier: Fenster, Fußbodenbelag, Dachbahn). Für weitere Kategorien konnte die erforderliche Datensymmetrie nicht hergestellt werden.

Kritisch ist anzumerken, daß die jeweiligen Entsorgungsszenarien mangels belastbarer Daten nur qualitativ einbezogen wurden.

Die Studie wurde auf der Basis publizierter Daten durchgeführt. Dies schränkt die Belastbarkeit der Ergebnisse erheblich ein.

Es wird an vielen Stellen der Studie davor gewarnt, allgemeine Schlußfolgerungen aus den Berechnungen abzuleiten. Auch im 1998 durchgeführten „critical review“ kommt der Gutachter zu diesem Ergebnis und unterstreicht den Zusammenhang mit den jeweiligen baulichen Funktionen der Materialien:

„Es wird auch mehrfach betont, daß Bauteile nicht isoliert betrachtet und verglichen werden sollen, sondern **nur im Kontext bestimmter baulicher Funktionen**. Diese vorsichtige Stellung kann nur begrüßt werden und gilt in noch verstärktem Maße für die Materialien. Es gibt keine Ökobilanz von PVC (oder Holz oder Stahl oder irgend einem Material mit vielen Anwendungen!). Erst die Einbindung des Materials in Produkte (hier Bauteile) schafft die Grundlage für die Definition einer sinnvollen funktionellen (sic!) Einheit und damit zur Durchführung einer Ökobilanz. Wenn diese Studie dazu beiträgt, diese grundlegende Einsicht anschaulich zu machen, so ist sie schon aus diesem Grund allein nicht umsonst getan.“

Allerdings bestehen an dieser Stelle die größten Datenunsicherheiten. Verfügt man zumindestens bei traditionellen Werkstoffen über einiges an Erfahrungssätzen, wie sich beispielsweise Holz oder Keramik über lange Nutzungsphasen von 30 bis 80 Jahren verhalten, ist dies für neue Werkstoffe, z.B. Kunststoffe, kaum abschätzbar. Bezieht man die zusätzlichen Einflüsse von „guter“ und „schlechter“ Architektur oder „guter“ und „schlechter“ handwerklicher Praxis auf die jeweiligen Bauprodukte mit ein, wird das insgesamtes Dilemma der Untersuchung deutlich.

Bei aller „Weichheit“ der öffentlich verfügbaren Daten (bzw. des Stellenwertes der Datenbereitstellung durch die Industrie) gelingt es dem Umweltbundesamt, einige vergleichende Ergebnisse aus der Untersuchung herauszuziehen.

Bezogen auf die in der Studie gewählte funktionelle Einheit ergab sich für Fußbodenbeläge das folgende Ergebnis:

Tab. 4: Fußbodenbelag: Energieäquivalenzwerte pro funktioneller Einheit in MJ (22)

Belag	Energieäquivalenzwert in MJ/ funktioneller Einheit
-------	--

PVC-Belag	200 MJ/f.E.
Polyolefin-Belag	163 MJ/f.E.
Linoleum	146 MJ/f.E.
Keramische Fliese	271 MJ/f.E.

Dieses Ergebnis wurde von Seiten der PVC-Hersteller dahingehend kritisiert, daß die unterstellten Rezepturen einen zu geringen Kreideanteil (Füllstoff) enthalten würden. Durch einen höheren Füllstoffanteil würde sich für PVC das Ergebnis verbessern. Der Unterschied (50 % Kreide für den PVC-Belag in dieser Tabelle, 60 bis 65 % nach Einwendung der Herstellerseite) hat aber zur Folge, daß PVC in der Abriebklasse schlechter abschneiden würde (von K4 auf K2) als die anderen Kunststoffbeläge und dadurch die obige Tabelle um die Nutzungsdauer zu erweitern wäre.

Wird die Nutzungsdauer mit einbezogen (80 Jahre Gebäudestandzeiten), so schneidet die keramische Fliese eindeutig am günstigsten ab. Sie hat zudem in der post-consumer-Phase (die in der Studie nicht detailliert betrachtet worden ist), weitere eindeutige Vorteile.

Am Beispiel der Fensterrahmen wurden Fichtenholzprofile mit PVC-Fenster und Aluminium-Doppelprofilen verglichen. Bezogen auf die funktionelle Einheit kommt das UBA zu folgendem Ergebnis für die Kategorie Energieverbrauch.

Tab. 5: Fensterprofile: Energieäquivalenzwerte pro funktioneller Einheit in MJ (22)

Fensterprofil-Material	Energieäquivalenzwert in MJ/ funktioneller Einheit (Fenster)
PVC	1.304 MJ/f.E.
Aluminium	2.719 MJ/f.E.
Holz	866 MJ/f.E.

Dieses Ergebnis ist nach Auffassung des UBA auch auf die Kategorie CO<sub>2</sub>-Emissionen übertragbar, da es sich im Falle des Holzes um einen nachwachsenden Rohstoff handelt, der bei der Verbrennung nach Ablauf der Nutzungsdauer zur Energiegewinnung eingesetzt werden kann.



Wesentlichen Einfluß auf das Ergebnis hat die Einbeziehung der Nutzungsphase, die in obiger Tabelle nicht berücksichtigt ist:

„PVC-Fenster weisen als weitgehend industriell hergestelltes Produkt ein geringes Schadensrisiko auf, bedürfen keiner Oberflächenerneuerung bei der Nutzung, sind jedoch bei tatsächlichem Schaden weitgehend nicht reparabel. Anders das Holzfenster, das zwar sensibler auf Fehler bei der Herstellung und Verarbeitung reagiert und dessen Oberfläche einer intensiven Behandlung bedarf, das jedoch als traditioneller Werkstoff durch Reparatur immer wieder zur Funktionserfüllung „erneuert“ werden kann.

Diese Ergebnisse werden, wie in Punkt 5.7 dieser Zusammenfassung erläutert, halbquantitativ in Band III beschrieben. Jeweils werden optimierte sowie negative Szenarien entwickelt. Bei Berücksichtigung von Einflüssen wie Fenstergeometrie, Fassadenausrichtung, Dachüberstand, Einbauqualität, Wartungsqualität, Reinigung und Reparatur kann sich z.B. beim Holzfenster eine Nutzungsdauerverlängerung von im Durchschnitt 40 Jahren bis auf ca. 80 Jahre bei optimierten Bedingungen bzw. aber auch auch eine Verkürzung der Lebensdauer auf ca. 20 Jahre im negativen Szenario, was dann eine 3-fache Fenstererneuerung notwendig macht, ergeben.

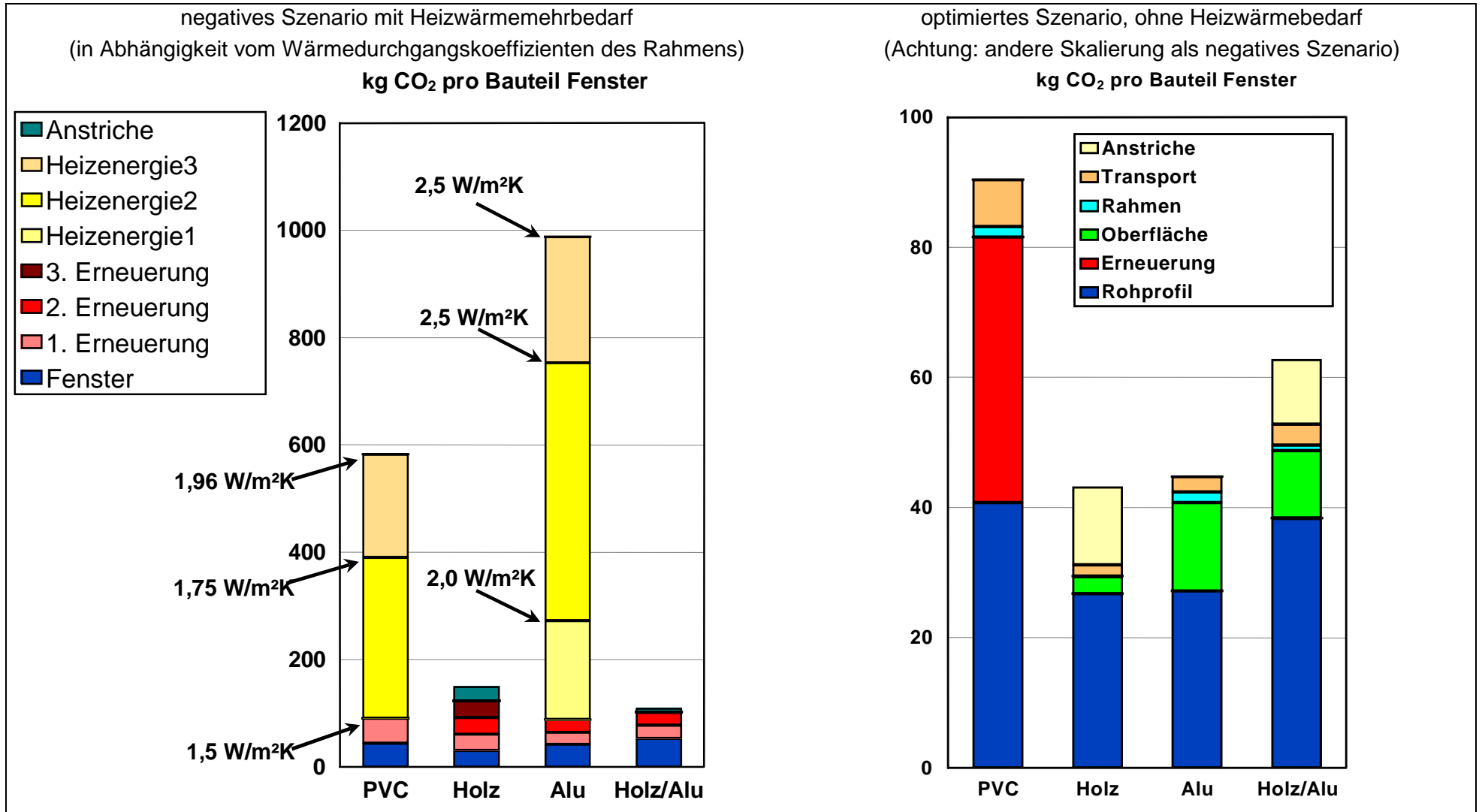
Die Nutzungsphase dominiert letztlich auch in der Energiebilanz des Fensters, wenn Heizenergieverluste durch den Rahmen auf die Gebäudestandzeit (hier 80 Jahre) hochgerechnet werden. Bestimmende Prozeßgröße hierfür ist der Wärmedurchgangskoeffizient des Rahmens, der maßgeblich von der Wärmeleitfähigkeit des Materials sowie der Konstruktion abhängt.

Für das in der Studie untersuchte 2-Kammer-PVC-Profil geben Hersteller Meßwerte für den Wärmedurchgangskoeffizienten ( $K_R$ ) von 1,7 bis 1,75 W/m<sup>2</sup>K an. Für solche eingebauten und verglasten Profile können dann  $K_R$ -Werte bis zu 2 W/m<sup>2</sup>K berechnet werden. Heute dominieren 3-Kammer-PVC-Profile (mit Stahlarmierung), die Werte von 1,5 bis 1,6 W/m<sup>2</sup>K aufweisen. Das untersuchte Holzfenster hat einen  $K_R$ -Wert von 1,45 W/m<sup>2</sup>K.

Aluminiumfensterrahmen weisen je nach Konstruktion die höchsten Wärmedurchgangskoeffizienten auf. Für die hier untersuchtem thermisch getrennten Profile können  $K_R$ -Werte von 2,0 bis 2,8 W/m<sup>2</sup>K unterstellt werden.“

Das Positivszenario für die Bauteile ergibt daher folgendes Bild und zeigt die großen ökologischen Vorteile des Holzfensters.

Abb. 17: Umweltbundesamt (Hrsg.), 1998: Ökobilanzen von Bauprodukten, hier: CO<sub>2</sub>-Emissionen (in kg) pro Bauteil Fenster, diverse Szenarien (nach (22))



Das Negativszenario macht deutlich, daß diese Vorteile aufgezehrt oder gar kompensiert werden können, wenn Architektur und Handwerkskunst die besonderen Aspekte eines natürlichen Baustoffs wie Holz nicht entsprechend einbeziehen. In diesem Fall kann PVC (bzw. Holz-Aluminium) günstigere Werte aufweisen. Bezüglich der Heizenergieverluste hat es durch Einführung des 3-Kammerprofils (Studie: 2-Kammerprofil) eine Annäherung der Wärmedurchgangskoeffizienten gegeben, so daß die in obiger Abbildung noch vorhandenen Unterschiede für den Teil Heizenergie für die heute am Markt befindlichen Produkte (Holz; PVC; Holz-Aluminium) nicht mehr gegeben sind.

Die Nachnutzungsphase ist in den Betrachtungen des UBAs nicht ausreichend einbezogen und wird zu einer weiteren Verschiebung der Ergebnisse zu Lasten des jeweiligen Bauteils aus dem Werkstoff PVC führen.

#### **4.5.6 Fazit unserer Prüfung**

Die Untersuchung stellt die mit Abstand detaillierteste zusammengetragene und dokumentierte Sachbilanz für PVC-Bauteile dar. Leider konnte für viele Kategorien und Datensätze die erforderliche Datensymmetrie nicht hergestellt werden, um zu vergleichenden Aussagen zu gelangen.

Die fehlenden Daten wurden augenscheinlich auch nicht von den am Diskussionsprozeß beteiligten Industrievertretern zur Verfügung gestellt. Hier ist daher in der Querbetrachtung zu anderen Untersuchungen im Auftrag der Industrie (Kap. 4.1 bis 4.4) die Frage zu stellen, wie die dortigen Datenlücken geschlossen werden konnten.

Diese Frage kann aufgrund der deutlich weniger detaillierten Langfassungen dieser Studien von uns nicht aufgeklärt werden.

## 5 PVC in ausgewählten Produktsystemen – Ein Beitrag zur Nachhaltigkeitsdiskussion

### 5.1 Titel der Studie

“PVC in ausgewählten Produktsystemen – Ein Beitrag zur Nachhaltigkeitsdiskussion”  
Basel, 2. März 1999

### 5.2 Verfasser der Studie

Eckhard Plinke, Heimfried Wolff, Hermann Meckel, Reinhard Schüssler  
PROGNOS AG, Basel

### 5.3 Auftraggeber

Sponsor der Studie war die Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt (AgPU). Sie bewilligte ein Budget von 350.000,- DM, mit dem eine **Steuerungsgruppe** aus Vertretern von Umweltschutz, Wirtschaft und Wissenschaft “eigenverantwortlich und unabhängig von AgPU-Interessen” (23) die Auftragsvergabe durchführen und die Arbeiten an dem Gutachten kritisch-konstruktiv begleiten sollte. Die Steuerungsgruppe bestand aus

- **Dr. Bernhard Bauske**, Panda Fördergesellschaft für Umwelt mbH (Marketinggesellschaft der Umweltstiftung WWF-Deutschland), Referent für Unternehmenskooperationen
- **Dr. Reinhold Buttgereit**, Umweltmanager der Bewag AG, zuvor Umwelt- und Politikberater
- **Joachim Eckstein**, Vizepräsident des Verbandes Europäischer Kunststoffverarbeiter (EuPC)
- **Gerhard Jakobowski**, Kommunikations- und Konfliktberater, Organisator und Moderator des Projekts und der Steuerungsgruppe
- **Prof. Dr. Michael Jischa**, Institut für Technische Mechanik der TU Clausthal
- **Dr. Christa Liedtke**, Projektleiterin Abteilung Stoffströme und Strukturwandel im Wuppertal-Institut für Klima-Umwelt-Energie
- **Andreas Oberholz**, Dipl.-Ökonom, freier Journalist, Buchautor, Vorsitzender Arbeitskreis Umweltpresse

- **Rosemarie Oswald**, Biologin, bis 1997 umweltpolitische Sprecherin der GRÜNEN im Frankfurter Magistrat, seit 1998 Leiterin des Umweltamtes der Stadt Ludwigshafen
- **Dr. Ernst Spindler**, Umweltreferent der Vinnolit Kunststoff GmbH  
ohne Stimmrecht:
- **Werner Preusker**, Geschäftsführer der Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt (AgPU).

## 5.4 Ergebnisse

Diese Untersuchung ist nicht als Ökobilanz zu verstehen. Es werden zwar in einzelnen Bereichen eigene ökobilanzielle Berechnungen durchgeführt, im wesentlichen wird aber auf die oben analysierten Ökobilanzen als Basismaterial für die ökologische Bewertung zurückgegriffen.

Der Unterschied der Studie zur DIN-gerechten Ökobilanz ist der erweiterte Betrachtungsrahmen. So wird neben der ökologischen auch der ökonomische und der soziale Zusammenhang zu Produkten aus PVC (und seinen Alternativen) hergestellt. Diese Daten und Grundlagen werden wiederum in den Zusammenhang einer gewünschten nachhaltigen Entwicklung gestellt.

Die Betrachtungen finden für unterschiedliche Zeithorizonte statt (kurz- und langfristig). die folgende Tabelle zeigt, welche Breite eine derartige Untersuchung erhält.

Betrachtet werden vier Anwendungsbereiche von PVC:

- Fenster
- Rohre
- Verpackungen
- Kabelummantelungen (Elektro).

Tab. 6: Hier zugrundegelegte Nachhaltigkeitsindikatoren für die Bewertung von Produkten (23)

	Indikatoren für kurzfristige Wirkungsketten	Indikatoren für langfristig kumulierende Wirkungsketten
Ökologische Nachhaltigkeitsindikatoren	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gesundheitsschädliche (Luft-)Emissionen</li> <li>• Ökotoxische Abwasseremissionen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Beitrag zum Treibhauseffekt</li> <li>• Sommersmogpotential</li> <li>• Gewässerüberdüngung (Eutrophierung)</li> <li>• Umwelt- und Gesundheitsschädigungspotentiale durch Stoffanreicherungen</li> </ul>
Ökonomische Nachhaltigkeitsindikatoren	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aussenhandelsabhängigkeit</li> <li>• Preisschwankungen auf den Beschaffungsmärkten<sup>a)</sup></li> <li>• Preisdifferenz zu Konkurrenzprodukten<sup>a)</sup></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Innovationsdynamik<sup>b)</sup></li> <li>• Lohnkostenanteil/Arbeitsintensität<sup>c)</sup></li> <li>• Verbrauch Energierohstoffe<sup>d)</sup> <ul style="list-style-type: none"> <li>-- nicht erneuerbar</li> <li>-- erneuerbar</li> </ul> </li> <li>• Kosten Abfallentsorgung</li> </ul>
Soziale Nachhaltigkeitsindikatoren	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Arbeitssicherheit <ul style="list-style-type: none"> <li>-- Arbeitsunfälle</li> </ul> </li> <li>• Beschäftigungsrisiko <ul style="list-style-type: none"> <li>-- Arbeitsintensität</li> <li>-- Anteil Niedrigqualifizierter</li> </ul> </li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Berufskrankheiten</li> <li>• Importe/Exporte: Einhaltung ethischer Standards</li> <li>• Politische Eingriffsempfindlichkeit (Unternehmenskonzentration)</li> </ul>

a) Indikator für kurzfristiges Rentabilitätsrisiko

b) Indikator für langfristiges Rentabilitätsrisiko durch Preisdruck auf den Absatzmärkten (hohe Innovationsdynamik bringt Wettbewerbsvorteile)

c) Indikator für langfristiges Rentabilitätsrisiko durch Kostendruck in Deutschland als typischem Hochlohnland

d) Indikator für langfristigen Kostendruck durch Rohstoffknappheit und externe Kosten (Internalisierungstendenz, z.B. durch Energiesteuer) sowie für Überzeugungskonflikte (Verteilungsgerechtigkeit = Recht aller Menschen auf Anteil an der globalen Rohstoffbasis)

Das insgesamt Ergebnis der Untersuchung wird von den Autoren wie folgt zusammengefaßt:

„Im Ergebnis hat diese Studie gegenüber den bisherigen PVC-Studien - einschliesslich unserer eigenen - zu einer neuen Perspektive bei der Betrachtung von PVC geführt, die sich schlagwortartig wie folgt charakterisieren lässt:

- **„Über das 3-Säulen-Modell hinaus“:** Bei der Beurteilung der Nachhaltigkeit sollten Wirtschaft, Gesellschaft und Umwelt als Teile eines Gesamtsystems gesehen werden, die in engen Wechselwirkungen ineinander greifen, nicht als einander gegenüberstehende Pole, die es auszutarieren gilt: Die langfristigen Risiken aus der Verwendung knapper Rohstoffe bestehen zwar ursächlich in der Überschreitung von Grenzen des Umweltsystems (Rohstoffverknappung, Treibhauseffekt), manifestieren sich aber zu einem erheblichen Teil als ökonomische bzw. soziale Risiken (Rohstoffkostenanstieg, externe Effekte).
- **„Über die Zeitpunkt Betrachtung hinaus“:** Bei der Beurteilung der Nachhaltigkeit geht es um die Betrachtung des gesamten Entwicklungsweges (kurz- **und** langfristige Perspektive), nicht um die Fokussierung auf einen bestimmten zukünftigen Zeitpunkt: Die Handlungsstrategien für die einzelnen Produkte ergeben sich aufgrund ihrer kurz- und langfristigen Perspektiven, unter Verwendung von Entscheidungsregeln zum Umgang mit den unterschiedlichen Prognoseunsicherheiten (Portfolio).
- **„Über die Planbarkeitsidee hinaus“:** Nachhaltige Entwicklung beinhaltet primär die Stabilisierung des Entwicklungsweges von Wirtschaft, Gesellschaft und Umwelt („Risikomanagement“ nach dem Vorsorgeprinzip), unter Anerkennung der Selbststeuerungsmechanismen von Wirtschaft, Gesellschaft und Umwelt (und der Hoffnung auf diese), nicht auf das Ansteuern bestimmter Zielzustände nach dem Grundgedanken, die Zukunft sei langfristig planbar: Die langfristige Perspektive in einer nachhaltigen Entwicklung ist für viele der hier betrachteten PVC-Produkte eher ungünstig. Dennoch kann daraus heute keine Entscheidung bzw. ein Plan über einen PVC-Ersatz oder andere Umstrukturierungsmassnahmen abgeleitet werden, da wegen der Prognoseunsicherheit durchaus möglich ist, dass die langfristigen Risiken nicht virulent werden bzw. hierfür in Zukunft „nachhaltige Lösungen“ gefunden werden können.
- **„Über die Frage ‚Welches Produkt ist besser?‘ hinaus“:** Zwar ergibt sich der Beitrag eines Produktes zur Nachhaltigkeit aus dem Vergleich mit den Konkurrenzprodukten, letztlich geht es beim Weg Richtung Nachhaltigkeit aber um die Verbesserung des Gesamtsystems unter Einbeziehung aller vorhandenen Alternativen im Zeitablauf: So stellt z.B. PVC kurzfristig das „nachhaltigste“ Fenstermaterial dar. Langfristig hat aber auch das Holzfenster, trotz der kürzerfristig ungünstigeren Bewertung, seinen Platz auf dem Weg in Richtung „Nachhaltigkeit“, da in Zukunft günstigere Perspektiven zu erwarten sind. Gleichzeitig sollten auch beim PVC-Fenster, trotz der kürzerfristigen Vorteile, Verbesserungsmassnahmen durchgeführt werden, um die bestehenden ökologischen Risiken zu verringern und damit eine grössere Annäherung an eine nachhaltige Entwicklung des gesamten Fensterbereiches zu erreichen.“

Es wird deutlich, daß der gewählte methodische Ansatz zu einer sehr breiten und abstrakten Ergebnisfindung führt.

## 5.5 Belastbarkeit der Ergebnisse

Die Studie ist für eine von der Industrie gesponsorte Untersuchung nicht unkritisch, was die ökologischen Aspekte des Themas PVC anbelangt. Die Autoren sind auf der Höhe der Diskussion und arbeiten systematisch die relevanten ökobilanziellen Aspekte heraus, so z.B. das bereits mehrfach angesprochene Entsorgungsproblem PVC:

„Die mittel- und langfristigen Perspektiven der PVC-Produkte hängen auch von der Machbarkeit des Recyclings ab (im Hinblick auf ökologische Verbesserungen und die Einsparung von Rohstoffen). Die Entsorgungsfrage wird innerhalb der nächsten Jahre an Brisanz gewinnen, da mit deutlich steigenden PVC-Abfallmengen gerechnet wird, aufgrund der zunehmenden Mengen an langlebigen Alt-Produkten (Fenster, Kabel, Profile, usw.), die jetzt noch in Nutzung sind. Es bestehen hierbei noch einige offene Fragen, die eine Überprüfung der angelaufenen PVC-Recyclingsysteme empfehlenswert machen:

- **Kosten:** Lassen sich Recyclingkosten erreichen, die mit den Kosten anderer Entsorgungswege (ab 2005 insbesondere Abfallverbrennung) konkurrieren können bzw. zumindest den Zuschussbedarf verringern?
- **Ökologische Vorteilhaftigkeit:** Welcher Mix aus werkstofflichem Recycling, rohstofflichem Recycling und Verbrennung ist für die Entsorgung von PVC ökologisch sinnvoll?  
- Dies ist je nach Produktgruppe unterschiedlich. So dürfte die Verwertung nicht bei allen PVC-Abfällen solche ökologischen Vorteile gegenüber der Abfallverbrennung haben, die die Inkaufnahme der hohen Kosten rechtfertigt.
- **Mengensteuerung beim werkstofflichen Recycling:** Wie können die in den einzelnen PVC-Produktgruppen unterschiedlichen Potentiale zum werkstofflichen Recycling ökologisch und ökonomisch optimal genutzt werden? - Rohre stellen z.B. einen grossen potentiellen Abnehmer für Recycling-PVC aus verschiedenen Produktgruppen dar, soweit von dort sortenreines Material zu angemessenen Kosten und in ausreichenden Mengen und Qualitäten bereitgestellt werden kann. Dies ist heute noch unklar.
- **Finanzierung und Mengenbeschaffung:** Wem werden die Kosten angelastet und wie können trotz der hohen Kosten ausreichende Anreize zur Steuerung der Abfallströme in die Verwertung gesetzt werden? Sind hierzu gesetzliche Massnahmen („Recyclingzwang“) erforderlich?
- **Chloreintrag in die Müllverbrennung und thermische Verwertungswege:** Wenn man den Anstieg der PVC-Abfallmengen aus langlebigen Anwendungen und die Grenzen der separaten Verwertung (werkstoffliches Recycling, rohstoffliches Recycling) berücksichtigt, stellt sich die Frage, in welchem Umfang die PVC-Mengen in Mischabfällen (Baustellenabfälle und andere Abfälle aus dem Baubereich, Gewerbeabfälle und Haushaltsabfälle) in Zukunft ansteigen werden. PVC bzw. Chlor stellen bei der Entsorgung dieser Abfälle „Störstoffe“ dar, die bei Überschreiten bestimmter Höchstmengen zusätzliche anlagentechnische Massnahmen (z.B. grössere Dimensionierung der Rauchgasreinigung, vorgeschaltete Prozessstufen zur Dehalogenierung) erforderlich macht. Dies gilt besonders für die sogenannten thermischen Behandlungswege



(Müllverbrennung, Ersatzbrennstoff in Industriefeuerungen, u.a.m.). Dies wäre mit zusätzlichen Investitionen und Kosten verbunden, die ggf. dem PVC anzulasten wären.“

In einzelnen Punkten unterschätzen die Autoren aber auch die Problemlage, so für das Feld der PVC-Verpackungsfolien in der Allgemeinanwendung. Hier erkennen die Autoren in ihrer Gesamtmatrix an Bewertungsgrundlagen ein günstiges vorteilhaftes Produkt (obwohl Polypropylen in allen untersuchten Nachhaltigkeitsindikatoren besser abschneidet). Wer zu dieser Einschätzung kommt, muß sich auch mit den ökologischen Konsequenzen der Beibehaltung oder sogar Steigerung der Anwendung dieses Produktes konfrontieren lassen. Die Beibehaltung oder sogar Steigerung der Anwendung dieses „vorteilhaften“ Produktes würde sicherlich alle laufenden Bemühungen, gerade seitens DSD, den PVC-Anteil in Verpackungskunststoffen über das bisher erreichte Maß hinaus zu senken, konterkarieren. Eine quantitative Steigerung des PVC-Anteils in der Leichtstofffraktion des DSD würde sicherlich die heutigen Verwertungspfade in Frage stellen und das System vor grundsätzliche Probleme stellen. Das Problem wird an anderer Stelle von den Autoren durchaus erkannt. (S. 179, 189)

Eine nähere Prüfung der Abschätzung der ökologischen Nachhaltigkeitsindikatoren (S. 175 – 179) wirft hinsichtlich der Entsorgung einige Fragen auf. Das von den Autoren modellierte Entsorgungsszenario besteht aus 30 % werkstofflicher Verwertung zu Bauteilen, die Beton ersetzen (z.B. Poller, Parkbänke), und 70 % thermischer Behandlung/Verwertung.

- Es ist nicht angegeben, ob bei der Abschätzung der thermischen Behandlung/Verwertung der aufgrund des PVC-Eintrags erhöhte Aufwand bei der Rauchgasreinigung eingerechnet worden ist. Nach der Modellierung auf S. 177 sind hier nur Gutschriften für die erzeugte Energie (Strom und Wärme) sowie Lastschriften für die entstehenden Emissionen (z.B. CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>) eingerechnet.
- Warum wurde für die werkstoffliche Verwertung die ökologisch am wenigsten sinnvolle Variante - eine Verwertung zu Bauteilen, die Beton ersetzen - gewählt? Dieses ist nach der von den Autoren an gleicher Stelle zitierten Quelle Brandrup (31) „ökologisch nicht zielführend“. Leider ist auch nicht nachzuvollziehen, wie mit dem unterschiedlichen spezifischen Gewicht und Lebensdauer von Beton bzw. Recyclingkunststoffprodukten, die Beton ersetzen, methodisch umgegangen wurde.

Neben den kurzfristigen Entsorgungsproblemen, die u.E. in der PROGNOSE-Studie nicht adäquat berücksichtigt werden, sind längerfristigen Prüfungsergebnisse unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten zu nennen. Hier kommen die Autoren in ihrer Bewertung zu folgendem Schluß (S. 191):

„Langfristig, d.h. innerhalb eines Zeithorizonts bis ca. 2050, wird bei allen Kunststoffen die im Exkurs Kapitel 3.2.2 diskutierte Problematik der Erschöpfung der Rohstoffvorräte relevant werden. Dabei sind PVC-Folien noch etwas günstiger, da wegen des Chloranteils nur etwa 50 % des Materials auf der Rohstoffbasis Erdöl beruhen, die übrigen 50 % basieren auf Salz, das auf der Erde in grossen Mengen verfügbar ist.“

Aber einmal von diesem Einzelaspekt abstrahiert, muß als grundsätzliche Kritik die

insgesamte Breite der Betrachtung angesprochen werden. Hiermit wird nicht grundsätzlich eine Verbreiterung auf ökonomische und soziale Kategorien kritisiert. Sie liefert dann aber kaum verwertbare, klare Ergebnisse, wenn es am Ende nicht methodisch gelingt, die „auseinanderlaufenden Fäden“ wieder zusammenzubinden. Hier scheint bisher lediglich die Ökobilanz einen gewissen Konkretisierungsgrad erreicht zu haben (über die dennoch verbliebenen methodischen Defizite s.o. bei den einzelnen Studien). Für die ökonomischen und sozialen Bewertungsbereiche sind viele offene Fragen anzumerken, die die Autoren der Studie wie folgt beschreiben:

„Die Ergebnisse bieten von mehreren Seiten Raum für Ergänzungen und Verbesserungen:

- **Nachhaltigkeitsindikatoren:** Die hier vorgenommene Auswahl an konkreten Nachhaltigkeitsindikatoren stellt keinen Endpunkt, sondern nur einen weitergehenden Schritt in der Konkretisierung von „Nachhaltigkeit“ dar. Dies gilt insbesondere für die sozialen und ökonomischen Indikatoren, wo man sich international noch im Suchprozess befindet. Die hier vorgenommene Indikatorenauswahl bietet also noch Raum für Ergänzungen und Änderungen. Dabei sollten folgende Punkte hervorgehoben werden:
  - Die Indikatorenwahl sollte sich primär an der **Differenzierung kürzerfristig – längerfristig** orientieren, denn nicht die Frage, ob ein Entwicklungsweg am ökologischen, ökonomischen oder sozialen Ende „kippt“, ist entscheidend, sondern der dabei ablaufende Prozess, „kurzfristig akut“ oder „langfristig kumulierend“, da sich danach die Handlungsmöglichkeiten richten.
  - Die Indikatoren sollten einen **„logisch konsistenten“** Bezug zu den Überlebensrisiken haben, die sie messen sollen. Dies erfordert eine Vorstellung darüber, welches die wichtigen Prozesse sind, die zu „Kippsituationen“ in Wirtschaft und Gesellschaft führen können. Hierzu könnte es sich lohnen, stärker die vorhandenen sozialen und ökonomischen „Krisentheorien“ in die Nachhaltigkeitsdiskussion einzubeziehen. Zur Beschreibung der ablaufenden Prozesse können systemtheoretische Ansätze wie das „Syndromkonzept“ des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung und seinerzeit in den 70er Jahren die Arbeiten zu den „Grenzen des Wachstums“ hilfreich sein.
  - Die Indikatoren müssen sich auf **Produkte** beziehen, d.h. nur solche Wirkungen und Abläufe sind relevant, die von Produkten wirklich beeinflusst werden (z.B. Qualität der Arbeitsplätze). Davon zu unterscheiden sind die „Rahmenbedingungen“, die gesamtwirtschaftlich/-gesellschaftlich bestimmt und nur hier beeinflusst werden können (z.B. Gesamt-Beschäftigung, Einkommensverteilung).“

## 5.6 Fazit unserer Prüfung

Die PROGNOSE-Studie übernimmt für den ökologischen Teil in wesentlichen Teilen die oben behandelten Ökobilanzen zu Fenstern und Rohren. Die quantitativen Ergebnisse der Bilanzen werden nach dem Ansatz des „Benchmarking“ ausgewertet, d.h. die Ergebnisse von PVC für die einzelnen ökologischen Kategorien werden jeweils mit dem besten Alternativwerkstoff verglichen.

Aufgrund der oben (Kap. 4) dargestellten kritischen Einstufung der Untersuchungen und der

hiermit verbundenen Defizitanalyse kann diese Herangehensweise keine belastbaren Ergebnisse liefern.

Im Rahmen eigener vertiefender Betrachtungen dieser Bilanzen liefern die Autoren selbst auch Argumente gegen ihr Vorgehen:

- "Die Ergebnisse in diesem Bereich müssen daher mit Vorsicht betrachtet werden." (S. 107)
- "Mit Vorsicht zu betrachten ..." (S. 146)

In Anwendungsbereichen, in denen die Autoren eigene Abschätzungen vornehmen (Verpackungen, Kabel), kommen sie zu folgendem ökologischen Gesamtergebnis:

„Somit ergibt sich keine völlig eindeutige Aussage zum Gesamtbeitrag von PVC-Verpackungsfolien in „Allgemeinanwendungen“ zur ökologischen Nachhaltigkeit.“ (S. 179)

Und dies, obwohl Polypropylen nach Berechnungen der Autoren bei **allen** bilanzierten Nachhaltigkeitsindikatoren für Verpackungsfolien in "Allgemeinanwendungen" (Abb. 4-24) günstiger als PVC abschneidet!

Bei Kabeln ist die Aussage eindeutig:

„PVC-Kabel schneiden in allen Kurzfristindikatoren und allen Langfristindikatoren ungünstiger ab als das PE-Kabel.“ (S. 198)

Allerdings verweisen die Autoren darauf, daß die eigenen Betrachtungen nur Abschätzungen darstellen. Die Datenbasis für diese Abschätzungen ist in der Studie nicht enthalten, die Abschätzungen sind daher nicht prüfbar.

Insgesamt ist diese Untersuchung vom Ergebnisgehalt schwer zusammenzufassen. Sie liefert im ökologischen Teil keine wesentlichen neuen Erkenntnisse und stellt in den sonstigen Teilen einen Beitrag zur Nachhaltigkeitsdiskussion dar.

## 6 Gesamtfazit critical review

Es war nicht Aufgabenstellung unserer Untersuchung, eine eigene Ökobilanz zum Themenkomplex PVC als Werkstoff durchzuführen. Es konnten daher auch keine eigenen Untersuchungen angestellt werden. Vielmehr sollten aktuelle Ökobilanzen anderer Autoren einer Prüfung auf Belastbarkeit und Schwachstellen unterzogen werden im Sinne eines (unaufgeforderten) critical review.

Daher kann unsere Ausarbeitung keine Ökobilanz ersetzen oder als solche genutzt werden, auch wenn wir exemplarisch an wichtigen Stellen eigene Berechnungen zur Unterstützung der Kritikpunkte durchgeführt wurden. Derartige Berechnungen sind grafisch gekennzeichnet (Lupe).

Die in diesem Bericht analysierten bzw. geprüften Ökobilanzen sind von der Formseite betrachtet in der Regel entsprechend den international vorgegebenen Normen bzw. Normenentwürfen durchgeführt worden. In drei Fällen wurde auch ein sog. critical review über die Studie erarbeitet. Es zeigte sich, daß die Qualität der critical reviews in allen Fällen nicht zu beanstanden war.

Die von uns geprüften Studien wurden von namhaften und auf dem Gebiet der Ökobilanzierung erfahrenen Institutionen durchgeführt. Sie wurden, bis auf einen Fall, von der Herstellerseite bzw. von deren Interessensverbänden finanziert und über sog. Projektbeiräte der Auftraggeberseite begleitet.

Die von uns geprüften Studien stellen die gegenwärtige Basis dar, für die Werbungsoffensive zum Werkstoff PVC (32). Sie werden alle für die sinngemäße Argumentation herangezogen, daß ein Unterschied der betrachteten Werkstoffe nach ökologischen Kategorien nicht gegeben ist. Hierdurch würde in der Tat die Grundlage für eine ganze Reihe von kommunalen und staatlichen Initiativen entfallen, den Werkstoff PVC ob seiner Umweltunverträglichkeit in seiner Anwendung zu reduzieren.

Für die Auftraggeberseite der Ökobilanz-Studien bedeuten die Ergebnisse der Studien, daß keine Handlungsnotwendigkeit für Eingriffe in den Warenmarkt gegeben ist. Jeder Werkstoff ist geeignet, es besteht die Wahlfreiheit. Also ein Ergebnis, mit dem ein Chemieverband, ein Verband der Fußbodenhersteller oder ein Verband der Fenster- und Fassadenhersteller sehr gut leben kann.

Unsere Prüfung hat, soweit die Primärdaten der Studien zur Verfügung standen, nicht ergeben, daß diese Ergebnisse durch Manipulationen, Rechenfehler o.ä. zustande gekommen sind. Unsere Analyse der Studien hat ergeben, daß die Ergebnisse dennoch kritisch zu hinterfragen sind. Dies liegt zusammenfassend an vier Gründen:

## 6.1 Methodische Defizite

Die Methode der Ökobilanz ist, obwohl einziges international genormtes Instrument zur ökologischen Bewertung überhaupt, nicht so weit entwickelt, daß sie zweifelsfrei **alle** relevanten Umweltauswirkungen erfassen kann (Brandrisiken, Gesundheitsrisiken etc.). So würde nach dem in vielen Untersuchungen begrenzten Methodeninventar für den Werkstoff Asbest keine negative Ökobilanz zu erwarten sein. Dies schlicht deswegen, weil die Humantoxizität eines Werkstoffes bisher nicht adäquat erfaßt wird. Die DIN-Norm „erlaubt“ jedoch durchaus das Definieren neuer Wirkungskategorien (wie Humantoxizität), Indikatoren (Carcinogene, flüchtige Schwermetalle, Asbest ...) und Modelle (z.B. kritisches Luftvolumen, kritisches Wasservolumen, kritisches Körpergewicht). In einem Teil der untersuchten Studien wurde von dieser Möglichkeit auch Gebrauch gemacht. Gleichwohl ist mit diesen Modellen immer nur ein Ausschnitt und der „Regelfall“ erfaßt.

Dieses Methodendefizit wird in den geprüften Ökobilanzen **von den jeweiligen Autoren** nicht geleugnet, im Gegenteil; teilweise sogar als Begründung für das Ausklammern dieser Aspekte angeführt. Bei den aggregierten Nutzungen der Studienergebnisse in der öffentlichen Diskussion durch die **Auftraggeber** werden diese Defizite aber durchgängig nicht hinreichend gewürdigt.

## 6.2 Funktionelle Einheit

In allen Studien wird der reine Werkstoffvergleich um die für die jeweilige funktionelle Einheit erforderlichen weiteren Bauteile erweitert, wie es auch die DIN-Norm vorschreibt. In der Regel wird in diese Betrachtung zusätzlich die Nutzungsphase des Produktes mit einbezogen. Dies führt zu einer starken Erweiterung des Bilanzraumes. Die Erweiterung der Systemgrenzen führt dazu, daß in den Bilanzen die nicht mit der Werkstofffrage im engeren Sinn verbundenen Teilbereiche das Ergebnis - je nach Umfang - beeinflussen oder gar dominieren.

So wird aus der Frage nach dem umweltverträglichen Material für einen Fensterrahmen ein Ökologievergleich von Rahmenmaterialien im Zusammenhang mit einer Fassadenkonstruktion und einer Nutzung dieser Konstruktion über 30 oder 100 Jahre. Es ist dann auch nicht verwunderlich, wenn als Ergebnis der Erweiterung der Systemgrenze festzustellen ist, daß die Materialauswahl mit dem Hinzufügen vieler weiterer Aspekte sukzessive in den Hintergrund rückt.

Würde man die Ökobilanz eines Verteilerfingers im Motor eines Pkws dergestalt durchführen, daß man zunächst den gesamten Pkw bilanziert, eine 10-jährige Fahrtätigkeit dieses Pkws mit einbezieht und schließlich den Aufwand für die Realisierung der Straßeninfrastruktur noch hinzufügt, müßte auch herauskommen, daß die Materialwahl für den Verteiler-

finger in ihrer Bedeutung gegenüber der Gesamtbilanz verblaßt. Selbst die ökologische Bedeutung für den Bau eines Pkws inkl. aller anteilig einbezogenen Lasten für die in Deutschland vorhandene Infrastruktur verblaßt wiederum angesichts der Umweltbeeinträchtigung in der Nutzenphase des Pkws. Dieses Beispiel ist sicherlich pointiert, aber bewußt gewählt, um das methodische Problem herauszuarbeiten.

Nun ist es nicht zu kritisieren, daß der Bilanzraum auf eine **sinnvolle** funktionelle Einheit zugeschnitten wird. Ob hierzu auch die über ein Fenster in südlicher Lage zu gewinnende Solarenergie gehören muß, ist zu hinterfragen. Natürlich kommt bei einer derartigen Bilanz-erweiterung heraus, daß die planerische Arbeit des Architekten wichtiger ist (Ausrichtung des Gebäudes, Fensterfronten) als die Aufgabe der kommunalen Umweltberatungsstelle, die über etwa 15 kg Fensterrahmen aus PVC oder Holz entscheiden soll.

Es bedarf nicht einer detaillierten Ökobilanz, um zu ermitteln, daß es neben Fragen nach Bauteilen aus umweltverträglichen Werkstoffen zusätzlich weitere gewichtige ökologische Einflüsse gibt. Dies berechtigt aber nicht dazu, die Auswahl eines umweltverträglicheren Werkstoffes als unbedeutendes Randproblem einzuordnen. Ein Gedankenspiel soll dieses Argument verdeutlichen. Für jedes Produkt (funktionelle Einheit) stellt sich beim Wareneinkauf oder auf der Ebene von Gebäuden und sonstigen Anlagen die gleiche Konstellation. Es sind im Bilanzraum einer derartigen Fragestellung immer Nutzungsprozesse vorhanden, die das Bilanzergebnis eindeutig dominieren werden (s.o.). Damit ist aber die Frage nach dem für das jeweilige Produkt zum Einsatz kommenden Werkstoff grundsätzlich als unbedeutende Frage einzustufen, folgt man den resultierenden Ergebnissen. **Aber in seiner Gesamtwirkung zeigt die Werkstoffseite dann doch erhebliche Umweltauswirkungen, was unterstreicht, daß es durchaus berechtigt ist, auch wenn es noch wichtigere Tätigkeitsbereiche des Umweltschutzes gibt, an einer Optimierung der Werkstoffauswahl zu arbeiten.**

Diese Kritik ist nicht gleichbedeutend mit einer Ablehnung einer Bilanzgrenzenerweiterung, soweit sie zur Bewertung von Produkten gleicher Funktionalität auf unterschiedlicher Werkstoffbasis erforderlich ist. So haben wir an verschiedenen Stellen kritisiert, daß die Entsorgungsfrage nicht oder nicht hinreichend einbezogen wurde.

Sicherlich ist die Wahl der Bilanzgrenze ein schwieriger Abwägungsprozeß. Er kann natürlich wieder so durchgeführt werden, daß nur einseitig Vorteile (oder Nachteile) einbezogen werden, je nach Interessenlage.

Zusammenfassend ist in diesem Punkt nach der Zielsetzung einer jeweiligen Studie zu fragen. Sollte die Zielsetzung die Prüfung eines oder mehrerer Produkte aus definierten Werkstoffen sein, dann ist die Betrachtungsbreite so zu wählen, daß die materialbedingten Unterschiede auch erkennbar bleiben. Es sind die Bilanzteile einzubeziehen, die mit der Materialwahl zusammenhängen; hierzu zählt im Falle des Fensters, des Rohres, des Fußbodenbelags auch die Entsorgung in der post consumer-Phase. Hierzu zählt sicherlich nicht das Fensterglas oder gar die eingesetzte Fassadenkonstruktion und deren

architektonische Ausrichtung, da selbiges nicht vom Rahmenmaterial abhängig ist.

Neben der modellierten Breite der funktionellen Einheit war des weiteren zu beobachten, daß einzelne angenommene Randbedingungen nicht realistisch waren. Neben der Breite des Ansatzes ist daher häufig die Realitätsnähe der gewählten Randbedingungen kritisch zu hinterfragen gewesen. So wurden für die unterschiedlichen Produkte/Konstruktionen mittlere Lebensdauern unterstellt, die eindeutig Werkstoffe wie Holz oder Metall benachteiligen. Exemplarisch sei angeführt, daß für Teppichböden und Parkett oder für Aluminium- oder Holzfenster und PVC-Fenster jeweils die gleiche Lebensdauer angenommen wurde. Oder aber es wurden untypische Fallkonstellationen modelliert (Rohre) mit Verlegetiefen und Durchmessern, die Produkte auf Basis von Kunststoffen eher begünstigen.

**Die Wahl der funktionellen Einheit (Lebensdauer, fehlende Repräsentativität des berechneten Modellfalls) war auch Gegenstand der Kritik in den durchgeführten offiziellen critical reviews zu den obigen Studien.**

### 6.3 Entsorgung

In allen prüfbaren Ökobilanzen wurde dem Entsorgungsproblem des Werkstoffes PVC keine hinreichende Bedeutung zugemessen, wobei die Bandbreite des Defizits von insgesamt unzureichend bis in einzelnen Aspekten nicht zureichend geht. Dies ist von hoher Ergebnisrelevanz, wie oben exemplarisch dargestellt.

Häufig wird für den Werkstoff PVC in den Ökobilanzen eine relativ hohe Recyclingrate unterstellt. Dies führt bei der Werkstoffherzeugung zu proportionalen Einsparungen (sprich Gutschriften) und bei der Entsorgung entfallen die Emissionen und sonstigen ökologischen Nachteile, die ansonsten entstehen würden.

Hierbei ist allerdings völlig offen, ob diese Recyclingraten technisch und wirtschaftlich erreicht werden können. Zudem ist aufgrund der schadstoffhaltigen Altrezepturen offen, ob ein derartiges Recycling ökologisch wünschenswert ist, ein Aspekt, der in keiner Ökobilanz näher untersucht wurde.

Während für PVC unrealistisch hohe stoffliche Recyclingraten unterstellt werden (bis 100 % Recycling), sind die Energiegutschriften für die thermische Behandlung des nachwachsenden Rohstoffes Altholz häufig unter dem, was selbst mäßige Müllverbrennungsanlagen (MVA) heute standardmäßig leisten können, einmal abstrahiert von dem, was im Rahmen einer mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) eine energetische oder gar stoffliche Verwertung in optimistischen Szenarien leisten könnte.

In den geprüften Ökobilanzen kommt es daher aufgrund der gesetzten Randbedingungen zu einer Ungleichbehandlung der Werkstoffe. Wir haben dargestellt, daß die Bilanzergebnisse „kippen“, wenn für PVC Entsorgungsszenarien (z.B. wie beim Holz in einer MBA) oder für Holz dem PVC vergleichbare Verwertungsszenarien (stoffliche Verwertung aus Sortieranlagen) unterstellt werden.

Dieser Umgang mit dem Entsorgungsthema in PVC-Ökobilanzen hat Tradition, beginnend mit der Bilanz der TU Berlin aus 1984 (Verpackungsmaterialien (33)), wo schlicht die erhöhten ökologischen Aufwendungen für die Rauchgasreinigung in der MVA nicht einbezogen wurden, bis hin zur vielzitierten Studie der ETH (Thalmann et al., 1992), die für die Verbrennung von PVC-Verpackungsabfällen als Randbedingung unterstellt hat, daß die Salzsäure bzw. das Salz aus der MVA recycelt wird. Das Salz- bzw. Salzsäurerecycling hat sich in den Folgejahren in den MVAs aber nicht durchgesetzt, weil sie zu teuer und das erzeugte Produkt nicht vermarktbar ist. Also aus heutiger Sicht unrealistische Randbedingungen, die aber damals im Kern den Malus Chlor durch einen Recyclingannahme (auf dem Papier) im Rahmen der Ökobilanz zu einem Bonus umdefiniert haben.



Es gehört zu den normierten Grundregeln des Ökobilanzierens, bei der Modellierung und Festlegung von Randbedingungen möglichst wirklichkeitsnah vorzugehen. Das PVC-Recycling steht nur auf dem Papier, so sind bis heute die finanziellen Voraussetzungen für einen derartigen Stoffkreislauf offen (34). Die aktuellen Recyclingraten liegen deutlich unterhalb von 1% (closed-loop-Recycling) (34). Eine Verbesserung ist nicht in Sicht. Hinzu kommen die grundsätzlichen Bedenken (Schadstoffkreislauf), die im europäischen Ausland dazu geführt haben, daß von den dortigen Unternehmen auf das Recycling im eigenen Land ganz verzichtet wird (z.B. Fensterrahmen in Österreich).

## 6.4 Datenbereitstellung

Die Untersuchung für das Umweltbundesamt stellt die einzige Ökobilanz bzw. Studie dar, die nicht von industrieller Seite beauftragt und/oder finanziert wurde. In dieser Studie traten erhebliche Schwierigkeiten auf, eine ausreichende Datenbasis für die Beantwortung der aufgeworfenen Fragestellungen zu erhalten.

Insgesamt stellen sich daher sicherlich auch Validierungsprobleme für die jeweils verwendeten Datensätze. Hier sind auch Probleme der Qualitätssicherung der verwendeten Daten berührt. Es ist daher zu diskutieren, ob dieses Defizit in einem der bisherigen Praxis gegenüber erweiterten Verständnis des durchzuführenden critical reviews aufzufangen wäre.

**Zusammenfassend sind daher die geprüften Ökobilanzen als nicht wirklichkeitsnah bzw. unvollständig ausgelegt einzustufen. Unsere exemplarisch durchgeführten Berechnungen, die realistische funktionelle Einheiten und die heutigen abfallwirtschaftlichen Bedingungen in Deutschland zugrunde legen, zeigen, daß sich für Materialien auf fossiler Rohstoffbasis die Ergebnisse ausnahmslos ins Gegenteil umkehren, was auf eine geringere Umweltverträglichkeit im Vergleich zu Materialien aus nachwachsenden Rohstoffen hinweist. Dieses Ergebnis entspricht auch den in der wissenschaftlichen Diskussion zur Klimarelevanz vorherrschenden Einschätzungen. Bezieht man noch die bekannten Entsorgungsprobleme (Chlor), die einen ausschließliches Problem des Werkstoffes PVC sind (für die Müllverbrennung und insbesondere auch für die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung und die Erzeugung eines industriell nutzbaren Ersatzbrennstoffs), mit ein, sind aus den geprüften Ökobilanzen keine Argumente ableitbar, die gegen eine Produktregulierung sprechen, ganz im Gegenteil. Dieses Ergebnis ist sicherlich deshalb überraschend, weil die jeweiligen Autoren der Studien explizit eine andere Schlußfolgerung gezogen haben. Diese Diskrepanz wird vielleicht verständlich, wenn man einbezieht, daß das Ergebnis einer Ökobilanz mehr von den gewählten Randbedingungen und Systemgrenzen abhängt als von den eigentlichen Rechengängen.**

## **6.6 Prüfung unserer Kritik durch die Autoren bzw. Auftraggeber der untersuchten Studien**

Greenpeace hat unsere Kritik frühzeitig als Frage an die Auftraggeber der Ökobilanzen herangetragen (35), aber keine Antwort erhalten. Anschließend hat unser Auftraggeber die obigen Ergebnisse unseres „critical review“ den jeweiligen Auftraggebern und Autoren der Studie vorgelegt (bis auf die ERFMI- und die UBA-Studie, da wir die Langfassungen erst im Dezember 1998 bzw. März 1999 zur Verfügung gestellt bekommen haben).

Bis Februar 1999 erfolgte insgesamt ebenfalls keine inhaltliche Reaktion, die wir hier dokumentieren könnten. Wir hatten zugesagt, jede Erklärung zu unserer Kritik im Anhang unserer Untersuchung zu dokumentieren. Eine abschließende telefonische Rückfrage im Januar 1999 unter den Auftraggebern der oben untersuchten Ökobilanz-Studien zeigte, daß inhaltliche Reaktionen zukünftig nicht zu erwarten sind. Daher wird unser critical review ohne entsprechende Rückäußerungen veröffentlicht.

## 7 Bedeutung der geprüften Untersuchungen für die laufende Diskussion um den Werkstoff PVC

Der methodische Ansatz der Ökobilanz und mehr noch der Nachhaltigkeitsbetrachtung ist im Kern ein Gegenüberstellen und Vergleichen unterschiedlicher bzw. unterschiedlichster Kategorien. Die Ökobilanz vergleicht z.T. inkompatible Kategorien wie Emissionen, Energieverbräuche oder Ressourcennutzungen. Die Nachhaltigkeitsprüfung bezieht zusätzlich weitere Kategorien aus dem Bereich der ökonomischen und der sozialen Auswirkungen mit ein.

Diese Herangehensweise stellt eine Verbesserung und eine Errungenschaft gegenüber der eindimensionalen Öko-Diskussion der Vergangenheit dar. Bezogen auf Produkte aus PVC zeigen die unterschiedlichen Ökobilanzen ein eher ungünstiges Ergebnis, insbesondere wenn diese Bilanzen auf realistische Randbedingungen "heruntergebrochen" werden.

Stoffregulierungen wurden in Vergangenheit und Gegenwart aber auf der Basis von inakzeptabel hohen Einzelrisiken oder gesellschaftspolitisch bzw. volkswirtschaftlich nicht verantwortbaren Entwicklungsszenarien vorgenommen. So entzieht sich das Risiko einer krebserzeugenden Wirkung eines Stoffs wie z.B. Asbest bzw. daraus hergestelltem Produkt der Abwägung gegenüber seiner zweifellos hervorragenden Beständigkeit und Isoliereigenschaften. Auch dieses Paradigma stellt eine Errungenschaft der Umweltdiskussion über mittlerweile drei Jahrzehnte dar.

Daher richten sich Forderungen nach Stoffregulierungen bzw. Verzicht aufgrund inakzeptabel hoher Gesundheitsrisiken, abstrahiert man einmal vom Brandfall (s.u.), in der Regelnutzung nicht gegen PVC, sondern gegen PVC-Rezepturen, die Schwermetalle (wie Cadmium oder Blei) und/oder Weichmacher (wie Phthalate) enthalten. Forderungen nach Stoffregulierung richten sich auch gegen Produkte aus PVC direkt. Hier ist das Problem der Dioxinbildung unter entsprechenden Brandbedingungen angesprochen.

Und schließlich entzieht sich die bis heute nicht gelöste Entsorgungsfrage der in den nächsten Jahren anstehenden Abfallmengen (aus langlebigen Produkten) der ökobilanziellen und nach Nachhaltigkeitsgesichtspunkten durchgeführten Abwägung mit anderen Kategorien. Gerade aus der Sicht der sich gegenwärtig zur Müllverbrennung als Alternative etablierenden Entsorgungsverfahren der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung wäre eine Zunahme des PVC-Eintrags ökologisch und volkswirtschaftlich nicht akzeptabel, da die Bemühungen zur Erzeugung eines industriell verwertbaren Ersatzbrennstoffes in Frage gestellt würden.

Das Entsorgungsargument ist im Kern ein ökonomisches Argument. Auch in der Vergangenheit wurden Stoffe oder Produkte reguliert oder mußten reguliert werden, gerade weil sie für ihre post-consumer-Phase keine überzeugende Lösung darstellen konnten.

## 8 Abkürzungen

AgPU	Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt, Bonn
AP	Versauerungspotential (acidification potential)
BImSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz
BImSchV	Verordnung nach Bundesimmissionsschutzgesetz
BUS	Bundesamt für Umweltschutz, Bern (CH) (heute: BUWAL)
BUWAL	Bundesamt für Umweltschutz, Wald und Landschaft, Bern (CH) (früher: BUS)
CO <sub>2</sub>	Kohlendioxid
DIN	Deutsches Institut für Normung, Berlin
DIN-NAGUS	Normenausschuß Grundlagen des Umweltschutzes im DIN (s.o.)
EMPA	Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt, Dübendorf (CH)
ERFMI	European Resilient Flooring Manufacturers Institute, c/o FORBO INTERNATIONAL S.A., Krommenie (NL)
FVST	Fachverband Steinzeugindustrie, Köln
GJ	Gigajoule = 1.000 Megajoule (1 MJ = 0,278 kWh)
GWP	Treibhauspotential (global warming potentia)
IKP	Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde, Universität Stuttgart
ILV	Institut für Lebensmitteltechnologie und Verpackung, Freising; heute: IVV
ISO	International Organization for Standardization, Genf (CH)
IVV	Institut für Verfahrenstechnologie und Verpackung, Freising; das frühere ILV
KRV	Kunststoffrohrverband, Frankfurt
KVA	Kehrichtverbrennungsanlage (= schweizerisch für Müllverbrennungsanlage)
LCA	Life cycle assessment (synonym nach DIN 14040: Ökobilanz)
MBA	Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung/-sanlage
MVA	Müllverbrennung/-sanlage
NP	Eutrophierungspotential (nitrification potential, syn.: eutrophication potential)
ODP	Ozonabbaupotential (ozone depletion potential)
PE	Polyethylen
PE-HD	Polyethylen, high density (= PE hoher Dichte)
POCP	Photooxidantienbildungspotential (photochemical ozone creation potential)
PVC	Polyvinylchlorid
PVC-U	Hart-PVC
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Brüssel (B)
SO <sub>2</sub>	Schwefeldioxid
SW	Schmutzwasserrohr
SZFF	Schweizerische Fachstelle für Fenster- und Fassadenbau, Dietikon (CH)
TW	Trinkwasserrohr
UBA	Umweltbundesamt, Berlin
VCI	Verband der Chemischen Industrie, Frankfurt
VFF	Verband der Fenster- und Fassadenhersteller, Frankfurt

## 9 Literatur

- 1 Aufhebung des PVC-Verbots in Niedersachsen (Beschaffungsrichtlinie; Richtlinie sozialer Wohnungsbau): Öffentliches Auftragswesen; Berücksichtigung des Umweltschutzes. RdErl. d. MW. v. 15.4.1998 - 34.2-32579: Öffentliches Auftragswesen; Berücksichtigung des Umweltschutzes
- 2 Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt e.V.: PVC-Produkte im Licht neuer Ökobilanzen. Datum des download: 7.10.98
- 3 DIN EN ISO 14042, Entwurf, hier: 10.3 Kritische Prüfung, Absatz 2
- 4 Bundesamt für Umweltschutz (BUS; heute: BUWAL), Hrsg.: Ökobilanzen von Packstoffen, Schriftenreihe Umweltschutz, BUS-24, Bern 1984
- 5 Habersatter K.: Ökobilanz von Packstoffen - Stand 1990. Hrsg.: Bundesamt für Umweltschutz, Wald und Landschaft (BUWAL), Schriftenreihe Umwelt Nr. 132 (BUWAL-132), Bern 1991
- 6 Projektgruppe Ökologische Wirtschaft (Hrsg.): Produktlinienanalyse: Bedürfnisse, Produkte und ihre Folgen. Kölner Volksblatt Verlag, Köln, 1987
- 7 SRU: Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Metzler-Poeschel, Stuttgart, 1996
- 8 Giegrich J., Mampel U., Duscha M, Zazcyk R., Osorio-Peters S., Schmidt T.: Auswertung in produktbezogenen Ökobilanzen. Evaluation von Bewertungsmethoden, Perspektiven. In: Umweltbundesamt / C.A.U. / IFEU: Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen. UBA-Texte 23/95
- 9 DIN EN ISO 14040, hier: deutsche und englische Fassung
- 10 Arbeitsgruppe Ökobilanzen (Umweltbundesamt): Ökobilanzen für Produkte. Bedeutung, Sachstand, Perspektiven. UBA-Texte 38/92
- 11 SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry): Guidelines for Life-cycle Assessment: A „Code of Practice“. From the SETAC Workshop held at Sesimbra, Portugal, 31.3.-3.4.1993, Edition 1, August 1993
- 12 Fleischer G.: Ökobilanz - ein Instrument zur objektiven Bestimmung der ökologisch günstigeren Entsorgungsvariante. TU Berlin, 1995
- 13 DIN EN ISO 14040: Produkt-Ökobilanzen. Prinzipien und allgemeine Anforderungen. August 1997
- 14 DIN EN ISO 14041: Ökobilanz. Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz. November 1998
- 15 DIN EN ISO 14042: Ökobilanz. Wirkungsabschätzung. Entwurf, Januar 1999; *sp c e b s 3 z 999*
- 16 DIN EN ISO 14043: Ökobilanz. Auswertung. Entwurf, Februar 1999; *sp c e s 8 eb ua 999*
- 17 Entwurf, DIN EN ISO 14042, Punkt 5.3:  
„Die nachstehenden Anforderungen gelten für die Auswahl der Wirkungskategorien, Indikatoren und Modelle:
  - Die Auswahl der Wirkungskategorien, Indikatoren und Modelle muß in Übereinstimmung mit dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen der Ökobilanz-Studie stattfinden.
  - Die Quellen für Wirkungskategorien, Indikatoren und Modelle müssen angegeben werden.
  - Die Auswahl der Wirkungskategorien, Indikatoren und Modelle muß begründet werden.
  - Für die Wirkungskategorien und Indikatoren müssen korrekte und beschreibende Namen vorgesehen werden.
  - Die Auswahl der Wirkungskategorien muß unter Berücksichtigung des Ziels und des Untersuchungsrahmens einen umfassenden Satz von mit dem zu untersuchenden

- Produktsystem verbundenen Umweltthemen widerspiegeln.
- Der Umweltwirkungsmechanismus und das Modell, das die Sachbilanzergebnisse und den Indikator als Grundlage für die Charakterisierungsfaktoren in Beziehung zueinander setzt, müssen beschrieben werden.
  - Es muß beschrieben werden, warum die Anwendung des Modells für die Ableitung des Indikators im Zusammenhang mit Ziel und Untersuchungsrahmen der Studie als geeignet angesehen wird.“
- 18 Richter K., Künniger T., Brunner K., Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) Dübendorf (CH): Ökologische Bewertung von Fensterkonstruktionen verschiedener Rahmenmaterialien (ohne Verglasung). Studie im Auftrag der Schweizerischen Fachstelle für Fenster und Fassadenbau SZFF in Zusammenarbeit mit dem Verband der Fenster- und Fassadenhersteller VFF, Frankfurt, 1996
  - 19 Baitz M., Kreißig J., Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde (IKP), Universität Stuttgart: Ganzheitliche Bilanzierung von Fenstern und Fassaden, Hrsg.: Verband der Fenster und Fassadenhersteller e.V., Frankfurt, 1998
  - 20 Reusser L., Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) Dübendorf (CH): Ökobilanz von Rohrleitungssystemen - Eine Fallstudie am Beispiel der Erstellung der Trinkwasserversorgung und Schmutzwasserentsorgung für eine Einfamilienhaussiedlung“, im Auftrag von: Verband der Chemischen Industrie (VCI), Kunststoffrohrverband (KRV) und Fachverband Steinzeugindustrie (FVST), alle (D), 1998
  - 21 Günther A., Langowski H.-C., Fraunhofer Institut für Lebensmitteltechnologie und Verpackung, Freising (heute: Fraunhofer Institut für Verfahrenstechnologie und Verpackung): Life Cycle Assessment Study on Resilient Floor Coverings, for European Resilient Flooring Manufacturers Institute (ERFMI), 1998
  - 22 Wittassek R., Rudolphi A., Grahl B., Linden W., Hoffmann M., Kirchner D., Lenk C.: Produktökobilanzen und ihre Anwendungsmöglichkeiten im Baubereich. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin (D), 1998. UBA-Texte 69/98 und 70/98
  - 23 Plinke E., Wolff H., Meckel H., Schüssler R., PROGNOSE, Basel (CH): PVC in ausgewählten Produktsystemen - Ein Beitrag zur Nachhaltigkeitsdiskussion“, im Auftrag der Steuerungsgruppe zum „Dialogprojekt PVC und Nachhaltigkeit“, 1999
  - 24 vgl. Kap. 4.2.1.2 in: Baitz und Kreißig, s.o..
  - 25 Lahl U., Zeschmar-Lahl B.: PVC-Recycling: Anspruch und Wirklichkeit. Hrsg.: GREENPEACE Deutschland, 1997
  - 26 IBA GmbH, Hannover, BZL GmbH, Oytzen, CUTEC GmbH, Clausthal-Zellerfeld: Möglichkeiten der Kombination von mechanisch-biologischer und thermischer Behandlung von Restabfällen. F + E- Vorhaben Nr. 1471 114 im Auftrag des BMBF/UBA, 1998
  - 27 Bundesamt für Energiewirtschaft, Bern (CH): Ökoinventare von Energiesystemen. 3. überarbeitete Auflage, 1996
  - 28 Ökoinventare von Energiesystemen, ETH, Gruppe Energie-Stoffe-Umwelt, Zürich 1994
  - 29 Kremer M., Goldhan G., Heyde M.: Waste Treatment in Product Specific Life Cycle Inventories. I. Incineration. Int. J. LCA 3 (1), 47 – 55, 1998
  - 30 Bez J., Heyde M., Goldhan G.: Waste Treatment in Product Specific Life Cycle Inventories. II. Landfilling. Int. J. LCA 3 (2), 100 – 105, 1998
  - 31 Brandrup J.: Ökologie und Ökonomie der Kunststoffverwertung. Müll und Abfall 8, 492 – 501, 1998

- 32 vgl. hierzu auch die Anmerkung im critical review der ERFMI-Studie:  
„The only disappointment regards the formulations used in a premature press release which came to our attention (the chairman of the Panel has been informed about the intention, but not on the content of the press release). The Panel wishes to express the sincere hope that the results obtained in the LCA's will be used for improvements of the industrial processes and products and not primarily for marketing purposes.“
- 33 Franke M.: Umweltauswirkungen durch Getränkeverpackungen - Systematik zur Ermittlung der Umweltauswirkungen von komplexen Prozessen am Beispiel von Einweg- und Mehrweg-Getränkebehältern. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin, 1984
- 34 Lahl U., Zeschmar-Lahl B.: Recycling von PVC-Kunststoffen. Müll-Handbuch, Kz. 8625.2, Lfg. 9/1998
- 35 Schreiben vom 8.7.1998