

2 Werkstoffliche Aspekte

2.1 Werkstoffe und wichtige Stoffströme

Traditionelle Werkstoffe der Menschheit sind Holz, Leder, Wolle und Metalle [1]. Im Industriezeitalter kamen die Kunststoffe hinzu, deren Geburtsstunde bei den Thermoplasten je nach Definition im Jahr 1856 war (Alexander Parkes, Anmeldung von Patenten zu einem Cellulose-Kunststoff) oder im Jahr 1862 (Vorstellung des „Parkesins“ durch Parkes auf der Londoner Weltausstellung) [2]. Eine industriell nutzbare Variante eines Kunststoffs auf Cellulose-Basis entstand jedoch erst im Jahr 1870 als J. W. Hyatt die Herstellung von Celluloid in anwendbarer Form gelang [2], [3]. Bei den Duroplasten dauerte es bis zum Jahr 1907 als L. H. Baekeland mit Bakelit den ersten komplett synthetischen industriell anwendbaren Kunststoff herstellte [4], [5]. Elastomere wurden schon ab dem Jahr 1840 eingeführt, als C. N. Goodyear die Vulkanisation von Naturkautschuk gelang [3]. Noch viel älter ist die erste dokumentierte Rezeptur eines duroplastischen Kunststoffs auf Basis von Milchcasein (siehe Kap. 3.4) [2]. Diese geht schon auf das Jahr 1530 zurück, als in Augsburg der Metallhändler Bartholomäus Schobinger auf den Mönch Wolfgang Seidel (1492–1562) traf, der Schobingers Beschreibung der Herstellung von Caseinkunststoff in seiner Sammlung chemischer und medizinischer Verfahren niederschrieb. Zur Geschichte der Kunststoffe siehe insbesondere [2], [6].

Der ideale Werkstoff wäre fest, zäh und leicht. Diese Eigenschaften in einem einkomponentigen Werkstoff zu realisieren ist schwierig und auch Mischungen (sogenannte Compounds) können nur sehr begrenzt auf ein Maximum in allen Eigenschaften hin optimiert werden. So sind Metalle und auch deren Legierungen beispielsweise sehr fest und zäh – aber verglichen mit anderen Werkstoffen nicht leicht. Kunststoffe sind besonders leicht, in begrenztem Maß auch zäh allerdings – verglichen mit Metallen – nicht fest (siehe Tabelle 2). Keramik ist schließlich sehr fest aber nicht sehr leicht und überhaupt nicht zäh. Verbundwerkstoffe (siehe Kap. 2.2) bieten die Möglichkeit, durch Kombination geeigneter Komponenten neue, mit einkomponentigen Werkstoffen nicht zugängliche Eigenschaftsprofile zu erschließen und – zumindest in einem bestimmten Rahmen – gegensätzliche Eigenschaften gleichzeitig zu optimieren.

Tabelle 2 Grundsätzliche Eigenschaften der Werkstoffe Metalle, Kunststoff, Keramik, Holz und von Verbundwerkstoffen in erster Näherung betrachtet (in Anlehnung an [1]).

Werkstoff	leicht	fest	zäh
Metalle	–	++	++
Kunststoffe	++	–	+
Keramik	–	++	--
Holz	++	+	–
Verbundwerkstoffe	+	+	–

Innovative Produkte beruhen zu 70 % auf der Verwendung innovativer Materialien [7], so dass im Hinblick auf Innovationen generell den Werkstoffen eine besondere Bedeutung zukommt. Angesichts der in den vorangegangenen Kapiteln dargestellten Problematiken trifft dies für zukünftige Materialentwicklungen besonders zu.

Tabelle 3 Wichtige Stoffströme der Menschheit: Energieträger, biogene und nicht-biogene Werkstoffe sowie Nahrungsmittel.

Stoff	Produktionsmenge	Anmerkungen	Quelle
	Mio. t/a		
Abfall	18.200	Schätzung ¹	[8]
Steinkohle	6.341	Produktion 2010	[9]
Rohöl	4.059	Verbrauch 2011	[10]
Zement	3.033	Produktion 2009	[11]
Getreide	2.489	2009	[12]
Gas	2.424	Produktion 2011	[10]
Kraftstoffe aus Öl	2.150	2008	[13]
Holz (energetisch)	1.868	in Mio. m ³ /a	[14]
Holz (stofflich)	1.537	in Mio. m ³ /a	[14]
Stahl	1.490		[15], [16]
Nicht-energetische Nutzung von Öl	553		[13]
Papier	394	aus Holz	[17]
Fleisch	282		[12], [14]
Kunststoffe	280		[18]
Zucker	177		[19]
Nicht-energetische Nutzung von Gas	142		[13]
Pflanzenöle gesamt	127		[14]
Bioethanol	86	in Mio. m ³ /a	[14], [20], [21], [22]
Synthetik-Fasern	53		[23]
Aluminium	45		[16], [24]
Baumwolle	26		[23]
Biodiesel	21	Angabe in Mio. m ³ /a	[14], [21], [22]
Kautschuk	10,5		[14]
Leder	8	Angabe für Tierhäute	[14]
Cellulose regeneratfasern	4,3		[23]
Wolle	2		[14]
Biokunststoffe	1		[25]
Magnesium	0,8		[16], [26]
Seide	0,5		[14]

¹ Schätzung: 5,2 Tonnen pro Einwohner und Jahr in den EU27-Staaten [8]. Annahme eines weltweiten Mittelwertes von 50 % dieses Wertes. Erläuterung siehe Text.

Die in den vorhergehenden Kapiteln dargestellte Begrenztheit der fossilen Ressourcen zum einen und der Klimawandel, ausgelöst durch die energetische Nutzung dieser fossilen Energieträger im Zusammenhang mit dem Ausstoß des CO_2 in die Atmosphäre, zum anderen führt inzwischen zu einem Umdenken, nicht nur hinsichtlich unserer Energieerzeugung. Auch die Art und Weise wie wir Werkstoffe verwenden und welche Werkstoffe wir verwenden wird zunehmend hinterfragt. War es in der Vergangenheit noch ausreichend neue Produkte zu entwickeln, die in Bezug auf ihre eigentliche Aufgabe bzw. Anwendung besser waren als vergleichbare Produkte aus früheren Produktgenerationen, so kommen heute aufgrund dieser Randbedingungen neue Notwendigkeiten hinzu, die insbesondere Energie- und Ressourceneffizienz und damit die Ökologie der Werkstoffe betreffen. Tabelle 3 zeigt wichtige Stoffströme der Menschheit mit dem Schwerpunkt biogener Werkstoffe im Vergleich mit wichtigen nicht-biogenen Stoffen mit zumindest mittlerer Wertschöpfung (d. h., dass z. B. mineralische Grundstoffe wie Calciumcarbonat mit einem Preis von 100 €/t nicht erfasst sind). Die Ermittlung der exakten weltweiten pro-Kopf-Abfallmenge ist komplex, daher wurde zur Gewinnung einer Vergleichsgröße eine sehr grobe Näherung angestellt: Die Gesamtabfallmenge pro Einwohner und Jahr beträgt in der EU27 5,237 t/a. Unter der Annahme eines weltweiten Mittelwerts von der Hälfte der Abfallmenge pro Einwohner in der EU27 von rund 2,6 t/a wäre die Abfallmenge von 18,2 Milliarden t/a immer noch ein deutlich größerer Stoffstrom als der der Energieträger Kohle und Rohöl. Die Betrachtung zielt darauf ab zu verdeutlichen, dass in industrialisierten Ländern Abfall ein bedeutender Stoffstrom ist, dessen Bedeutung für die Gewinnung von Grundstoffen zukünftig voraussichtlich zunehmen wird.

In diesem Buch werden nun biogene Werkstoffe in der ganzen Breite aller chemischen Stofffamilien dargestellt, die die Natur zur Verfügung stellt. Natürlich muss bei den biogenen Werkstoffen die Frage gestellt werden, ob die Erzeugung eines biogenen Werkstoffs, der auf den ersten Blick aufgrund seines biogenen Ursprungs „per se“ anderen, nicht biogenen Werkstoffen überlegen erscheinen mag, nicht an irgendeiner Stelle zu nachteiligen Effekten führt, die den positiven Effekt des biogenen Werkstoffs überkompensieren. Dieser Frage widmet sich Kap. 2.9 im Hinblick auf die Ökobilanzierung (siehe Bild 40). Sie soll im Rahmen dieses Werks nicht erschöpfend behandelt werden, insbesondere nicht für alle betrachteten Werkstoffe, da die Ökobilanzierung beispielsweise durch die Frage der Grenzziehung der Betrachtung (Systemgrenze) sehr komplex ist. Exemplarisch wird daher in Kap. 7.1 die Ökobilanz eines Joghurtbechers aus dem biogenen Thermoplast Polymilchsäure (PLA) betrachtet sowie in Kap. 16.5 die Ökobilanz eines biogenen duroplastischen Harzsystems.

In manchen Fällen lässt sich durch die Einführung neuer Werkstoffe gleich ein mehrfacher positiver Effekt erzielen. So sind z. B. naturfaserverstärkte Kunststoffe (siehe Kap. 4.1.11), die im Automobilinnenraum eingesetzt werden, durch die Verwendung der Naturfaser zumindest teilweise biogen – die meisten Systeme beinhalten noch petrochemische duroplastische oder thermoplastische Matrices. Darüber hinaus sind diese Materialien aber auch sehr leicht und tragen so zu einer Energieeinsparung durch verminderten Kraftstoffverbrauch über den Lebenszyklus des Automobils bei.

Den Werkstoffen selbst kommt demnach wie oben dargestellt bei Innovationen eine große Bedeutung zu. Sie ermöglichen neue Funktionalitäten, mehr Komfort und Sicherheit, Gewichtseinsparung und dadurch z. B. in Kraftfahrzeugen niedrigeren Kraftstoffverbrauch. Nicht nur im Werkstoff selbst, auch in dessen Nutzungsart steckt ein großes Potential – insbesondere im Hinblick auf die Problemfelder fossile Ressourcen und Klimawandel. Diesem Innovationspotential von Werkstoffen, das in dessen Nutzungsansatz steckt – deren Möglichkeiten natürlich auch von der Zusammensetzung bzw. der Materialkomposition des Werkstoffs abhängt – widmet sich Kap. 2.8 Nutzungskonzepte für Werkstoffe.

Tabelle 3 zeigt wichtige Stoffströme der Menschheit. Die Energieträger Steinkohle und Rohöl bilden bedeutende Stoffströme, auch der traditionelle Werkstoff Holz und das Nahrungsmittel Getreide sowie Zement, dessen Herstellung mit einer großen CO₂-Freisetzung einhergeht, sind von großer Bedeutung. Neben der stofflichen Nutzung von Holz gibt es in vielen Weltregionen eine energetische Nutzung des Holzes, die in der gleichen Größenordnung wie die stoffliche Nutzung liegt. Neben Holz werden Stahl und Zement als Konstruktionswerkstoffe in großer Menge umgesetzt. Zement dient in Bauwerkstoffen als Bindemittel, z. B. auch in dem technischen Verbundwerkstoff Stahlbeton.

Petrochemische Kunststoffe liegen mit 280 Millionen t/a im Jahr 2011 [18] eine ganze Größenordnung unter den Mengen von Holz und Zement. Biokunststoffe, die zweifellos ein großes Potential besitzen, liegen heute noch mit einer Menge in der Größenordnung von ca. 1 Million t/a auf einem Niveau von etwa 0,25 % der Produktion petrochemischer Kunststoffe.

Tabelle 4 Bildung, Zerfall und Bestand biogener Stoffe; Zusammenstellung verschiedener Quellen.

Stoff	Menge	Bemerkungen	Quelle
	t bzw. t/a		
Kollagen	5•10 ¹³	Bestand	[27]
Cellulose	2•10 ¹³	Bildung	[28]
	1•10 ¹²	Bildung und Zerfall	[29]
	2,65•10 ¹¹	Bestand	[30]
	2•10 ¹¹	Bildung	[31]
	1•10 ¹¹	Bildung	[32]
	1,3•10 ⁹	Bildung	[33]
	1•10 ⁹	Bildung	[3]
Lignin	2•10 ¹⁰	Bildung	[31]
	2•10 ¹⁰	Bildung	[34]
	3•10 ¹¹	Bestand	[34], [35]
Chitin	10 ¹¹	Bildung ¹	[34]
	10 ⁶ –10 ⁷	Bestand	[28]

¹ sind Bildung und Zerfall sehr schnell und stehen im Gleichgewicht?

Diese wichtigen Werkstoffe wie Holz, Stahl, Kunststoffe und Biokunststoffe unterscheiden sich hinsichtlich zentraler Eigenschaften wie Ökonomie, Ökologie und Nutzungsmöglichkeiten zum Teil erheblich. So sind Werkstoffe, die seit langer Zeit in großem Maßstab verfügbar sind durch Markteffekte und Skaleneffekte bei der Herstellung in ökonomischer Sicht weitgehend zu Ende entwickelt. Biokunststoffe, die zum einen vergleichsweise neu sind und zum anderen überwiegend erst in kleinen Mengen hergestellt werden sind dagegen meist noch teuer. Diese Problematik wird in Kap. 2.10 betrachtet. Die Nutzungskonzepte (siehe Kap. 2.8) sind nicht für alle Werkstoffe in gleicher Weise möglich, da Stahlbeton nicht in gleicher Weise einem Recycling zugeführt werden kann wie Stahl, Holz, Kunststoffe oder Biokunststoffe. Auch innerhalb der letztgenannten Stoffe existieren erhebliche Unterschiede bezüglich der Wiederwendungs- und Wiederverwertungsmöglichkeiten.

Die grundsätzlichen Möglichkeiten der Nutzung biogener Stoffe in energetischer oder stofflicher Form orientieren sich an den gebildeten Mengen der jeweiligen Rohstoffe. Tabelle 4 zeigt für die wichtigsten Stoffklassen jährlich neugebildete Mengen bzw. Bestandsmengen. Cellulose (Kap. 4.1) wird meist als das häufigste und Lignin (Kap. 6.2.1) als das zweithäufigste Biopolymer angesehen. Zur Cellulosemenge finden sich zahlreiche Angaben, die allerdings um vier Größenordnungen (10^4) auseinander liegen (siehe auch Kap. 2.7). Offensichtlich ist die Bestimmung solcher Stoffmengen schwierig und mit Ungenauigkeiten behaftet. Weitere von der Menge wichtige Biopolymere sind die Familie der Hemicellulosen (Kap. 4.2), Chitin (Kap. 4.3) und Kollagen (Kap. 3.1), für letztere sind in Tabelle 4 ebenfalls gebildete Mengen genannt.

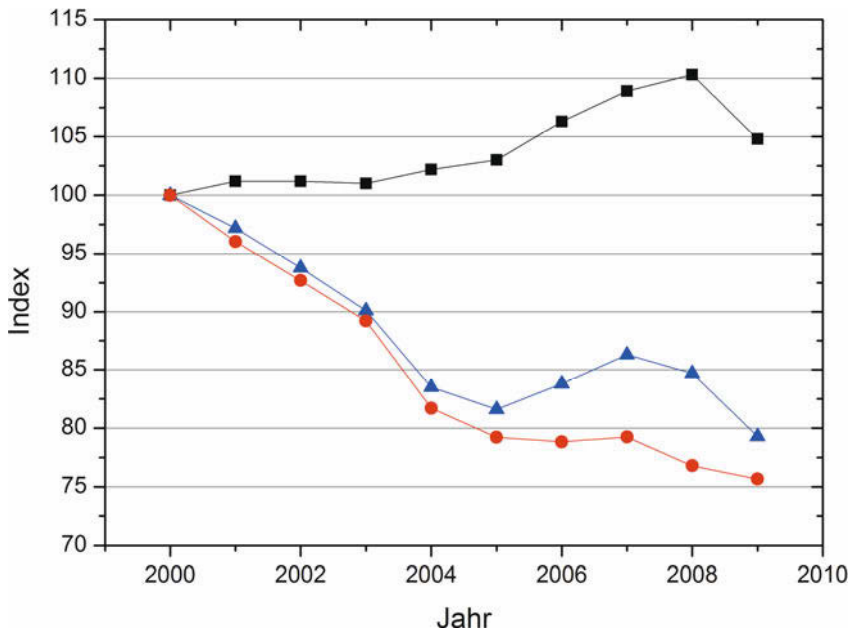


Bild 28 Die Abfallintensität (●), also die Abfallmenge (▲) pro Einheit produziertes Bruttoinlandsprodukt (■), ist deutlich gesunken [36]. Es wird bei der Herstellung von Waren und Dienstleistungen weniger Abfall erzeugt bzw. mehr Abfall wiederverwertet. Dies stellt höhere Anforderungen an Werkstoffe.

Die Behandlung und Nutzung von Abfällen wird zukünftig weiter an Bedeutung gewinnen. In diesem Zusammenhang wird die Unterscheidung zwischen nicht-biogenen und biogenen Materialien ebenfalls bedeutsamer. In Deutschland ist die Abfallintensität (Abfallmenge pro Einheit erwirtschaftetes Bruttoinlandsprodukt) zwischen dem Jahr 2000 und dem Jahr 2008 schon deutlich gesunken, wie Bild 28 zeigt. Die Abfallverwertungsquoten sind gestiegen, was erhöhte Anforderungen an die Werkstoffe mit sich bringt, wenn diese weiteren stofflichen Nutzungszyklen – und nicht nur energetischer Nutzung – zugeführt werden sollen [36]. Abfall als größter Stoffstrom ist eine für die Zukunft wichtige Rohstoffquelle, da viele Werkstoffe knapper werden und es effizienter ist, sie aus dem Abfall zu extrahieren als sie neu aus primären Rohstoffen wie z. B. Mineralien zu erzeugen. Aluminium kann als typisches Beispiel für einen Stoff dienen, der zu den häufigsten Stoffen der Erdkruste zählt, dessen energieaufwendige Gewinnung ihn aber teuer und wertvoll macht. Die Rückgewinnung wertvoller Rohstoffe aus dem Abfallstrom ist somit – wenn funktionsfähige Verfahren existieren – sinnvoller als die

energieaufwendige Neuerzeugung aus den Mineralien. Die Nutzung der Rohstoffe ist ebenfalls effizienter geworden; pro aufgewendete Rohstoffeinheit wurde im Jahr 2010 fast 50 % mehr Wertschöpfung (Bruttoinlandsprodukt) erwirtschaftet als noch 1994 (siehe Bild 29) [37].

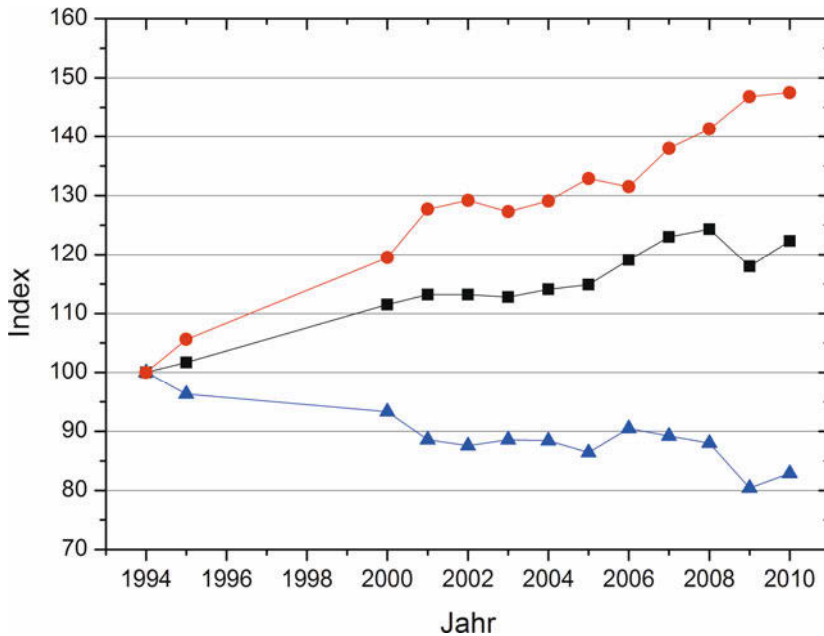


Bild 29 Die Rohstoffproduktivität (●), also das pro aufgewendete Rohstoffeinheit (▲) produzierte Bruttoinlandsprodukt (■), ist seit 1994 deutlich gestiegen (1994 = Index 100). Es werden bei der Herstellung von Waren und Dienstleistungen weniger Rohstoffe bei gleicher Wertschöpfung benötigt [37].

2.2 Verbundwerkstoffe und biogene Verbundwerkstoffe

Der Ansatz, der Verbundwerkstoffen zugrunde liegt, besteht darin, Komponenten in einem Werkstoff miteinander zu kombinieren, die komplementäre oder sogar gegensätzliche Eigenschaften besitzen, um im Verbund („Composite“) deutliche bessere Eigenschaften zu erhalten, als das mit den einzelnen Komponenten möglich wäre [1], [38].

Ein sehr weitverbreiteter, bekannter und anschaulicher Verbundwerkstoff ist Stahlbeton, in dem Stahl die zugfeste Komponente bildet und der Beton die druckfeste Komponente. Stahlstäbe alleine hätten nicht die benötigte Druckfestigkeit und bei ausschließlicher Verwendung von Beton besäße dieser keine ausreichende Zugfestigkeit. Der Beton als Matrix schützt zusätzlich den Stahl vor Korrosion, da die Matrix Luft und andere Medien von der „Stahlfaser“ fernhält. In gleicher Weise funktionieren faserverstärkte Kunststoffe, bei denen eine druckfeste Kunststoff-Matrix mit zugfesten Fasern verstärkt ist, die ihrerseits in Längsrichtung nur eine verschwindend geringe Druckfestigkeit besitzen. Die Fasern sind typischerweise Glasfasern, auch Kohlenstofffasern („Kohlefasern“) und Aramidfasern kommen für sehr leistungsfähige Composites in Frage. Basaltfasern besitzen besonders gute thermische Eigenschaften. Naturfasern (Kap. 4.1.11) zeichnen sich durch sehr geringe Dichte aus, die zu besonders leichten Verbundwerkstoff-Bauteilen führt. Ein weitere Vorteil der Naturfasern waren zumindest in der Vergangenheit die im Mittel niedrigeren Preise und geringere Preisschwankungen als die der

Glasfasern für deren Herstellung ein hoher Energieeinsatz durch das Aufschmelzen der Komponenten bei ca. 1500°C erforderlich ist.

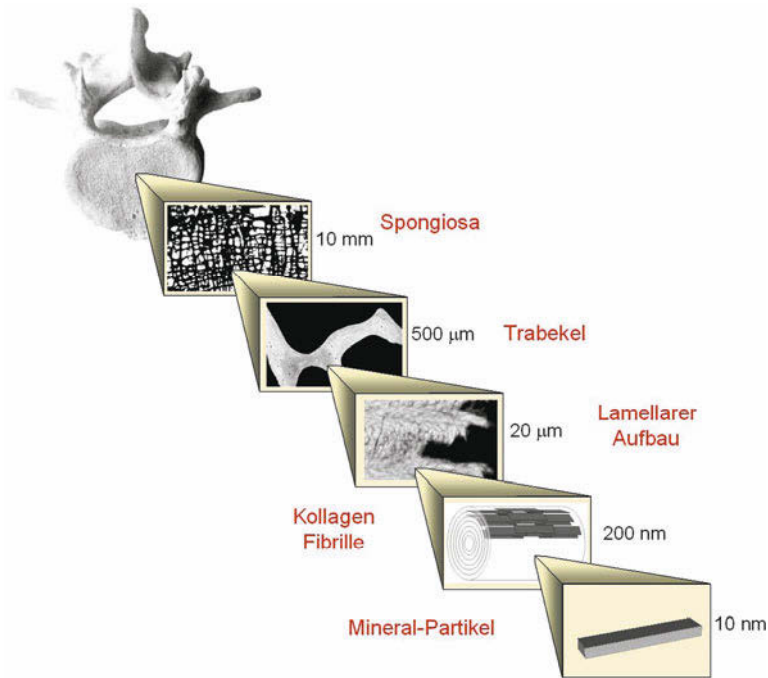


Bild 30 Knochen sind biogene Verbundwerkstoffe mit Kollagen als Faser und Calciumhydroxylapatit als Matrix. Auch beim Verbundwerkstoff Knochen zeigt sich eine strukturelle Hierarchie, die man bei vielen Biopolymeren wie Kollagen, Wolle und Chitin findet. Die Skala der Strukturebenen reicht von Nanometern bis Millimeter, umfasst demnach einen Dimensionsbereich von 10^6 . Mit freundlicher Genehmigung von Prof. Dr. P. Fratzl, MPI für Kolloid- und Grenzflächenforschung [39], [40].

Die Idee der Verbundwerkstoffe ist nicht neu. Bereits 2700 vor Beginn unserer Zeitrechnung, in der Epoche des Pharaos Djoser, verwendete der Baumeister Imhotep Nilschlammziegel, die aus Nilschlamm, Sand und in Wasser gequollenem Stroh gefertigt wurden [1]. Diese wurden in Formen verfestigt und zur endgültigen Aushärtung an der Luft getrocknet. Mit diesem Baustoff konnten größere Bauwerke errichtet werden als mit unverstärkten Ziegeln. Die Inca und Maya verwendeten Pflanzenfasern in Töpferware, um höhere Zähigkeit und geringere Rissfortpflanzung zu erreichen. Die Inuit setzen Moos ein, um die werkstofflichen Eigenschaften von Eis zu verbessern. Eis ist zweifellos ein sehr harter aber spröder „Werkstoff“ – Moos besitzt offensichtlich genau die gegensätzlichen Eigenschaften. Die Kombination beider Stoffe führt zu einem Verbundwerkstoff, der wesentlich bessere Eigenschaften bezüglich Zähigkeit und Rissausbreitung besitzt als Eis ohne Moos als „Verstärkungsfasern“. Das eindrucksvolle Experiment, je einen Eisblock ohne Moosverstärkung und einen Eisblock mit Moosverstärkung mit einem Hammer zu zertrümmern sei jedem Verbundwerkstoff-Interessierten empfohlen.

Auch bei den Verbundwerkstoffen hat die Natur als Vorbild gedient. Knochen sind aus dem Protein Kollagen und Calciumhydroxylapatit mit der Summenformel $\text{Ca}_5[\text{OH}(\text{PO}_4)_3]$ aufgebaut und zeigen eine strukturelle Hierarchie, die sich bei vielen komplexen biogenen Stoffen wie Wolle, Kollagen, Seide usw. findet (siehe Bild 30) [39]. Auch das Dentin der Zähne besteht

aus der zugfesten organischen Komponente Kollagen und der druckfesten anorganischen Komponente Hydroxylapatit. Der Zahnschmelz besteht ebenfalls aus der druckfesten Komponente Hydroxylapatit, die zugfeste organische Komponente der Zähne besitzt eine keratinähnliche Struktur.



Bild 31 Die Kirche Santa Maria della Saluta in Venedig steht auf 1.156.627 Holzpfehlen [41]. Der mikrobiologische Abbau des biogenen Verbundwerkstoffs Holz geht unter Wasser bzw. vor allem im Schlamm des Untergrundes nur sehr langsam voran. © Radomil Binek.

Alle Lignocellulose-Materialien wie Holz oder Bambus sind biogene Verbundwerkstoffe mit der zugfesten Komponente Cellulose, die ausgeprägte Faserstrukturen ausbildet und der druckfesten Matrix Lignin, die – wie beim Stahlbeton – die Faser Cellulose auch vor dem mikrobiellen Abbau schützt. Holz ist ein so robuster Verbundwerkstoff, dass die Stadt Venedig auf Holzpfehlen, die in den Sand der Lagune gerammt wurden, gegründet werden konnte (siehe Bild 31). Unter Wasser, d. h. mit geringerer Sauerstoff-Aktivität, findet hier pro Jahr nur ein geringer prozentualer Abbau der Holzsubstanz statt. Bambus als Lignocellulose-Verbundwerkstoff mit dem für Halmgüter typischen höherem mineralischen Anteil als in Hölzern dient noch heute in Südostasien als Gerüstbau-Material mit dessen Hilfe sich sehr hohe und leichte Gerüstbauten errichten lassen (siehe Bild 32).



Bild 32 Der biogene Verbundwerkstoff Bambus dient in Südostasien immer noch als Gerüstbau-Material auch für sehr hohe Gerüstbauten [42]. Mit freundlicher Genehmigung von Palani Mohan.

2.3 Petrochemische Kunststoffe

Kunststoffe auf petrochemischer Basis werden weltweit jährlich in einer Größenordnung von gut einer viertel Milliarde Tonnen produziert und liegen damit ca. bei einem Sechzehntel der Ölproduktion. Nach dem Krisenjahr 2009 mit einem etwas niedrigeren Wert lag die Produktionsmenge 2010 bei 265 Millionen Tonnen und 2011 bei 280 Millionen Tonnen (235 Millionen Tonnen ohne Fasern).

Wegen der großen Bedeutung des Kunststoffbegriffs für die Abgrenzung zwischen Polymeren und Kunststoffen sowie auch für die wichtige Trennung zwischen petrochemischen Kunststoffen und biogenen Kunststoffen (siehe Kap. 2.4) soll der Begriff hier genauer betrachtet werden. Wesentlich ist bei den meisten Definitionen oder Beschreibungen der Kunststoffe deren Werkstoff-Charakter und damit die werkstoffliche Anwendbarkeit.

Der Begriff „Kunststoff“ ist normativ eindeutig definiert als ein „*Werkstoff, der als hauptsächlichen Bestandteil ein Hochpolymer enthält ...*“ [43]. Der Werkstoff-Charakter findet sich auch z. B. in der Definition „*als Kunststoffe werden hochmolekulare Substanzen (Makromoleküle, Polymere) bezeichnet, aus denen sich mittels geeigneter Verarbeitungsprozesse Formkörper herstellen lassen ...*“ [44]. Nach dieser Klassifizierung kann ein reines Polymer ein Kunststoff sein, wenn es in einem formgebenden Prozess verarbeitbar ist. Das ist aber eher die Ausnahme und Wolle (Kap. 3.6) und Cellulose (Kap. 4.1) sind zwar Biopolymere aber demnach auch keine Biokunststoffe, weil sie nicht in Kunststoffverarbeitungsprozessen formgebend verarbeitbar sind.

Ein Standardwerk der Kunststofftechnik bezeichnet Kunststoffe als „organische oder halb-organische Werkstoffe mit hoher Molmasse ...“ und führt zum Begriff Werkstoff weiter aus: „Um einen polymeren Stoff als Werkstoff verwenden zu können, muss das Polymer mit weiteren Zusätzen (z. B. Verarbeitungshilfsmittel, Stabilisatoren, Pigmente, Füllstoffe) aufbereitet werden. Erst durch diesen Prozess der ‚Aufbereitung‘ ... entsteht aus dem Polymer ein Werkstoff, eben ein Kunststoff“ [45].

Der Brockhaus definiert Kunststoffe als „Werkstoffe, deren Hauptbestandteile synthetische oder durch Umwandlung von Naturstoffen hergestellte, meist organische Polymere sind“. Wesentlich für das Verständnis ist auch folgende Feststellung: „Von den natürlichen Polymeren, die durch Modifizierung in Kunststoffe umgewandelt werden, hat Cellulose die größte Bedeutung“ [46].

In weiteren Standardwerken wird festgestellt: „Damit ein makromolekularer Stoff zu einem Kunststoff wird, muss er mit Antioxidantien, Füllstoffen, Gleitmitteln usw. ausgerüstet werden“ [47] bzw. „Kunststoffe sind auf Polymeren basierende, leicht verarbeitbare Werkstoffe“ [48]. In Bezug auf die makromolekulare Chemie wird betont, dass „Kunststoffe im engeren Sinne davon nur einen besonderen Teil darstellen, der weniger nach der chemischen als nach anwendungstechnischen Gesichtspunkten bestimmt ist“ [49].

So werden Kunststoffe als „hochmolekulare Werkstoffe (Polymere), die heute fast ausschließlich synthetisch hergestellt werden“ bezeichnet [50]. In dieser Beschreibung wird die Analogie zwischen Werkstoffen und Polymeren nahegelegt, die aber (siehe oben) selten direkt gegeben ist. Darüber hinaus wird das Anwendungsverhalten klassifiziert: „Kunststoffe ist ein Sammelbegriff für Thermoplaste und thermoplastische Elastomere, Duroplaste, Elastomere“ [50].

Die Anwendbarkeit bzw. Verarbeitbarkeit findet auch in der folgenden Definition Niederschlag wonach Kunststoffe „Materialien (sind), deren wesentliche Bestandteile aus solchen makromolekularen organischen Verbindungen bestehen, die synthetisch oder durch Abwandeln von Naturprodukten entstehen. Sie sind in vielen Fällen unter bestimmten Bedingungen (Wärme und Druck) schmelz- und formbar“ [3].

Es ist somit festzuhalten, dass beim Begriff Kunststoff der Werkstoff-Charakter im Vordergrund steht, der meist durch Abmischung eines Polymeren mit anderen Inhaltsstoffen erreicht wird. Biogene Kunststoffe entstehen oft durch Modifikation biogener Polymere (z. B. Cellulosederivate, siehe Unterkapitel in Kap. 4.1) oder – wie bei klassischen Kunststoffen – durch Kombination biogener Polymere mit anderen Stoffen (z. B. Stärke, siehe Kap. 4.4). Zum Begriff des Biokunststoffs siehe Kap. 2.4.

Bild 33 zeigt die Produktionsmenge nach Ländern für alle Kunststoffe außer Fasern aus PET, PA und Polyacryl [18]. Auf Europa entfallen davon 47 Millionen Tonnen, entsprechend 21 % der Weltproduktion.

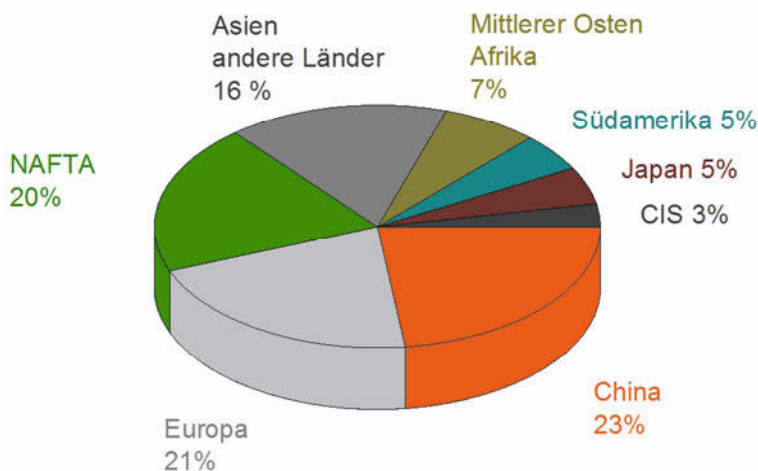


Bild 33 2010 betrug die Weltproduktion an Kunststoffen 280 Millionen Tonnen (inklusive Fasern), 46,4 Millionen Tonnen entfielen auf Europa [18].

Bei diesen Kunststoffen handelt es sich überwiegend um Polyolefine wie Polyethylen – Polyethylen niedriger Dichte, PE-LD (low density), PE-LLD (linear low density), und Polyethylen hoher Dichte, PE-HD (high density) sowie Polypropylen (PP). Weitere bedeutende Massenkunststoffe sind Polyvinylchlorid (PVC), Polyethylenterephthalat (PET), Polyurethane (PU oder PUR) und Polystyrol (PS). Die Mengenverteilung für diese sechs wichtigen Kunststoffarten zeigt Bild 34 für Europa.

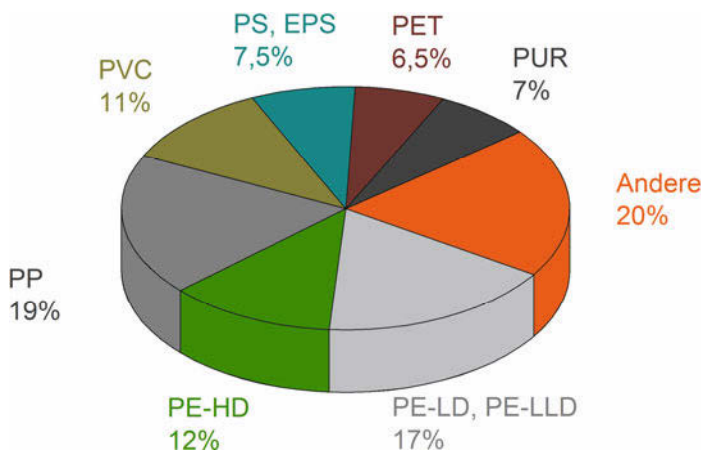


Bild 34 Zusammensetzung des europäischen Kunststoffmarktes nach den wichtigsten Massenkunststoffen: PE, PP, PVC, PS, PET und PUR [18]. Die Gesamtmenge beträgt 46,4 Millionen Tonnen.

Bei den petrochemischen Massenkunststoffen handelt es sich weit überwiegend um Thermoplaste [49], also lineare oder verzweigte Kettenmoleküle ohne dreidimensionale Vernetzung wie die Polyolefine [51] PE und PP sowie PVC [52], PET [53], PS [54] und teilweise PUR [55]. Duroplaste [56], dreidimensional vernetzte Moleküle, die bessere mechanische Eigenschaften sowie bessere chemische und thermische Eigenschaften besitzen, finden sich mit deutlich kleineren Produktionsmengen in den 19 % anderer Kunststoffe. Elastomere schließlich sind oft Polyurethane aber auch andere Kunststoffe, wie das biogene Elastomer Kautschuk (Kap. 6.1.1). Eine vereinfachte Modellvorstellung der drei Materialfamilien, die nach der Temperaturabhängigkeit des Schubmoduls klassifizierbar sind, zeigt Bild 35.

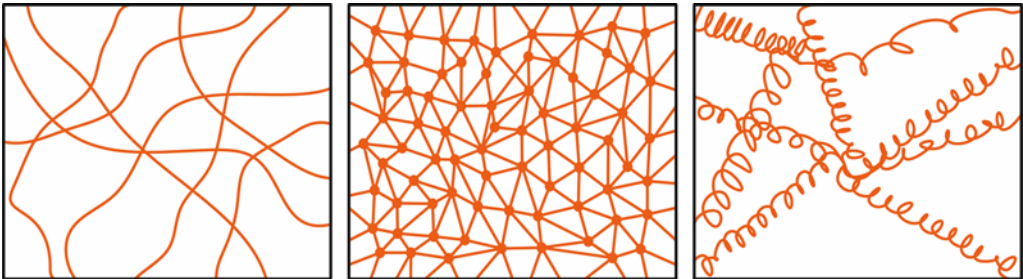


Bild 35 Vereinfachte Modellvorstellung für Thermoplaste (unvernetzt, links), Duroplaste (dreidimensional vernetzt, Mitte) und Elastomere (rechts). In Anlehnung an [57].

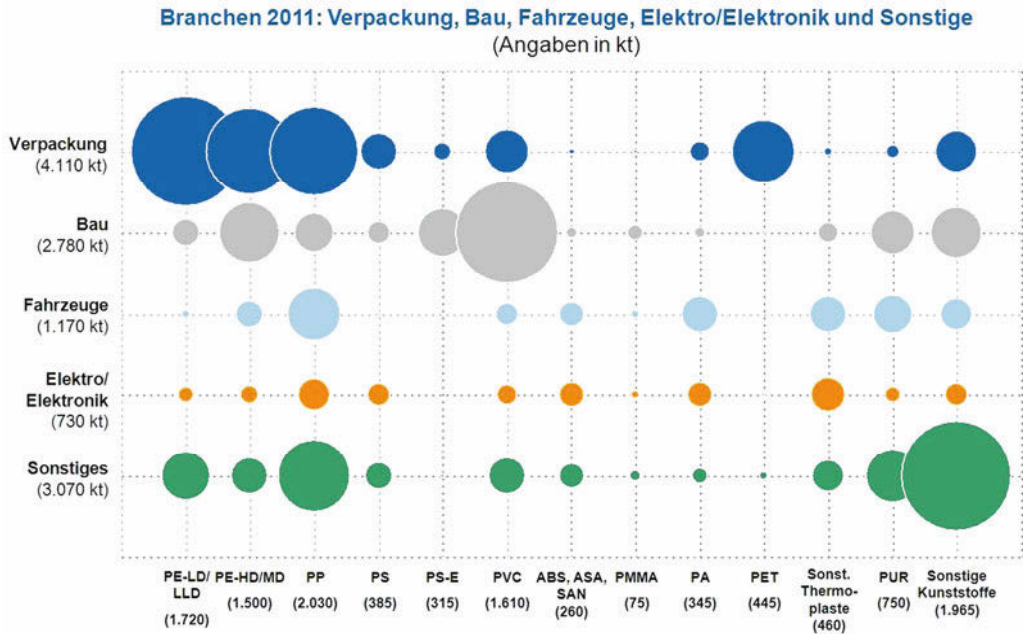


Bild 36 Die wichtigsten Anwendungsfelder für Kunststoffe sind der Verpackungssektor, das Bauwesen, Automobilanwendungen sowie die Bereiche Elektro und Elektronik [18]. Je nach Anwendungsfeld dominieren verschiedene Kunststoffe. Mengenangaben in Kilotonnen (kt) für Deutschland im Jahr 2011. Mit freundlicher Genehmigung der Consultic Marketing & Industrieberatung GmbH.

Die wichtigsten Anwendungsfelder für Kunststoffe sind Verpackungsmaterialien, Bau- und Konstruktionskunststoffe, Automobilbau sowie Elektro- und Elektronikanwendungen. Eine Darstellung der wichtigsten Anwendungsfelder der jeweiligen Kunststoffe zeigt Bild 36. Wenn petrochemische Kunststoffe durch Biokunststoffe oder andere biogene Materialien ersetzt werden sollen, sind hier je nach Anwendungsfeld sehr spezifische Anforderungsprofile zu erfüllen.

Verglichen mit der jährlich geförderten Ölmenge von 4,059 Milliarden Tonnen [10] erscheint die Kunststoffproduktion mit 280 Millionen Tonnen vergleichsweise unbedeutend; sie entspräche unter dem stofflichen Gesichtspunkt einem Verbrauch von gut einem Sechzehntel der Ölförderung. Allerdings werden zur Herstellung der petrochemischen Kunststoffe sowohl stoffliche als auch energetische Äquivalente benötigt (siehe auch Bild 40). Dem stofflichen Äquivalent des Polymers (in Form von gebundenem Kohlenstoff und Wasserstoff sowie ggf. Sauerstoff und anderen Elementen) entspricht ein Energiegehalt, der nach dem Ende der werkstofflichen Nutzung des Polymers einer energetischen Nutzung zugeführt werden kann (Kaskadennutzung, siehe Nutzungskonzepte für Werkstoffe, Kap. 2.8). Die zur Herstellung des Polymers aufgewendete Energie (energetisches Äquivalent) kann nicht weiter genutzt werden, sie wurde im Herstellprozess des Kunststoffs in nicht mehr zugängliche Energieformen (thermodynamisch: Anergie [58]) umgewandelt. Die Zusammensetzung der energetischen und stofflichen Aufwendungen für die Herstellung einschließlich der zur Rohölförderung und Raffination benötigten Energieäquivalente zeigt Bild 37 exemplarisch für den Massenkunststoff PET.

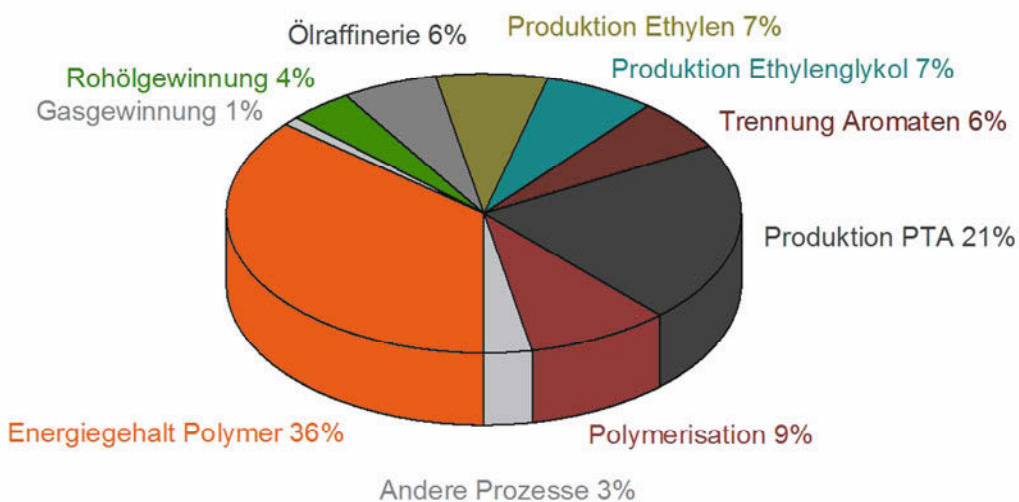


Bild 37 Zusammensetzung des Primärenergiebedarfs zur Herstellung von 1 kg Polyethylenterephthalat (PET) [59]. PTA = Terephthalsäure

Für eine statistisch signifikantere Aussage zum Energieaufwand bei der Herstellung von Kunststoffen und dem Energieanteil, der in den Kunststoffen gespeichert ist und bei einer nachgelagerten energetischen Verwertung genutzt werden könnte, werden im Folgenden die sechs wichtigsten Massenkunststoffe betrachtet. Eine Zusammenstellung des Gesamtenergieaufwands, der benötigten Prozessenergie sowie den Brennwerten der Polymere, d. h. der Energiemenge, die für eine energetische Nutzung verfügbar wäre, zeigt Tabelle 5 [59].

Tabelle 5 Energieinhalt der Polymere (Brennwert), benötigte Prozessenergie sowie Gesamtenergieaufwand für die sechs wichtigsten Massenkunststoffe [59].

Kunststoff	Energieinhalt Polymer	Prozessenergie	Gesamtenergieaufwand
	MJ/kg	MJ/kg	MJ/kg
PE-HD	54,3	22,4	76,7
PP	52,6	20,8	73,4
PVC	26,9	29,8	56,7
PS, EPS	46,2	42,4	88,6
PUR	33,5	68,6	102,1
PET	25,0	44,4	69,4
Mittelwert	39,8	38,1	77,8

Für manche Kunststoffe, wie die Polyolefine, übersteigt der Energieinhalt des Polymers demnach den Aufwand zu dessen Herstellung. Im Mittel liegt bei den Kunststoffen jedoch der Energieaufwand für die Herstellung recht genau auf dem Niveau des Energieinhaltes des gebildeten Polymers (39,8 MJ/kg zu 38,1 MJ/kg). Es soll hier der Einfachheit halber angenommen werden, dass sich die gesamte Kunststoffproduktion aus den oben aufgeführten sechs wichtigsten Massenkunststoffen zusammensetzt bzw. dass die nicht betrachteten übrigen 19 % die gleichen Mittelwerte besitzen. Diese Näherung unterschätzt wahrscheinlich den energetischen Aufwand, da viele Spezialkunststoffe einen höheren Energiebedarf bei der Herstellung haben. So liegt z. B. der Gesamtenergiebedarf zur Produktion von 1 kg Polyamid 6 (PA6) bei 120,5 MJ und für 1 kg Methylmethacrylat bei 111,6 MJ. Der Mittelwert des Gesamtenergieaufwandes dürfte zwischen 80 und 100 MJ/kg liegen und damit im Bereich des Energieinhaltes (ausgedrückt als Brennwert oder oberer Heizwert) von 2 kg Heizöl, der bei 43,3 MJ/kg liegt. Für eine einfache Betrachtung der grundlegenden Verhältnisse sollen hier trotzdem die fehlenden 19 % der Kunststoffe in erster Näherung als vergleichbar zu den sechs Massenkunststoffen angenommen werden.

Auf Basis der Mittelwerte für die sechs wichtigsten Massenkunststoffe aus Tabelle 5 sind demnach nur 51 % der gesamten zu ihrer Herstellung aufgewendeten Energie in den Polymeren enthalten. Als Prozessenergie müssen im Mittel 38,1 MJ/kg aufgewendet werden. Übertragen auf die gesamte Kunststoffproduktion würde das bedeuten, dass die 1,95-fache Menge an fossilen Energieträgern aufgewendet werden muss, um die 280 Millionen Tonnen Kunststoff zu erzeugen, demnach insgesamt 546 Millionen Tonnen. Diese Zahl gilt für eine Energieversorgung, die zu 100 % auf fossilen Energieträgern beruht. In Deutschland wurden 2010 ca. 80 % der Primärenergie auf Basis fossiler Energieträger (Öl, Gas, Steinkohle, Braunkohle) erzeugt. Diese Zahl gilt aufgrund der statistisch dominierenden Nutzung traditioneller Biomasse [12] zur Energieerzeugung auch in erster Näherung weltweit, so dass hier zunächst davon ausgegangen werden soll, dass nur 80 % des energetischen Anteils auf Basis fossiler Energieträger zur Kunststoffherstellung bereitgestellt werden muss, d. h. 224 Millionen Tonnen Öl-äquivalente, für die Energiebereitstellung bei der Herstellung petrochemischer Kunststoffe verwendet werden müssen. Zusammen mit den 280 Millionen stoffliche Äquivalente ergibt sich eine Menge von 504 Millionen Tonnen Öl-äquivalente bzw. fossiler Rohstoffe, die zur Herstellung der weltweiten Produktionsmenge von Kunststoffen aufgewendet werden müssen. Die jährliche Ölfördermenge betrug 2011 4,059 Milliarden Tonnen. Die Kunststoffproduktion benötigt also – in Öl-äquivalenten gerechnet – unter diesen Annahmen ca. 12,4 % der jährlichen

Ölfördermenge. In der Praxis zeigen die Ökobilanzen der Massenkunststoffe jedoch einen sehr geringen Anteil erneuerbarer Energie, wie Tabelle 6 zeigt, so dass die oben angestellte Überlegung noch eine günstige Grenzbetrachtung ist.

Tabelle 6 Zusammensetzung der Energie- und Stoffbereitstellung für die Herstellung von Polyethylen-terephthalat [59].

Energieträger	Energieinhalt Polymer	Prozessenergie	Gesamt
	MJ/kg	MJ/kg	MJ/kg
Steinkohle		2,5	2,5
Braunkohle		1,4	1,4
Gas	2,2	14,5	16,7
Rohöl	22,8	22,1	44,9
Uran		3,2	3,2
Wasserkraft		0,3	0,3
Biomasse		0,0	0,0
Andere erneuerbare Energieträger		0,5	0,5
Gesamt	25,0	44,4	69,8

Im Hinblick auf die Verwendung von Biokunststoffen ist nun besonders die Frage wichtig, ob der Vorteil, den die Biokunststoffe auf der stofflichen Seite haben, nicht durch einen Nachteil auf der energetischen Seite, d. h. einen Mehraufwand bei der Produktion überkompensiert wird (siehe Bild 40 in Kap. 2.4).

Im Hinblick auf eine nachgelagerte energetische Nutzung sind die Energieinhalte der Polymere und auch der Aufwand zu ihrer Herstellung von Belang. Weiterhin sind die Quoten der Wiederverwertung von Interesse. So wurde das Verbot konventioneller Kunststofftragetaschen in Italien von einem deutschen Kunststoff-Branchenverband mit der Aussage „Deutschland ist nicht Italien“ kommentiert [60] was im Hinblick auf die deutlich unterschiedlichen Recyclingquoten zutreffend ist, die bei 44,8 % in Italien liegen und bei 96,7 % in Deutschland (siehe Bild 38). Allerdings unterscheiden sich die Anteile der stofflichen Nutzung nicht so deutlich und in Deutschland dominiert mit 2/3 des Gesamteffektes die energetische Nutzung. Da es sich bei der energetischen Nutzung von Kunststoffen nach ihrem stofflichen Leben um eine nicht wieder umkehrbare Umsetzung ehemals fossiler Rohstoffquellen in CO₂ handelt, kann die hohe Recyclingquote in Deutschland nicht als so vorteilhaft angesehen werden, solange sich nicht der Anteil stofflichen Recyclings erhöht bzw. sich der Anteil von Biokunststoffen erhöht, die bei der energetischen Nutzung keinen signifikanten CO₂-Beitrag aus ihren stofflichen Komponenten liefern (sofern es sich nicht um Blends mit geringen Anteilen biogener Stoffe handelt). Hinzu kommt, dass die Recyclingquoten in Ländern außerhalb Europas sehr viel niedriger liegen, auch in China, das im Jahr 2011 ca. 64 Millionen Tonnen Kunststoffe produziert hat [18].

Der wesentliche Vorteil der Biokunststoffe bzw. biogener Werkstoffe allgemein ist somit zunächst ihre biogene Herkunft und damit die Tatsache, dass keine Kohlenstoffatome in Form von CO₂ in den Kreislauf gelangen, die nicht einer jährlichen oder zumindest kurzfristigen Erneuerung unterliegen. Eine thermische Verwertung von Biokunststoffen oder biogenen Werkstoffen am Ende ihres Produktlebens ist in erster Näherung (unter Ausschluss anderer problematischer Effekte für die Umwelt wie toxikologische Effekte etc.) so lange vorteilhaft,

wie die Energiebilanz für die Herstellung des Biokunststoffs nicht den stofflichen Vorteil (biogener Ursprung der stofflichen Komponente) überkompensiert (siehe zu dieser Betrachtung wieder Bild 40 in Kap. 2.4 Biokunststoffe).

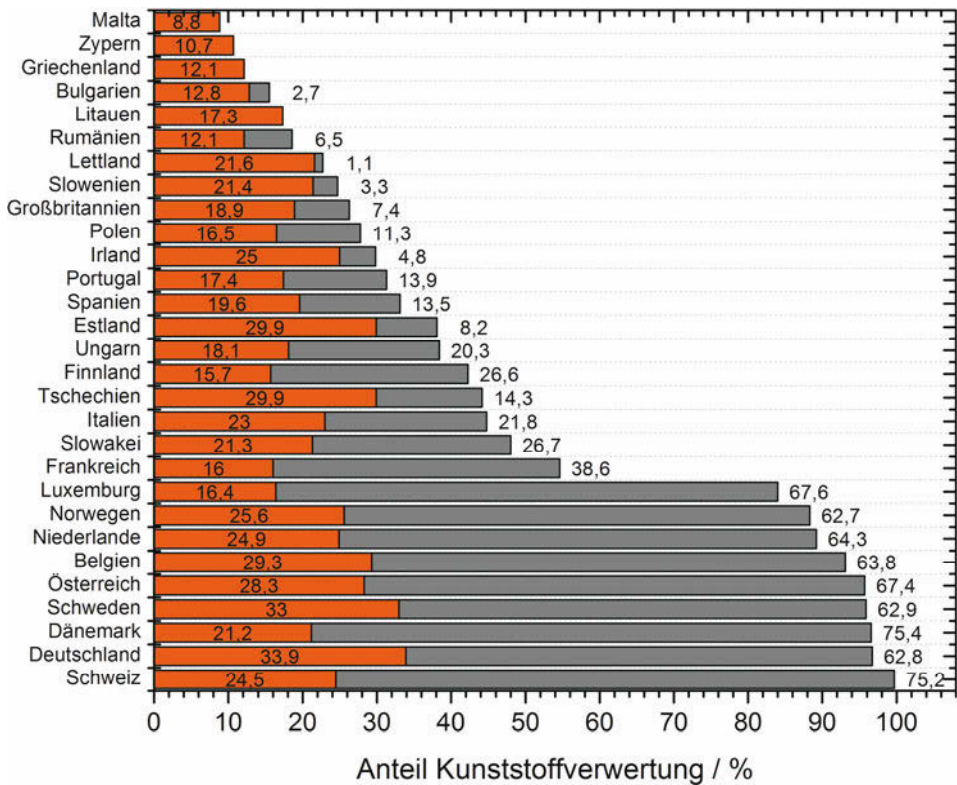


Bild 38 Stoffliche (orange) und energetische (grau) Wiederverwertungsquoten von Kunststoffen in Europa im Jahr 2009 [18].

Eine weitere zentrale Eigenschaft der petrochemischen Kunststoffe ist, dass die Mehrzahl nicht biologisch abbaubar ist. Die biologische Abbaubarkeit ist im Hinblick auf eine industrielle Kompostierung kein bedeutender Vorteil, da im Wesentlichen eine Umsetzung zu CO_2 erfolgt (siehe dazu Kap. 2.6). Problematisch wird jedoch die Persistenz der petrochemischen Kunststoffe in Form des ins Meer transportierten Materials. Die Kunststoffe zerfallen teilweise in sehr kleine Partikel und werden dann von Meereslebewesen als Nahrung angesehen. Dies kann zum Tod der Tiere führen oder zur Anreicherung unerwünschter bzw. toxischer Substanzen in der Nahrungskette. Zu dieser Thematik und weiteren ökologischen Überlegungen siehe die nachfolgenden Kap. 2.4, 2.5 und 2.6.

In ökonomischer Hinsicht sind die petrochemischen Kunststoffe nach wie vor vorteilhaft, wobei wenig umweltrelevante Effekte in den Preisen der Produkte abgebildet sind. Vernachlässigt man diese Problematik, können die meisten Massenkunststoffe trotz des steigenden Ölpreises, an den die Preise der petrochemischen Kunststoffe gekoppelt sind (siehe Bild 57), nach wie vor als vergleichsweise günstig bezeichnet werden (siehe Kap. 2.10 Ökonomische Situation bei Kunststoffen).

Für biogene Werkstoffe bzw. im Besonderen Biokunststoffe, die überwiegend noch deutlich teurer sind als die etablierten Massenkunststoffe, ist es noch relativ schwierig, in ökonomischer Hinsicht zu konkurrieren. Die zunehmende Verknappung fossiler Rohstoffe und Fortschritte auf dem Gebiet der Herstellung und Verarbeitung von Biokunststoffen und damit sinkende Preise werden zukünftig zu einem Anstieg der Nutzung von Biokunststoffen und biogenen Werkstoffen als Alternativen zu etablierten Werkstoffen führen. Hinzu kommt die Möglichkeit, biogene Werkstoffe nach der stofflichen Nutzung einer thermischen Nutzung zuzuführen, wobei sich in erster Näherung eine bessere CO₂-Bilanz ergeben sollte (siehe dazu Kaskadennutzung im Kap. 2.8). Darüber hinaus bewegen sich Gesellschaft und Politik doch – wenn auch langsam – dahin, dass Umwelteffekte und damit Kosten eines Produkts vermehrt dem Produzenten und Nutzer übertragen werden und weniger der gesamten Gesellschaft. Diese Tendenz kann zu einem Vorteil für biogene und ökologischere Werkstoffe werden, der zu einer breiteren Marktdurchdringung führen würde.

2.4 Biokunststoffe

Der Begriff „Biokunststoff“ wird bislang nicht in eindeutiger Form gebraucht. Im Sprachgebrauch vieler Publikationen zu Biokunststoffen ist etabliert, von Biokunststoffen zu sprechen, wenn es sich a) um Kunststoffe aus der Natur (biogene Kunststoffe) handelt oder b) um biologisch abbaubare Kunststoffe, die auch eine petrochemische Basis haben können. Diese weit verbreitete aber diskussionswürdige Terminologie wird in einer Empfehlung des Europäischen Normungsgremiums nun sogar noch ausgedehnt auf Polymere für die medizinische Anwendung. Der Technische Bericht CEN/TR 15932 des Gremiums [61] schlägt vor, dass der Begriff „Biokunststoff“ für drei deutlich verschiedene Stoffklassen gelten soll: Für biobasierte Kunststoffe (begrifflich bezugnehmend auf die Rohstoffquelle), für biologisch abbaubare Kunststoffe (bezugnehmend auf die Funktionalität) und für biokompatible Kunststoffe (bezugnehmend auf die Verträglichkeit mit dem menschlichen oder tierischen Körper). Damit dürften stark verschiedene Stoffe, wie biogene Kunststoffe aus biogenen Polymeren (z. B. Polyhydroxyalkanoate, die von Bakterien gebildet werden), petrochemische aber abbaubare Kunststoffe, wie aliphatische und aromatische Copolyester (z. B. Ecoflex®), sowie petrochemische Hochleistungskunststoffe für medizinische Anwendungen wie Polyetheretherketon (PEEK) mit dem Begriff „Biokunststoff“ bezeichnet werden. Andererseits gäbe es aber auch Stoffe wie Polymilchsäure, die in alle drei Kategorien (biogen, bio-abbaubar, biokompatibel) fallen.

Das Wort „*bios*“ entstammt dem Griechischen und bedeutet „Leben“. Biokunststoffe, gewissermaßen als Kurzform von „biogene Kunststoffe“ zu verstehen, sind, wenn man semantisch konsequent bleiben will, demnach solche, die der belebten Natur entstammen. Petrochemische Kunststoffe, die „lediglich“ biologisch abbaubar sind – unter industriellen, angepassten Bedingungen, die in einer häuslichen Kompostierung oder der Umwelt so nicht erreicht werden würden – könnten demnach nicht als Biokunststoffe verstanden werden, weil sie auf fossilen Ressourcen beruhen. Die biologische Abbaubarkeit bestimmter petrochemischer Kunststoffe erscheint als marktrelevanter Mehrwert der Stoffe (siehe dazu Kap. 2.5 Biologisch abbaubare petrochemische Kunststoffe und 2.6 Biologische Abbaubarkeit/Kompostierung). Diese Abbaubarkeit ist auch im Hinblick auf Umweltaspekte, die beispielhaft in Kap. 2.6 dargestellt werden, ein tatsächlicher Mehrwert. Es handelt sich bei solchen petrochemisch basierten Stoffen aber nicht um Biokunststoffe, wenn der Begriff semantisch konsequent in Analogie zu den klassischen Kunststoffen benutzt werden soll: Ein Kunststoff ist ein Werkstoff auf Basis eines (meist organischen) Polymeren, wie am Anfang des Kap. 2.3 ausgeführt wird. Der Begriff „Kunststoff“ ist normativ eindeutig definiert, als ein „*Werkstoff, der als hauptsächlichen Be-*

standteil ein Hochpolymer enthält ...“ [43], [61] (siehe auch Kap. 2.3). Ein Biokunststoff sollte demnach auch auf Basis dieser Definition ein Werkstoff auf Basis eines biogenen Polymeren (oder ggf. auch mehrerer biogener Polymere) sein.

Biopolymere werden in der Standard-Literatur der Chemie [3] definiert als:

„1. Gruppe von natürlich vorkommenden Makromolekülen ..., die wesentlicher Bestandteil aller lebenden Organismen sind ...

2. ... synthetische, z. B. biotechnologisch in Fermentationsprozessen erzeugte, Polymere, die gleiche oder ähnliche Bausteine enthalten wie die natürlichen Makromoleküle“.

Weiterhin findet sich in einem strukturchemischen Werk zu Biopolymeren die Unterscheidung [34]:

„Auf der Erde kommen Polymere oder Makromoleküle in der Natur in sehr großer Zahl und Menge vor. Man kann sie in zwei Hauptgruppen unterteilen und zwar in a) anorganische Polymere, b) Biopolymere.“

In einem umfassenden, zeitgenössischen Standardwerk zu Biopolymeren wird ausgeführt [62]:

„Lebende Materie ist in der Lage, eine überwältigende Bandbreite von Polymeren zu synthetisieren, die in nach ihrer chemischen Struktur in acht große Klassen eingeteilt werden können“. (übertragen aus dem englischen Original)

Ein Standardwerk der makromolekularen Chemie definiert Biopolymere als „*natürlich vorkommende Polymere*“ [48].

Für die korrekte Nutzung von Begriffen in der Chemie ist schließlich die International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC) bestimmend. Diese definiert im „Compendium of Chemical Terminology – Gold Book“ [63]: „*biopolymers – macromolecules (including proteins, nucleic acids and polysaccharides) formed by living organisms*“.

Es sind demnach bei allen Definitionen in der Natur vorkommende Verbindungen gemeint. Der Begriff „Biopolymer“ ist damit eindeutig festgelegt (siehe oben, [3] und [34]). Dies insbesondere dann, wenn man die deutsche Entsprechung des Begriffs „biopolymers“ aus der Publikation der für die chemische Literatur maßgebenden IUPAC akzeptiert.

In diesem Buch werden als „Biokunststoff“ Werkstoffe auf Basis von Biopolymeren bezeichnet. Die Biopolymere kommen gemäß [3] und [34] entweder als Polymer in der Natur vor oder werden von Menschenhand aus biogenen Monomeren zum Polymer zusammengefügt. Nach dieser Grundeinteilung werden die Stoffe in diesem Buch in die Hauptkapitel A und B eingeteilt (siehe Kap. 2.11).

Bild 39 zeigt eine Einteilung in einerseits petrochemische und biogene Stoffe und andererseits abbaubare und persistente Stoffe. Noch einmal zu betonen ist in diesem Zusammenhang, dass die normativ gefasste biologische Abbaubarkeit auf der kurzen Zeitskala von zwölf Wochen nur unter genau einzuhaltenden relativ künstlichen Bedingungen gegeben ist [64], d. h. Bedingungen, die beim häuslichen Kompostieren beim Verbraucher oder in der Natur nicht erreicht werden.

	abbaubar	persistent
petrochemisch	bestimmte aromatische und aliphatische Polyester	die meisten Massenkunststoffe: PE, PP, PA, PVC, PS, PU, usw.
biogen	PLA PHA Stärkeblends Proteine	Wolle Cellulose* Lignin* Polyamide Polymere aus: - Ölen - Furfurylalkohol

Bild 39 Einteilung von Stoffen in biogene/petrochemische sowie abbaubare/persistente. Bestimmte petrochemische Polyester sind unter industriellen Bedingungen kompostierbar. Die meisten petrochemischen Kunststoffe, wie die Polyolefine PE, PP, usw. sind nicht abbaubar. *Cellulose und Lignin sind als biogener Verbundwerkstoff Holz bedingt persistent, da die Matrix Lignin die Cellulosefaser schützt. Biogene Duroplaste können z. B. durch Polymerisation von Pflanzenölen oder Furfurylalkohol (aus Bagasse) erhalten werden. Polymilchsäure (PLA) und Polyhydroxyalkanoate (PHA) sind wie Stärke und Proteine abbaubar.

Im Hinblick auf die Sinnhaftigkeit der Nomenklatur ist der Begriff „Biokunststoff“ auch daraufhin zu überprüfen, ob sich tatsächlich ein Vorteil für die Natur bzw. eine größere Nachhaltigkeit ergibt, wenn der Werkstoff auf petrochemischen Ressourcen basiert. Ein Gewinn hinsichtlich der Schonung endlicher fossiler Ressourcen und ein Gewinn in ökologischer Sicht kann nicht darin gesehen werden, Kohlenstoff petrochemischen Ursprungs unter Einsatz von Energie, die sowohl in Deutschland als auch weltweit im Mittel noch zu ca. 80 % aus fossilen Quellen stammt, in einen Kunststoff umzuwandeln (zum Energiebedarf siehe Kap. 2.3) um nach der Nutzungsphase diesen Kohlenstoff aus petrochemischen Quellen weit überwiegend in CO_2 und nur zu einem geringen Teil in Kompost zu überführen. Dieser Ansatz wäre nur sinnvoll, wenn der im Kompost enthaltene ehemals petrochemische Kohlenstoff wieder vollständig oder zumindest weitgehend in Pflanzen überführt werden und damit in einen regenerativen Zyklus überführt werden könnte. Zu dieser Überlegung siehe Kap. 2.6 Biologische Abbaubarkeit/Kompostierung.

Einen Vorteil für die Natur kann sich in diesem Ansatz nur ergeben, wenn der Ursprung der im Werkstoff vorhandenen Kohlenstoffatome – um die Betrachtung an dieser Stelle auf diese Atomart zu begrenzen – tatsächlich in der belebten Natur liegt und dieser Kohlenstoff nach dem werkstofflichen Leben wieder einem regenerativen Zyklus zugeführt werden kann (siehe Bild 43 in Kap. 2.6 Biologische Abbaubarkeit/Kompostierung).

Eine für diese Problematik zentrale Überlegung betrifft den in Bild 40 dargestellten Vergleich. Der stoffliche Beitrag bei der Herstellung petrochemischer Kunststoffe ist fossil, der energetische Beitrag beim deutschen Energiemix zu ca. 80 % auf fossiler Basis und in der Praxis für einige Kunststoffe noch höher (siehe Energiebilanz der Herstellung von PET, Bild 37, Kap. 2.3). Tabelle 5 in Kap. 2.3 zeigt, dass die Mittelwerte für den stofflichen und energetischen Beitrag bei der Herstellung der sechs wichtigsten Massenkunststoffe bei knapp 40 MJ/kg liegen (angegeben als Brennwert) – d. h. nahe beim Brennwert von Erdöl, Heizöl oder Diesellostoff deren Heizwert bei ca. 45 MJ/kg liegt [65]. In erster Näherung sind somit zur Herstellung eines Kilogramms eines petrochemischen Massenkunststoffs ca. 1 kg Erdöl für den stofflichen Beitrag und ca. 1 kg Erdöl für den energetischen Beitrag erforderlich. Unter Berücksichtigung des fossilen Anteils von 80 % ist der fossile Anteil auf der energetischen Seite entsprechend niedriger.

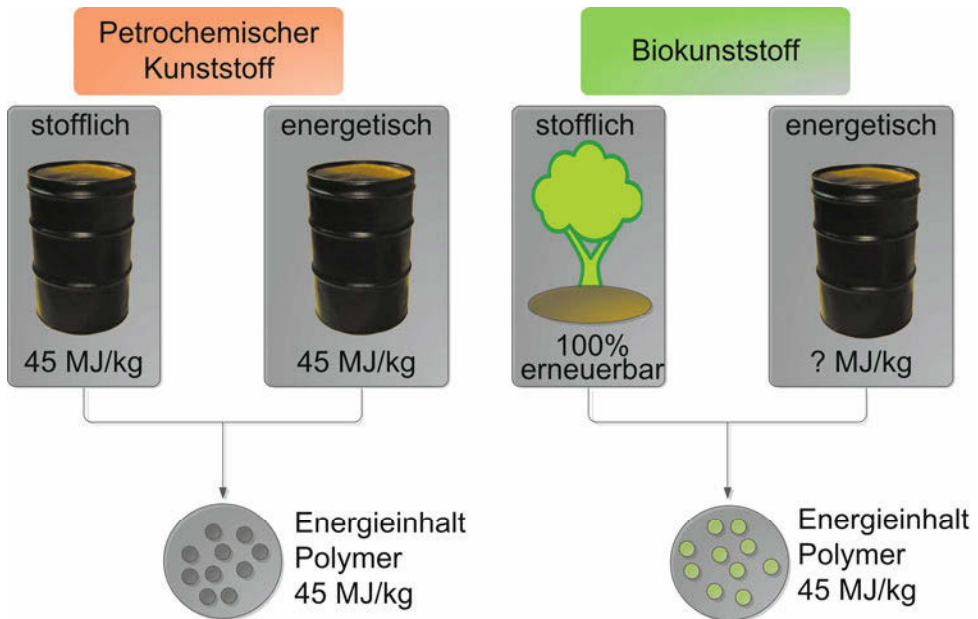


Bild 40 Vergleich des stofflichen und energetischen Beitrags bei der Herstellung petrochemischer Kunststoffe und von Biokunststoffen. Nur wenn der energetische Mehraufwand bei der Herstellung des Biokunststoffs den Vorteil auf der stofflichen Seite nicht überkompensiert, ist der Biokunststoff gegenüber dem petrochemischen Kunststoff im Vorteil. Die angegebenen Werte sind Brennwerte, weitere Erläuterungen siehe Text sowie Tabelle 5.

Die stoffliche Basis von „reinen“ Biokunststoffen (wie Polymilchsäure und Polyhydroxyalkanoaten) ist vollständig oder nahezu vollständig biogen, d. h. erneuerbar und damit nachhaltig. In der Summe ergibt sich bei einer Betrachtung „from cradle to gate“ demnach bei der Betrachtung des Herstellungswegs von der Rohstoffbasis bis zum Kunststoff-Halbzeug (Granulat, etc.) bei der Herstellung von Biokunststoffen nur ein Gewinn für die Umwelt, wenn der Vorteil auf der stofflichen Seite nicht durch einen Nachteil auf der energetischen Seite überkompensiert wird. Hierzu liegen noch wenige Daten vor, bekannte Daten zeigen punktuell, dass dies nicht so ist und der Biokunststoff damit im Sinne des in Bild 40 angestellten Vergleichs in der Summe vorteilhaft ist. Siehe dazu neben Tabelle 5 vor allem die Environmental Product Declaration in Kap. 4.4 Stärke und Stärkeblends.

Eine vollständige Betrachtung muss die Nutzungsphase und das Verhalten bzw. die Nutzung am Ende des stofflichen Lebens ebenfalls betrachten, wie das bei einer Ökobilanz (Life Cycle Assessment, LCA) der Fall ist. Eine nachgelagerte energetische Nutzung des Biokunststoffs würde nur so viel CO₂ freisetzen, wie zuvor in der Pflanze durch Photosynthese gebunden worden ist und damit nicht zur Erhöhung des CO₂-Gehalts der Atmosphäre beitragen. Bei dieser Betrachtung sind allerdings noch die Herstellung des Biokunststoffs (s. o.), alle Transportwege und die – in manchen Fällen dominierende – Nutzungsphase unberücksichtigt.

2.5 Biologisch abbaubare petrochemische Kunststoffe

Es sind einige biologisch abbaubare Kunststoffe im Markt verfügbar, die auf petrochemischen Rohstoffen basieren und deren Aufbau hier vorgestellt werden soll. Weitere Aspekte zu Kompostierbarkeit und Ökologie dieser Materialien werden im Kap. 2.6 diskutiert.

Eines der verfügbaren Materialien ist ein statistischer Copolyester aus Butandiol als alkoholischer Komponente sowie Adipinsäure und Terephthalsäure als Säurekomponenten [66] (siehe Bild 41), d. h. ein aliphatisch-aromatischer Copolyester. Für dieses Material liegen die Kompostierbarkeitszertifikate nach DIN Certco, Japan BioPlastics Association und US Composting Council vor (siehe Bild 47 in Kap. 2.6). Das Material kann mit verschiedenen biogenen Materialien bzw. Biokunststoffen gemischt und so zu sogenannten „Blends“ verarbeitet werden. Blends mit Polyhydroxyalkanoaten (PHA), Lignin, Stärke, Cellulose und Polymilchsäure (PLA) sind möglich. Insbesondere werden die Blends mit PLA und auch Stärke hervorgehoben; bei PLA ist hier von Vorteil, dass die in reiner Form sehr steife und spröde Polymilchsäure durch die Mischung mit 55 % des petrochemischen Polyesters bessere Verarbeitungs- und Anwendungseigenschaften erhält [67].

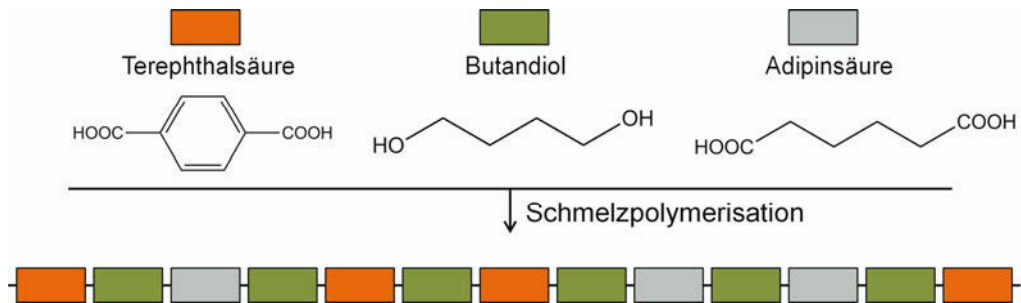


Bild 41 Ein statistischer Copolyester aus Butandiol, Adipinsäure und Terephthalsäure; petrochemischen Ursprungs aber biologisch abbaubar [67].

Die Kompostierbarkeit ist gegeben, da bereits nach 80 Tagen mehr als 90 % des Kunststoffs zu CO_2 umgesetzt ist (siehe Bild 42). Toxizitäts- und Ökotoxizitätstests z. B. mit Daphnien ergaben, dass die entstehenden Zwischenprodukte des Abbaus Adipinsäure, Terephthalsäure und Butandiol keinen negativen Einfluss auf diesen Modellorganismus haben, alle Tests wurden bestanden [66]. Ein Pflanzenwachstumstest mit Sommergerste mit Kompost, der einen Zuschlag des abbaubaren Kunststoffs enthielt, zeigte keinen Rückgang des Ertrags. Die Verarbeitung ist im Schlauchfolienverfahren möglich, die Verarbeitung im Spritzgießprozess ist jedoch schwierig.

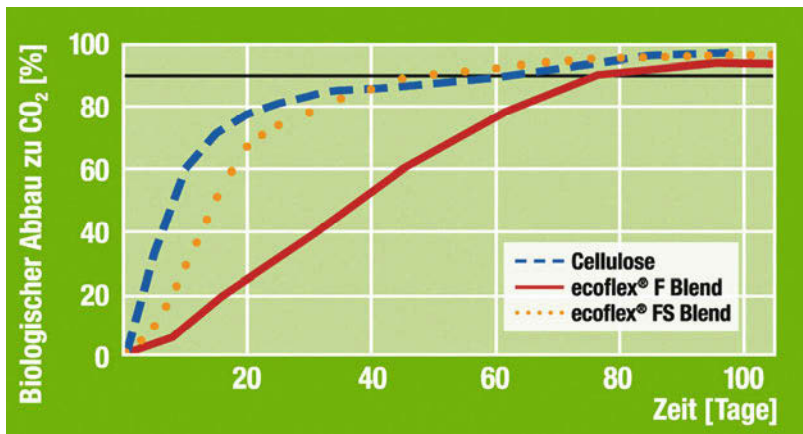


Bild 42 Nach der Norm DIN EN 13432 [64] gelten Kunststoffe als vollständig biologisch abbaubar, wenn sich nach einer Kompostierung von 12 Wochen in einer Siebfraction $< 2 \text{ mm}$ nur noch maximal 10 % des ursprünglichen Trockengewichts des Ausgangsmaterials finden. Die Messung kann über die Entwicklung von CO_2 nach der Norm DIN EN ISO 14855-1 erfolgen wobei nur das gebildete CO_2 berücksichtigt wird [68]. Hier ist die Umwandlungsrate von Ecoflex®, einem petrochemischen aber biologisch abbaubaren Copolyester im Vergleich mit Cellulose gezeigt, der innerhalb von 60 Tagen zu mehr als 90 % in CO_2 umgesetzt wird [66]. Mit freundlicher Genehmigung der BASF SE, Ludwigshafen.

Eine weitere Materialfamilie besteht aus den ebenfalls vollständig petrochemischen aliphatischen Polyestern Polybutylensuccinat (PBS, siehe dazu auch Kap. 7.2.1) und Polybutylensuccinat-adipat (PBSA), deren Kompostierbarkeit ebenfalls zertifiziert ist und die sich auch in Frisch- und Meerwasser zersetzen [69]. Für diese Materialien ist eine Zersetzung in CO_2 und Wasser nach den entsprechenden Normen [64], [68], [70] nachgewiesen. Dieser Zerfall ist sinnvoll im Hinblick auf mögliche Kunststoffeinträge in die Umwelt, die im folgenden Kapitel diskutiert werden. Im Allgemeinen ist fraglich, ob tatsächlich eine vollständige Zersetzung von Kunststoffen in Wasser und Kohlendioxid erfolgt, da in den Kunststoffen Additive enthalten sein können, die im Hinblick auf die Abbaubarkeit berücksichtigt werden müssen, wenn ihr Anteil mehr als 1 % beträgt (siehe folgendes Kapitel). Dies ist z. B. dann relevant, wenn kompostierbare Kunststoff-Mulchfolien aus abbaubaren Kunststoffen zum Einsatz kommen, die nach der Nutzung untergepflügt werden. Bei dieser Materialfamilie (PBS, PBSA) wurden inzwischen petrochemische Komponenten mit bis zu 60 % durch biogene Komponenten ersetzt.

Eine problematische Gruppe sind die sogenannten „oxo-abbaubaren“ Kunststoffe, die teilweise im Zusammenhang mit Kompostierbarkeit genannt werden. Bei diesen klassischen thermoplastischen Polymeren wie PE, PP, PS, PET und auch PVC werden Additive wie Kobalt-, Mangan- und Eisenverbindungen zugefügt, die einen Zerfall der makroskopisch wahrnehmbaren Produkte in kleinere Fragmente bewirken. Dabei entstehen nicht mehr sichtbare Partikel, die sich möglicherweise weiter zersetzen können. Dieser chemisch-induzierte Fragmentierungsprozess ist aber kein biologischer Abbau im oben beschriebenen Sinne, auch wenn durch geeignete Additivkonzentrationen die Bildung sehr kleiner Fragmente induziert werden kann. Die gebildeten Fragmente solcher hydrophober Thermoplaste unterliegen keinem schnellen biologischen Abbau, sind in der Natur vergleichsweise persistent und können beispielsweise im Meer von Meereslebewesen aufgenommen werden (siehe Kap. 2.6). Da die Fragmentierung z. B. durch Wärme oder UV-Strahlung induziert wird, kann dadurch die Stabilität von oxo-abbaubaren Lebensmittelverpackungen und damit die Lagerstabilität der Lebensmittel nachteilig beeinflusst werden. Auch Branchenverbände sehen diese Materialien aus den genannten Gründen sehr kritisch [71].

Generell ist auch der ökologische Sinn einer großtechnischen Umsetzung der Kompostierung von biologisch abbaubaren Kunststoffen zu diskutieren, wenn schon nach kurzer Zeit mehr als 90 % des Kohlenstoffs aus dem Ausgangsmaterial in CO_2 umgewandelt sind. Bei der Nutzung von Biokunststoffen (siehe Bild 43 rechts) sind die Kohlenstoffatome des Biokunststoffs im Idealfall komplett biogenen Ursprungs und werden bei der Kompostierung – sofern sie nicht in Huminstoffe umgewandelt werden – wieder zu CO_2 , leisten somit in erster Näherung keinen CO_2 -bilanziellen Beitrag. Außerdem stellt sich die Frage, inwieweit bei der Kompostierung thermische Energie in nennenswerter Menge gewonnen werden kann. Im Fall des petrochemischen Kunststoffs ist die Bilanz einer Kompostierung noch schlechter, denn fossiler Kohlenstoff wird mit nicht-optimaler Energieausbeute überwiegend in CO_2 umgewandelt. Wenn bei der Kompostierung ohnehin 90 % und mehr des enthaltenen Kohlenstoffs in CO_2 umgewandelt werden ist also in beiden Fällen eine dem stofflichen Leben nachgelagerte energetische Nutzung in Verbrennungsanlagen sinnvoller. Im Zusammenhang mit den in diesem Kapitel diskutierten Fragestellungen sind auch die Kap. 2.6 Biologische Abbaubarkeit / Kompostierung, 2.7 Der Kohlenstoffkreislauf und 2.8 Nutzungskonzepte für Werkstoffe von Bedeutung.

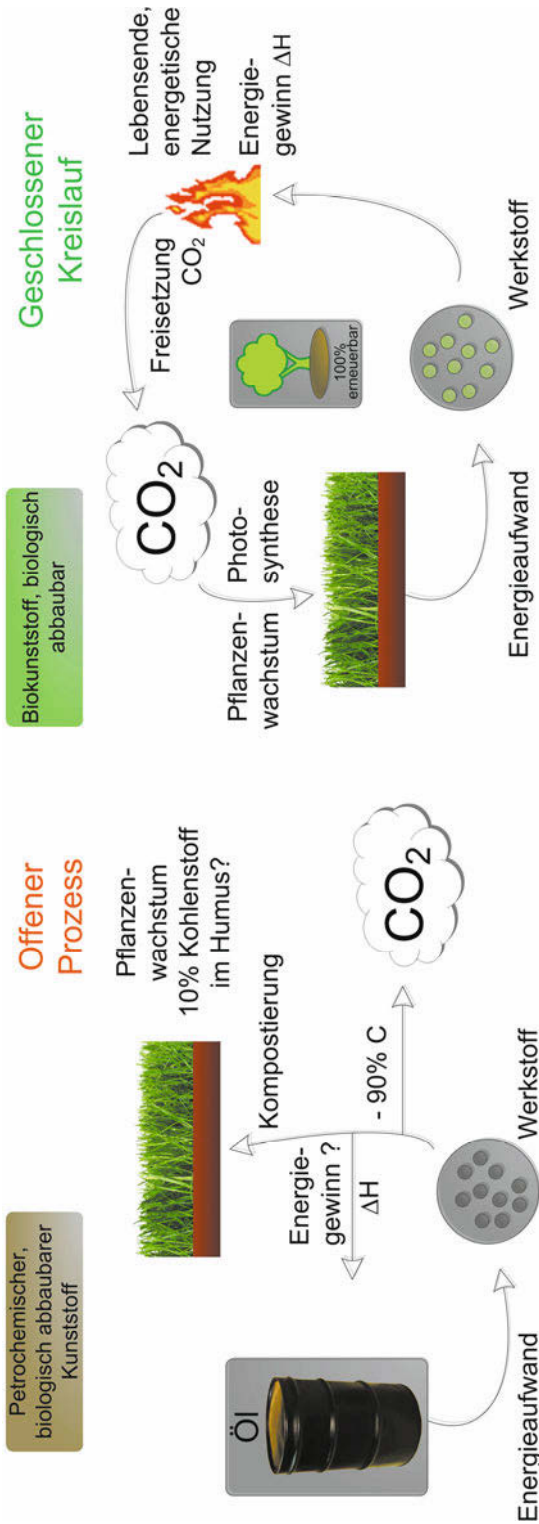


Bild 43 Kohlenstoffkreislauf bei Biokunststoffen und biologisch abbaubaren petrochemisch-basierten Kunststoffen. Ist der Biokunststoff zu 100 % biobasiert, setzt er bei einer energetischen Verwertung beim Erreichen des stofflichen Produktlebensendes nur so viel CO₂ frei wie die zugrunde liegenden Pflanzen während des Wachstums durch Photosynthese gebunden haben. Nicht mehr zugänglich ist nur die Energie, die zur Herstellung des Biokunststoffs benötigt wurde. Der biologisch abbaubare petrochemische Kunststoff setzt während seiner Kompostierung überwiegend CO₂ frei (siehe Bild 42). Ein signifikanter Energiegewinn durch die bei der Kompostierung entstehende Wärmeenergie ist fraglich. Ebenso die Signifikanz der durch die Kompostierung gebildeten Biomasse (Kompost, Huminstoffe), die für ein erneutes Wachstum von Nutzpflanzen als Substrat genutzt werden könnte. Hinzu kommt die Problematik von Kunststoff-Additiven, die sich dann ggf. im Kompost wiederfinden. Fazit: Am sinnvollsten ist aus heutiger Sicht die Herstellung von Biokunststoffen, deren möglichst häufige stoffliche Nutzung (stoffliches Recycling) und eine energetische Verwertung der Biokunststoffe am stofflichen Lebensende.

2.6 Biologische Abbaubarkeit / Kompostierung

Die in den vorangegangenen Kapiteln angesprochene Kompostierbarkeit vieler Biokunststoffe, d. h. solcher, die der belebten Natur entstammen, und einiger petrochemischer Kunststoffe ist ungeachtet der im Kap. 2.5 dargestellten Problematik bei den petrochemischen Materialien eine sinnvolle Eigenschaft von Kunststoffen. Dies insbesondere, wenn diese zu kurzlebigen Produkten mit geringer Wertschöpfung verarbeitet werden, für die ein hohes Risiko besteht, dass sie in die Umwelt gelangen und nicht in einen Wiederverwertungszyklus. Petrochemische Kunststoffe, besonders solche, die sehr apolar sind wie Polyolefine, sind deswegen auch sehr hydrophob, wechselwirken also ungern mit Wasser. Diese in vielen Anwendungen wünschenswerte Eigenschaft verlängert aber auch ihre Lebensdauer in einem wässrigen Medium, so dass sie, wenn sie in die Umwelt bzw. speziell über Flüsse ins Meer gelangen, dort sehr lange erhalten bleiben.

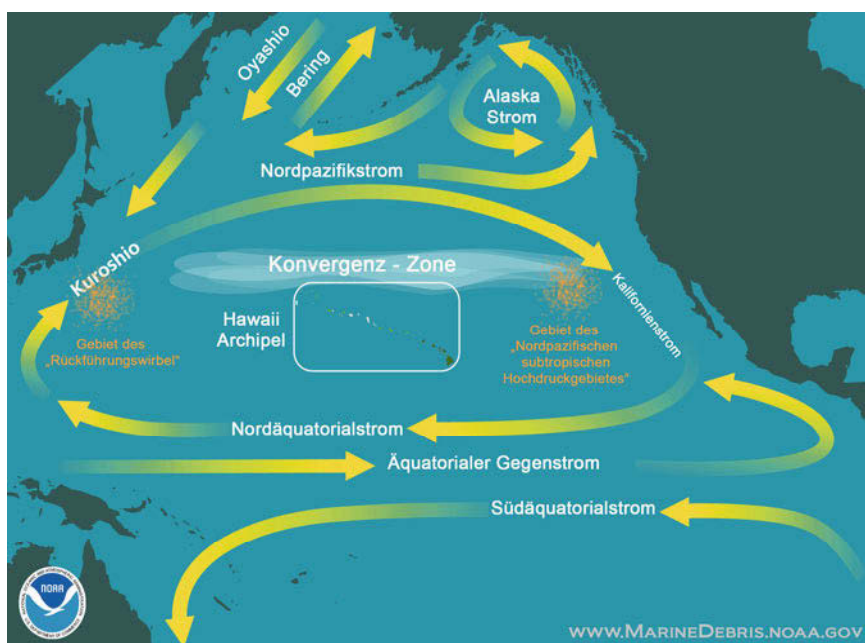


Bild 44 Der Nordpazifische Müllstrudel hat enorme Ausmaße, die schwer exakt zu bestimmen sind und insgesamt auf das Doppelte bis Vierzigfache der Größe Deutschlands geschätzt werden [72]. Die Karte zeigt bestimmte Gebiete, die für die Anreicherung von Kunststoff-Abfällen bzw. Kunststoffpartikel bekannt sind: Die heller schattierte sogenannte Subtropische Konvergenz-Zone nördlich des Hawaii-Archipels sowie die mit orangefarbenen Punktwolken markierten Bereiche im westlichen und östlichen Bereich des Nordpazifikwirbels (im Bereich des Rezirkulationswirbels südlich von Japan und der nordpazifischen subtropischen Hochdruckzone). Darstellung nach [73]. Mit freundlicher Genehmigung der National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA).

So ist es nicht überraschend, dass Captain Charles Moore im Jahr 1997 durch Zufall zwischen Hawaii und dem nordamerikanischen Festland in einem ausgedehnten Gebiet größere Mengen von Kunststoff-Abfällen entdeckte (Plastikmüllstrudel). Heute wird die Größe dieses „Great Pacific Garbage Patch“ – der Große Pazifische Müllstrudel – auf eine Größe zwischen 700.000 und 15.000.000 km² geschätzt (d. h. ca. zwischen der doppelten und vierzigfachen Größe

Deutschlands) und die darin enthaltene Müllmenge auf 3 Millionen Tonnen (siehe Bild 44) [72], [74], [75]. Bei den Kunststoffen, die dort zu finden sind, handelt es sich nicht nur um Kunststoffformteile, die in ihrer ursprünglichen Form erhalten sind, sondern auch um zerkleinerte Partikel („plastic soup“ [76]), die von kleineren Meereslebewesen verzehrt werden. Selbst wenn die Kunststoffpartikel das Verdauungssystem passieren können sich in der Nahrungskette darin enthaltene Schadstoffe anreichern. Für manche Substanzen wie Schwermetalle sind Anreicherungsfaktoren, sogenannte Bioconcentration Factors (BCF), in der Größenordnung von 10^8 bekannt [77]. Über den Verzehr von Fischen und Meeresfrüchten können die Schadstoffe dann auch vom Mensch aufgenommen werden.



Bild 45 Fisch, der verschiedene Kunststoffpartikel verschluckt hat. Mit freundlicher Genehmigung von Marcus Eriken und dem Algalita Marine Research Institute.

Größere Kunststoffgegenstände können für Seevögel und Fische schnell den Tod bedeuten, da sie nicht verdaut werden können und das Verdauungssystem nicht passieren können (siehe Bild 45 und Bild 46). Biologisch abbaubare Kunststoffe – gleichgültig ob biogenen oder petrochemischen Ursprungs – helfen, dieses schwerwiegende Problem zu verringern, das durch die Langlebigkeit der Kunststoffe, ihre Beständigkeit gegen Wasser, Salzwasser, UV-Strahlung und Sauerstoff noch lange Bestand haben wird. Insbesondere Biokunststoffe, die vollständig oder weitgehend biogen sind und ohne Zusatz von problematischen Additiven verarbeitet werden können, sind hier besonders vorteilhaft.



Bild 46 Überreste eines Albatros. Seevögel sterben durch Verschlucken unverdaulicher Kunststoffformteile und -partikel. Mit freundlicher Genehmigung von Cynthia Vanderlip und dem Algalita Marine Research Institute.

Für die Prüfung der Kompostierbarkeit der Kunststoffe existieren verschiedene Prüfvorschriften und Normen in verschiedenen Ländern [78], [79]. In Deutschland ist z. B. die Norm DIN EN 13432 [68] maßgebend, die die „Anforderungen an die Verwertung von Verpackungen durch Kompostierung und biologischen Abbau“ definiert. Die technische Umsetzung der Bestimmung nach der DIN EN 13432 [64] im Hinblick auf die Kompostierbarkeit von Verpackungsmaterial beschreibt die DIN EN ISO 14855-1 [68]. Als Messgröße wird die Menge des freigesetzten Kohlendioxids herangezogen. Die Zersetzung im wässrigen Medium wird in den Normen DIN EN ISO 14851 [80] und DIN EN ISO 14852 [81] beschrieben. Die Toxizität bzw. Ökotoxizität kann nach verschiedenen OECD-Normen (Organisation for Economic Co-Operation and Development, OECD) wie z. B. der OECD-Norm 211 (Daphnienreproduktions-test) untersucht werden. Umfangreiche Toxizitätstests und Ökotoxizitätstests wurden für einen petrochemischen biologisch abbaubaren Kunststoff erfolgreich durchgeführt (siehe Kap. 2.5). Zur Desintegration der Verpackungskunststoffe schreibt die DIN EN 13432 vor, dass nach einer Kompostierung von maximal 12 Wochen Dauer in einer Siebfraction < 2 mm höchstens 10 % des ursprünglichen Trockengewichts des Prüfmaterials gefunden werden.



Bild 47 Zertifizierungskennzeichen für kompostierbare Kunststoffe der DIN Certco [82] und der Japan BioPlastics Association [83]. Mit freundlicher Genehmigung der European Bioplastics und der Japan Bioplastics Association.

DIN Certco [82] vergibt ein Kompostierbarkeitskennzeichen (siehe Bild 47) auf Basis der DIN EN 13432 oder der amerikanischen ASTM D 6400 „Standard Specification for Compostable Plastics“ [70]. Andere Länder, die eigene Zertifizierungssysteme entwickelt haben, sind Belgien, USA, Finnland und Japan. Das japanische GreenPla-Zertifizierungskennzeichen wird durch die Japan BioPlastics Association vergeben, die eine Positivliste zertifizierter Kunststoffe online publiziert hat [84]. Eine umfangreiche Übersicht über relevante Prüfnormen und Verfahren findet sich in [78] und [79].



Bild 48 Biologischer Abbau von Polymilchsäure. Zeitlicher Ablauf des Zerfalls: nach einem Tag (oben links), nach 15 Tagen (oben Mitte), nach 30 Tagen (oben rechts), nach 45 Tagen (unten links) und nach 58 Tagen (unten rechts). Mit freundlicher Genehmigung von Natureworks LLC.

Der biologische Abbau der Kunststoffe ist bei der zertifizierten Kompostierung aber nicht so, wie die Darstellung in Bild 48 vermuten lässt, ein Prozess, der sich generell in einem haushaltsüblichen Schnellkomposter auf der gleichen Zeitskala vollziehen würde. Die in DIN EN ISO 14855-1 normativ gefasste Kompostierung bezieht sich auf einen Prozess bei 58°C unter aeroben Bedingungen (Sauerstoffeinfluss) wobei als Inokulum (Impfsubstanz) ein stabilisierter ausgereifter Kompost verwendet wird oder ein expandiertes Tonmineral wie Vermiculit. Damit soll ein intensiver aerober Kompostiervorgang simuliert werden, der als industrieller Prozess aufgefasst werden kann.

In der Praxis ist es offensichtlich schwierig, immer solche für einen Kunststoff vergleichsweise kurzen Zerfallszeiten zu erreichen. Deshalb wollen einige Abfallwirtschaftsverbände die Verwendung von biologisch abbaubaren Biomülltüten unterbinden, da diese sich unter den speziellen Randbedingungen bei der Entsorgung kommunaler Abfälle möglicherweise zu langsam zersetzen und nachgelagerte Prozesse stören (siehe Bild 49).

Bitte nicht verwenden:
Kompostierbare Müllbeutel (Biomüllbeutel)



ren Materialien, dennoch stellen sie bei der Verarbeitung des Biomülls ein Problem dar. Diese Beutel lassen sich im Kompostwerk kaum von normalen Plastiktüten unterscheiden. Sie behindern außerdem die Absiebung und Kompostierung, weil sie wesentlich langsamer verrotten als die Bioabfälle. Als Folge davon sind auch am Ende des Kompostierungsprozesses Reststücke der Beutel deutlich erkennbar und werden im Produkt als Fremdstoffe wahrgenommen. Eine gute Alternative: Den Biomüll in Zeitungspapier einwickeln oder für diesen Zweck angebotene Papierbeutel benutzen.

Auf keinen Fall dürfen für die Entsorgung der Bioabfälle Müllbeutel aus Kunststoff oder kompostierbare „Plastiktüten“ verwendet werden. Zwar bestehen diese kompostierbaren Biomüllbeutel aus biologisch abbauba-

Bild 49 Die Verwendung biologisch abbaubarer Biomüllbeutel ist teilweise unerwünscht [85]. Mit freundlicher Genehmigung des Abfallwirtschaftsbetriebs Landkreis Mainz-Bingen.

Unabhängig von der – schwer endgültig zu beantwortenden – Frage, ob im Sinne einer intelligenten Kreislaufwirtschaft und einer optimierten Stoffnutzung die Kompostierung eines Kunststoffs oder dessen thermische Verwertung am Ende des stofflichen Lebens ökologisch sinnvoller ist, stellt die biologische Abbaubarkeit bei Kunststoffen trotzdem einen großen Vorteil im Hinblick auf den Umweltschutz dar. Wären alle Kunststoffe, die in eher kurzlebigen Produkten mit geringer Wertschöpfung und vergleichsweise geringen mechanischen und anderen Anforderungen wie Verpackungskunststoffe biologisch abbaubar, so wäre der Pazifische Kunststoffmüllstrudel mit Sicherheit deutlich kleiner. Würden darüber hinaus alle kurzlebigen Güter mit vergleichsweise geringen Anforderungen an die Leistungsfähigkeit der Produkte aus vollständig biogenen und biologisch abbaubaren Kunststoffen gefertigt, die ohne problematische Additive verarbeitbar sind, so wäre auch der Eintrag xenobiotischer – d. h. naturfremder –

Substanzen in die Umwelt vermeidbar oder zumindest verringert und eine Anreicherung von Schadstoffen in der Nahrungskette unterbunden oder reduziert.

2.7 Der Kohlenstoffkreislauf

Der Kohlenstoffkreislauf ist ein komplexes System aus Bildung, Zerfall, Aufnahme und Freisetzung von kohlenstoffhaltigen Verbindungen wie Kohlendioxid, Methan und Biomasse (Letztere oft symbolisiert durch die Schreibweise CH₂O) an Land, im Meer und in der Atmosphäre (siehe Bild 50). Für die Diskussion der Nutzung nachwachsender Rohstoffe ist insbesondere die Betrachtung der Bindung und Freisetzung von Kohlendioxid (CO₂) von Belang. Die Verwendung biogener Rohstoffe in werkstofflicher Form ist ein Eingriff in diesen Kohlenstoffkreislauf der Erde insofern, als die biogenen Materialien aus dem natürlichen Kreislauf von Entstehung und Zerfall – zumindest zeitweise – herausgenommen werden. Dieser Eingriff lässt sich aber so gestalten, dass ökologisch positive Effekte entstehen können. Wenn beispielsweise Holz als Baustoff verwendet wird, erfolgt eine sehr langfristige Fixierung des im Holz gebundenen Kohlenstoffs; die Errichtung von Gebäuden unter Verwendung von Holz oder Halmgütern (z. B. als Dämmstoff) ist demnach eine sehr wirksame und nachhaltige Senke von Kohlenstoff (siehe auch Kap. 2.1).

Die weitaus größte Menge an Kohlenstoff ist in Gesteinen gebunden und befindet sich nicht im Kreislauf (siehe Tabelle 7). Die im Kreislauf befindliche Menge wird auf 5,5•10¹³ t beziffert, davon sind 3,8•10¹³ t anorganische Kohlenstoffverbindungen im Meer enthalten, wie beispielsweise Korallen. Fossile Energieträger werden auf 1,0•10¹³ t geschätzt und der Bestand an Kohlenstoff in der belebten terrestrischen Biosphäre auf 5,6•10¹¹ t [86].

Tabelle 7 Wichtige Reservoirs und Ströme von Kohlenstoff [86].

Reservoir/Stoffstrom	Menge / 10 ⁹ t
Gesamtmenge Kohlenstoff auf der Erde	100.000.000
Kohlenstoffmenge im Kreislauf	55.000
Anorganische Kohlenstoffverbindungen im Meer	38.000
Fossile Energieträger	10.000
Abgestorbene organische Verbindungen im Meer	1.650
Terrestrische Biosphäre, abgestorben	1.500
Terrestrische Biosphäre, belebt	560
Aquatische Biosphäre, belebt	3

Die wichtigsten Kohlenstoff-Ströme zeigt Bild 50. Teilweise finden sich bei der Betrachtung verschiedener Quellen Unterschiede in den angegebenen Stoffströmen. Die meisten Quellen geben jedoch die Kohlenstoff-Mengen bei der Neubildung von Biomasse an Land in der Größenordnung der in Bild 50 angegebenen 1,2•10¹¹ t an (120 Gigatonnen oder 120 Milliarden Tonnen). Dabei halten sich Bindung und Freisetzung von CO₂ durch Photosynthese, Atmung und Zerfall von Biomasse ungefähr die Waage, sowohl an Land als auch im Meer.

Ein Anstieg des Kohlendioxidgehalts der Atmosphäre führt zu einem Anstieg der Kohlendioxidaufnahme des Meeres und damit einer Abnahme des pH-Wertes (Versauerung). Steigt jedoch die Meerestemperatur – durch Erhöhung der Temperatur an der Erdoberfläche – an, so

sinkt die Löslichkeit von CO_2 im Meer, so dass aus dem Meer wieder vermehrt CO_2 freigesetzt wird.

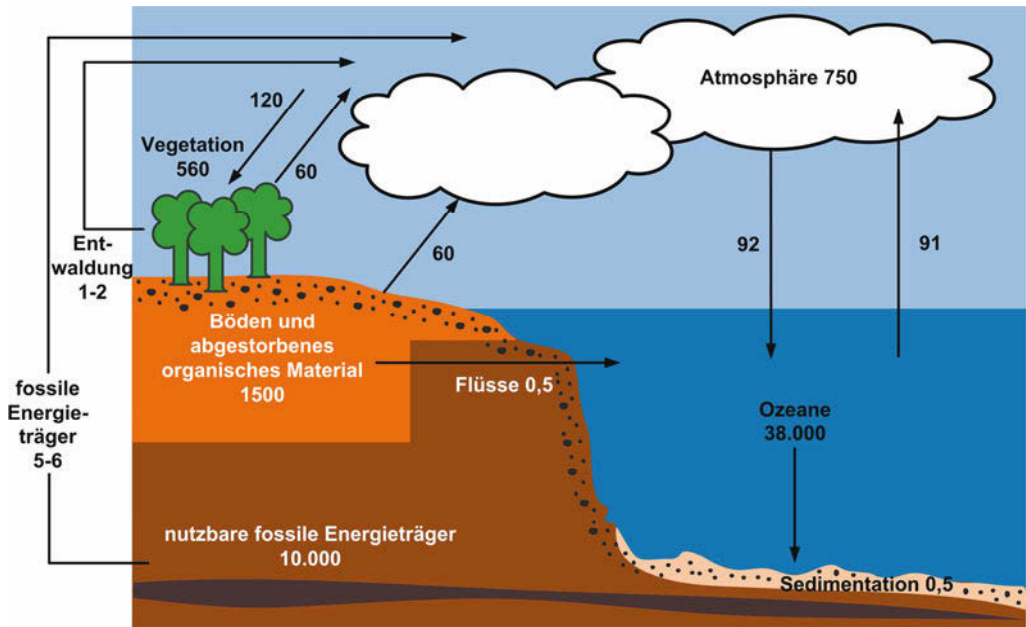


Bild 50 Die wichtigsten Reservoirs von Kohlenstoff und Stoffströme des Kohlenstoffkreislaufs. Angaben in Gigatonnen Kohlenstoff bei Reservoirs bzw. Gigatonnen Kohlenstoff pro Jahr bei Stoffströmen (10^9 t/a). Darstellung nach [86].

Nach der stofflichen Nutzung von Holz oder anderen biogenen Werkstoffen wie Biokunststoffen kann eine nachgelagerte energetische Nutzung erfolgen (Kaskadennutzung), die dann den gebundenen Kohlenstoff wieder in Form von CO_2 freisetzt, sofern keine CO_2 -Sequestrierung (Carbon Capture and Storage, CCS, siehe Kap. 1.2 [65]) des Verbrennungsgases CO_2 erfolgt. Beim Verbrennungsprozess der biogenen Werkstoffe wird nicht mehr CO_2 freigesetzt, als ursprünglich in den Pflanzen durch Photosynthese gebunden worden ist.

Die energiebedingten anthropogenen CO_2 -Emissionen betrugen im Jahr 2007 rund 29 Milliarden Tonnen [87] entsprechend ca. 8 Milliarden Tonnen Kohlenstoff; sie lagen damit 38 % höher als im Jahr 1990. 2011 stiegen die Emissionen gegenüber 2010 um 3,2 % und erreichen damit 31,6 Milliarden Tonnen [88] entsprechend 8,6 Milliarden Tonnen Kohlenstoff (der anthropogene Beitrag durch die Nutzung von fossilen Energieträgern wird in Bild 50 mit 5 bis $6 \cdot 10^9 \text{ t}$ bezogen auf Kohlenstoff angegeben).

Die Beiträge kommen im Wesentlichen von der energetischen Nutzung von Kohle (45 %), Öl (35 %) und Gas (20 %). Die Dimension des energiebedingten anthropogenen Beitrags zur CO_2 -Emission beträgt damit gut 14 % der Menge an Kohlenstoff, die durch Photosynthese jährlich gebunden wird, wenn man diesen Beitrag von 8,6 Gigatonnen auf die 60 Gigatonnen ($60 \cdot 10^9 \text{ t}$) aus Bild 50 bezieht. Obwohl Pflanzen auf einen erhöhten CO_2 -Anteil der Atmosphäre mit einem Anstieg der Phytomassezunahme pro Zeiteinheit reagieren [86], scheint damit die empfindliche Balance zwischen Photosynthese sowie Atmung und Zersetzung nachhaltig gestört zu werden, was sich entsprechend in einem Anstieg des CO_2 -Gehalts der Atmosphäre äußert (siehe Kap. 1.2).

Es wird vermutet, dass bei den natürlichen Prozessen die Zersetzung abgestorbener organischer Materie den größten Beitrag zum CO₂-Gehalt der Atmosphäre liefert [77]. Dies ist relevant im Zusammenhang mit der Möglichkeit, in großem Umfang Biokunststoffe oder biologisch abbaubare petrochemische Kunststoffe nach ihrem werkstofflichen Leben einer Kompostierung zuzuführen (siehe Kap. 2.6 Biologische Abbaubarkeit / Kompostierung). Wenn jedoch, wie in Bild 42 zu sehen, 90 % des Biokunststoffs (oder des biologisch abbaubaren petrochemischen Kunststoffs) kurzfristig zu CO₂ umgewandelt werden, stellt sich die Frage, warum die Biokunststoffe nicht besser einer energetischen Verwertung zugeführt werden, wenn der CO₂-Beitrag sich von dem der Kompostierung nicht signifikant unterscheidet (siehe auch Kap. 2.5 Biologisch abbaubare petrochemische Kunststoffe).

Die Quantifizierung der Stoffströme von Kohlenstoff bzw. komplexerer biogener Stoffe wie Proteine, Polysaccharide, Polyester, Lignin, usw. ist nicht trivial. Im Zusammenhang mit der Nutzung bestimmter biogener Stoffklassen, wie Proteinen und Polysacchariden, finden sich zum Teil stark widersprüchliche Angaben bezüglich der Bestandsmengen und der jährlich gebildeten und zerfallenden Mengen einzelner Stoffe. Unstrittig dürfte jedoch sein, dass Cellulose im Bestand das häufigste Biopolymer ist, gefolgt von Lignin und bestimmten Hemicellulosen. Manche Quellen sprechen von 10¹² Tonnen Cellulose, die pro Jahr gebildet und abgebaut werden [29], was alleine ca. 450 Milliarden (4,5•10¹¹) Tonnen Kohlenstoff entspräche (siehe Tabelle 4).

Viele Quellen gehen – wie dargestellt – von einem Kohlenstoffkreislauf zwischen Land und Atmosphäre aus, der in der Größenordnung 100 Milliarden Tonnen jährlich (100 Gigatonnen/a, 100•10⁹ t/a) liegt (siehe Bild 50 sowie [86] und [89] mit 120 Gigatonnen/a). Nimmt man an, dass es sich um pflanzliche Biomasse handelt, dann ergibt sich mit einem Kohlenstoffgehalt von ca. 50 % – wie es der Elementarzusammensetzung von Holz und halmgutartiger Biomasse entspricht (siehe Tabelle 8) – ein Kreislauf von rund 200 Milliarden Tonnen Biomasse jährlich. Von diesen angenommenen 200•10⁹ t/a werden weniger als 5 % genutzt (siehe Tabelle 3), da durch Zersetzung von terrestrischer Biomasse ohnehin 60•10⁹ t/a wieder in Form von Kohlendioxid in die Atmosphäre geleitet werden, bestünde noch ein großes stoffliches und energetisches Nutzungspotential.

Tabelle 8 Elementarzusammensetzung von holzartiger und halmgutartiger Biomasse [90].

	C	H	O	N	S	Cl	Asche
	%	%	%	%	mg/kg	mg/kg	%
Fichtenholz	50,3	6,2	43,1	0,2	50	< 30	0,4
Buchenholz	49,0	6,1	44,3	0,3	70	50	0,5
Fichtenrinde	52,6	6,0	39,0	0,6	630	90	1,8
Buchenrinde	50,1	5,8	40,9	0,5	790	160	2,6
Weizenstroh	46,8	6,3	40,0	0,4	800	4000	5,1
Miscanthus	48,6	5,5	41,1	0,5	400	2300	3,6

2.8 Nutzungskonzepte für Werkstoffe

Die Art, wie die Menschheit Werkstoffe bisher genutzt hat, besitzt eine Grundeigenschaft, die für eine zukünftige, nachhaltigere Werkstoffnutzung sehr nachteilig ist und von der es bislang nur wenige Ausnahmen gibt. Es ist üblich, einen Werkstoff nach einem ersten Produktleben nicht auf einer gleichen Wertschöpfungsstufe wiederzuverwenden, sondern wenn überhaupt meist auf einer geringeren Stufe. Daneben kann der Werkstoff wiederverwertet oder deponiert werden.

Die Deponierung von Abfall wird oft plakativ in englischer Sprache als „from cradle to grave“, d. h. wörtlich „von der Wiege bis zum Grab“, bezeichnet. Hierzu zählt auch, biogene Werkstoffe, wie z. B. auch Biokunststoffe und biologisch abbaubare petrochemische Kunststoffe, einer Kompostierung zuzuführen (siehe dazu Kap. 2.4, 2.5 und 2.6), da dabei eine fast vollständige oder vollständige Umwandlung in CO_2 erfolgt und keine stoffliche Nutzung mehr möglich ist.

Eine weitere Variante ist die thermische Verwertung, also eine Kopplung einer stofflichen (werkstofflichen) Nutzung mit einer nachgelagerten energetischen Nutzung, was als Kaskadennutzung bezeichnet wird. Diese ist vor allem dann vielversprechend, wenn ein ausreichender energetischer Beitrag durch den Werkstoff geliefert werden kann. Möglich ist hier auch der Einsatz als Ersatzbrennstoff, z. B. in der Zementindustrie, die eine sehr energieintensive Branche ist. Hier kommen auch beispielsweise Altreifen (siehe Kap. 6.1.1 Kautschuk) zum Einsatz. Denkbar ist auch die Verwendung von Sekundär- bzw. Ersatzbrennstoffen, die zusätzlich auch einen signifikanten stofflichen Beitrag liefern, z. B. bei der Zementherstellung, die Calcium, Aluminium und Silizium benötigt. Wenn der Ersatzbrennstoff Verbindungen dieser Elemente liefern kann (bei Kunststoffen bzw. faserverstärkten Kunststoffen vor allem CaO , Al_2O_3 , SiO_2) kann dieser zumindest teilweise als Sekundärrohstoff betrachtet werden. Entscheidend für eine sinnvolle energetische Verwertung nach einer stofflichen Nutzung ist aber, dass sich der Energieinhalt des Werkstoffs im Sinne seines Brennwertes bzw. Heizwertes auf einem für den Prozess ausreichenden Niveau befindet. Eine Zusammenstellung der Brennwerte verschiedener Biokunststoffe zeigt Bild 51.

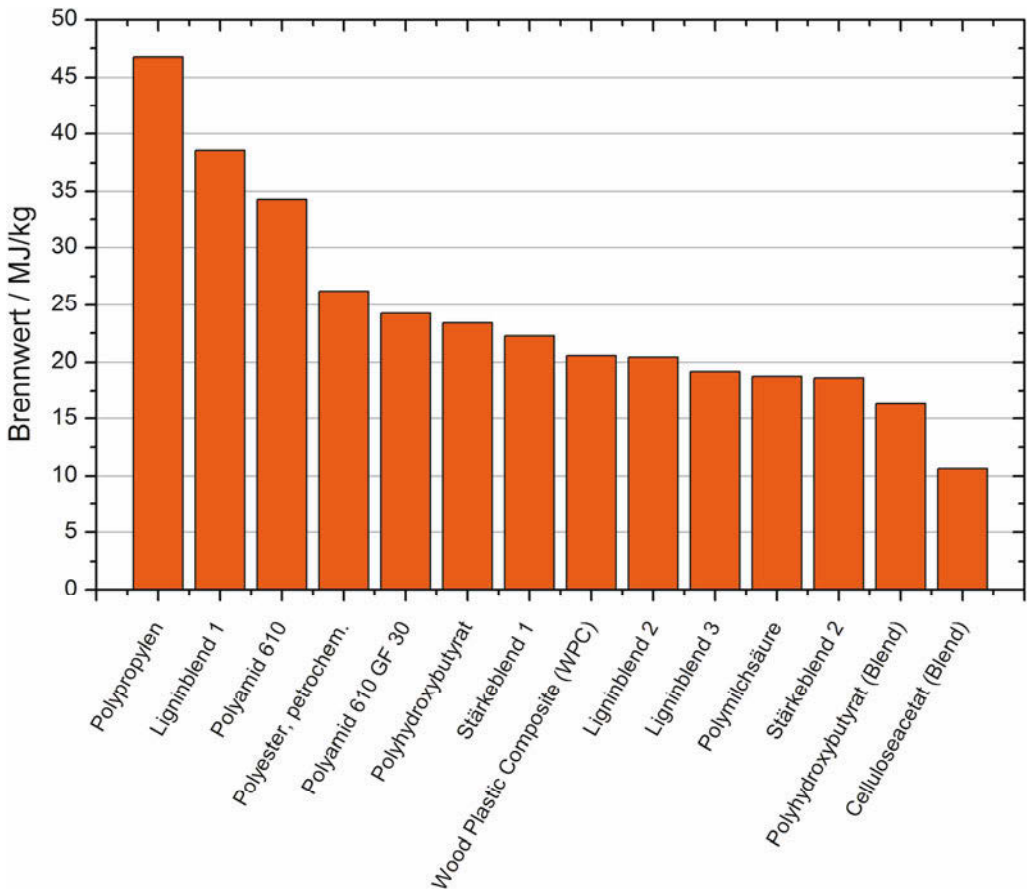


Bild 51 Brennwerte verschiedener Biokunststoffe und petrochemischer Kunststoffe.

Die dritte Variante, ein Recycling, d. h. eine stoffliche Wiederverwertung, ist in der Praxis meist ein „Downcycling“, d. h. eine Wiederverwertung auf einer niedrigeren Wertschöpfungsstufe. Es existieren jedoch auch Beispiele für ein Recycling auf der gleichen Wertschöpfungsstufe, wie z. B. typischerweise die Verwendung von PVC aus Fensterrahmen. Hier können Fensterrahmenprofile vollständig aus Rezyklat extrudiert werden, die dann jedoch schlechtere Eigenschaften haben als Neuware. Möglich ist auch, eine Coextrusion aus Rezyklat und Neuware durchzuführen. Bei diesem Prozess wird die Neuware an der Oberfläche extrudiert und bedeckt das Rezyklat [91]. „Upcycling“, d. h. eine Wiederverwertung auf einer höheren Wertschöpfungsstufe ist die anspruchsvollste Variante einer Wiederverwertung. Eines der seltenen Beispiele dafür ist die Nutzung von gebrauchten PET-Flaschen (Polyethylenterephthalat) zur Herstellung von PET-Fasern, die dann zur Herstellung von Fleece-Bekleidung verwendet werden [92]. Da der Wert eines hochwertigen Bekleidungsstückes sicher höher eingeschätzt werden kann als der Wert der zu seiner Herstellung verwendeten PET-Flaschen, kann man hier berechtigterweise von Upcycling sprechen. Es gibt Hersteller, die diesen Prozess schon seit mehreren Jahrzehnten nutzen [92]. In jeder Ausprägung der dritten Variante kann man die Werkstoffnutzung in Analogie zu „from cradle to grave“ als „from cradle to cradle“ – d. h. „von der Wiege bis zur Wiege“ – bezeichnen, da der Werkstoff einem weiteren werkstofflichen Leben zugeführt wird, auch wenn dieses weitere werkstoffliche Leben auf einer niedrigeren

Wertschöpfungsebene stattfindet. In Bild 52 ist diese Variante eines technischen Nährstoffkreislaufs [93] gezeigt.

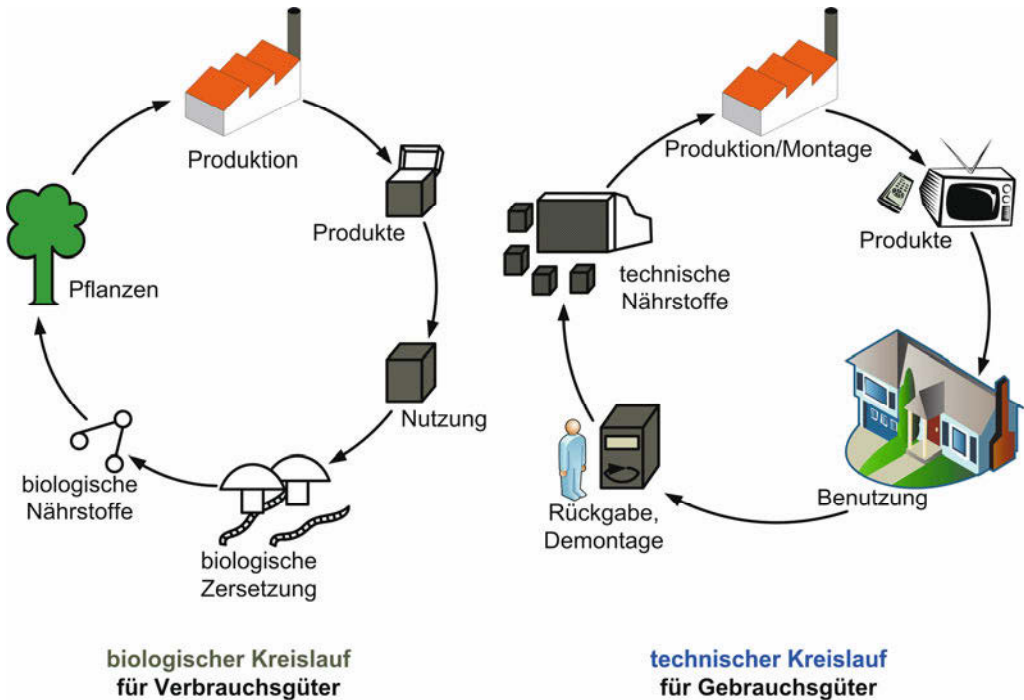


Bild 52 Konzept „from cradle to cradle“ für Verbrauchsgüter und Gebrauchsgüter (nach [93]).

Die in Bild 52 links gezeigte Variante eines biologischen Kreislaufs für Verbrauchsgüter trifft für die Kompostierung abbaubarer Stoffe zu. Hier ist – insbesondere im Vergleich mit der Variante eines technischen Kreislaufs für Gebrauchsgüter mit einer echten Wiederverwertung auf vergleichbarer Wertschöpfungsstufe – jedoch zweierlei fraglich: Zum einen stellt sich die Frage nach dem Sinn des biologischen Abbaus im Hinblick auf die CO_2 -Bilanz, wenn Stoffe überwiegend in CO_2 umgewandelt werden (siehe Kap. 2.4, 2.5 und 2.6). Zweitens ist fraglich, ob die ehemals biogenen Kohlenstoff-Atome aus den Pflanzen tatsächlich einen biogenen Nährstoff bilden können, der – idealerweise vollständig – in wiederum werkstofflich nutzbare Biomasse umgewandelt werden kann, wenn die Zersetzung in CO_2 nicht der dominierende Effekt sein sollte.

In diesem Zusammenhang ist auch die europäische Gesetzgebung zur Behandlung von Abfällen zu beachten. In der sogenannten Abfallrahmenrichtlinie [94] wird ein fünfstufiges Prinzip der Abfallbehandlung zugrunde gelegt:

- 1) Abfallvermeidung
- 2) Wiederverwendung
- 3) Wiederverwertung (d. h. „Recycling“)
- 4) Sonstige Verwertung, z. B. thermische Verwertung
- 5) Deponierung

Dabei ist zu beachten, dass bestimmte Stoffe – zumindest in einigen Ländern – nicht mehr der Deponierung zugeführt werden dürfen.

Für biogene Werkstoffe im Allgemeinen und Biokunststoffe im Speziellen sind weitere Richtlinien relevant, besonders die Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle [95] bzw. deren Änderungen Richtlinie 2004/12/EG [96] und Richtlinie 2005/20/EG [97]. Außerdem die Richtlinie 2006/66/EG über Batterien und Akkumulatoren [98], Richtlinie 2002/96/EG über Elektro- und Elektronik-Altgeräte [99] und Richtlinie 2000/53/EG über Altfahrzeuge [100] (sogenannte „end-of-life-vehicles“-Richtlinie).

Insbesondere die letztgenannte Altfahrzeug-Richtlinie stellt weitreichende Anforderungen an die Werkstoffe, die zur Herstellung der Automobile verwendet werden. Die Richtlinie schreibt vor, dass Fahrzeuge, die ab 2015 gebaut werden, zu mindestens 85 % einer Wiederverwendung oder Wiederverwertung (stofflich) zugeführt werden und mindestens 10 % einer energetischen Verwertung. Demnach dürfen maximal 5 % an Stoffen verbleiben, die deponiert werden müssen, wobei bestimmte Stoffe, wie z. B. faserverstärkte Kunststoffe, nicht länger deponiert werden dürfen. Diese können – wie z. B. die Rotorblätter von Windenergieanlagen – bei der Zementherstellung als Sekundärbrennstoff mit einem Heizwert von 14 MJ/kg und als Sekundärrohstoff eingesetzt werden [101]. Die Zementherstellung ist äußerst energieintensiv und geht mit großen CO₂-Emissionen einher. Biogene Werkstoffe können an ihrem werkstofflichen Lebensende hier sehr sinnvoll als CO₂-neutraler Ersatzbrennstoff zum Einsatz kommen.

Die vom Bundestag am 30.03.2011 beschlossene Novelle des Kreislaufwirtschaftsgesetzes [102] bringt ebenfalls einige Änderungen, die es notwendig machen, die Nutzungskonzepte von Werkstoffen zu überdenken. So wird beispielsweise ab 2015 eine Pflicht zur Getrennsammlung von Papier-, Glas-, Metall- und Kunststoffabfällen eingeführt. Siedlungsabfälle sollen dann ab 2020 zu 65 % (Gewichtsprozent) einem hochwertigen Recycling zugeführt werden. Bau- und Abbruchabfälle sollen ab 2020 zu 70 % wiederverwertet werden, allerdings wird durch die Bundesregierung noch bis Ende 2016 geprüft, ob diese Quote weiter erhöht werden kann. Weiterhin sollen gesetzliche Grundlagen für Abfallvermeidungsprogramme und für die Weiterentwicklung der Verpackungsverordnung geschaffen werden. Es ist offensichtlich, dass all diese gesetzlichen Maßnahmen, die sicher in Zukunft weiter ausgearbeitet werden, für erhebliche Veränderungen in der Nutzung von Werkstoffen sorgen werden und zu neuen Notwendigkeiten führen. Dann wird auch die Frage nach der Ökobilanzierung von Produkten und den zu ihrer Herstellung verwendeten Werkstoffen und Energiemengen noch weiter an Bedeutung gewinnen (siehe Kap. 2.9).

2.9 Ökobilanz

Die Ökobilanz ist eine über die Normen DIN EN ISO 14040 [103] und DIN EN ISO 14044 [104] definierte Methode mit dem Ziel, die Auswirkung von Produkten und Produktsystemen auf die Umwelt quantifizierbar zu machen [105]. Die englischsprachige Entsprechung lautet Life Cycle Assessment (LCA), d. h. Lebenszyklusanalyse. Dadurch ist eine anschaulichere Beschreibung der Methode gegeben. In der Norm DIN EN ISO 14040 wird die Ökobilanz unter „Lebenswegbetrachtung“ definiert:

„Die Ökobilanz betrachtet den gesamten Lebensweg eines Produktes, von der Rohstoffgewinnung und -erzeugung über die Energieerzeugung und Materialherstellung bis zur Anwendung, Abfallbehandlung und endgültigen Beseitigung. Durch einen systematischen Überblick und eine Vorausschau kann die Verlagerung einer möglichen Umweltbelastung zwischen den Abschnitten oder einzelnen Prozessen des Lebensweges identifiziert und möglicherweise vermieden werden.“

Grundsätzlich unterliegt die Ökobilanz in der heute normativ gefassten Form der Einschränkung, dass soziale und ökonomische Aspekte unberücksichtigt bleiben, die Betrachtung der Nachhaltigkeit sich demnach auf die ökologischen Aspekte der Produkte beschränkt [105].

Bei der Anwendungen der Methode auf die stoffliche Nutzung nachwachsender Rohstoffe ergeben sich Besonderheiten. Typischerweise wird der Lebensweg von Produkten nur „von der Wiege bis zum Grab“ („from cradle to grave“) betrachtet. Die Norm spricht von der Abfallbehandlung und der endgültigen Beseitigung, d. h. bis zum Ende des stofflichen Produktlebens. Gerade Produkte aus nachwachsenden Rohstoffen bieten jedoch die Möglichkeit einer energetischen Nutzung nach der stofflichen Nutzung. Dies wird als Kaskadennutzung bezeichnet, siehe Bild 53. Vergleicht man beispielsweise petrochemische Kunststoffe mit Biokunststoffen, so sollten die Biokunststoffe in erster Näherung eine bessere CO₂-Bilanz aufweisen, da die enthaltenen Kohlenstoffatome zuvor von Pflanzen in Form von CO₂ aus der Atmosphäre aufgenommen worden sind. Diese Betrachtung gilt unter der Annahme, dass zur Herstellung der Biokunststoffe im Vergleich mit petrochemischen Kunststoffen nicht so viel mehr Energie aufgewendet werden muss, dass der stoffliche Vorteil durch die Verwendung biogener Kohlenstoffatome überkompensiert wird (siehe dazu auch Kap. 2.3 Petrochemische Kunststoffe und 2.4 Biokunststoffe sowie Bild 40 und Bild 43).

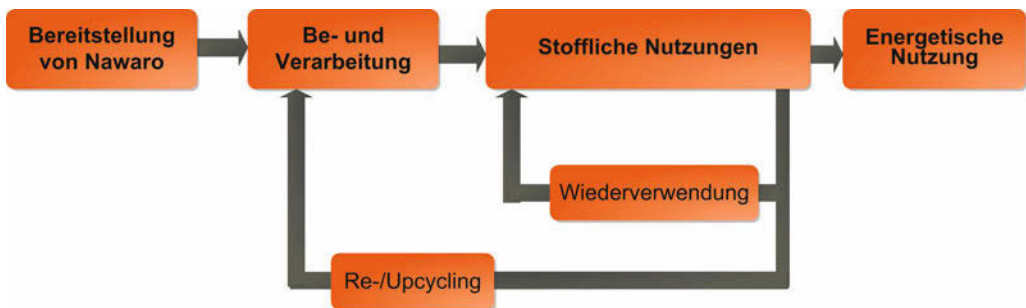


Bild 53 Wenn durch wiederholte werkstoffliche Wiederverwendung oder Wiederverwertung die stofflichen Nutzungsmöglichkeiten eines Werkstoffs erschöpft sind, kann eine energetische Nutzung nachgelagert werden (Kaskadennutzung) (nach [93], [106]).

Die Betrachtung der Kaskadennutzung (erst stofflich dann energetisch) ist aber nur ein Ausschnitt des gesamten Produktlebenszyklus. Im Idealfall erfolgt die Werkstoffnutzung wie im vorangegangenen Kapitel dargestellt so, dass sich nach der ersten werkstofflichen Nutzung eine weitere werkstoffliche Nutzung anschließt („from cradle to cradle“, „von der Wiege bis zur Wiege“). Auch dieser Fall muss in einer Ökobilanz erfassbar sein: Wenn es keine Gewinnung bzw. Herstellung von Rohstoffen gibt, weil das Produkt aus den recycelten Bestandteilen eines Produktes nach dessen erstem werkstofflichen Leben besteht, müssen ggf. ökobilanzielle Vorteile darstellbar werden.

Ökobilanzen sind somit ein wichtiges Instrument, um zu einer Aussage hinsichtlich der mit einem Produkt verbundenen Umweltbelastungen zu gelangen. Die Struktur einer Ökobilanz folgt den in der Norm DIN ISO EN 14040 festgelegten Vorgaben, die in Bild 54 dargestellt sind. Die wesentlichen Komponenten sind:

- 1) Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens
- 2) Sachbilanz
- 3) Wirkungsabschätzung
- 4) Auswertung

Die bidirektionalen Pfeile in Bild 54 bedeuten, dass eine iterative Technik zur Optimierung der einzelnen Schritte angewendet wird.

Für eine detaillierte Betrachtung der Vorgehensweise und der Problemfelder bei der Erstellung einer Ökobilanz sei auf die Spezialliteratur verwiesen [105], [107]. Einige Fragestellungen sollen jedoch aufgrund ihrer großen grundsätzlichen Bedeutung auch für die Bilanzierung der stofflichen und energetischen Nutzung nachwachsender Rohstoffe dargestellt werden, dies insbesondere da die Nutzung nachwachsender Rohstoffe nicht zwangsläufig zu Vorteilen für die Umwelt führt. Eine der zentralen Fragestellungen wie man diesbezüglich zu einer sachlich angemessenen Aussage über die Sinnhaftigkeit der Nutzung nachwachsender Rohstoffe kommen kann betrifft Schritt 1 der Ökobilanz „Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens“. Hier erfolgt die Festlegung der Systemgrenze der Ökobilanz, d. h. die Abgrenzung dessen, was betrachtet wird.

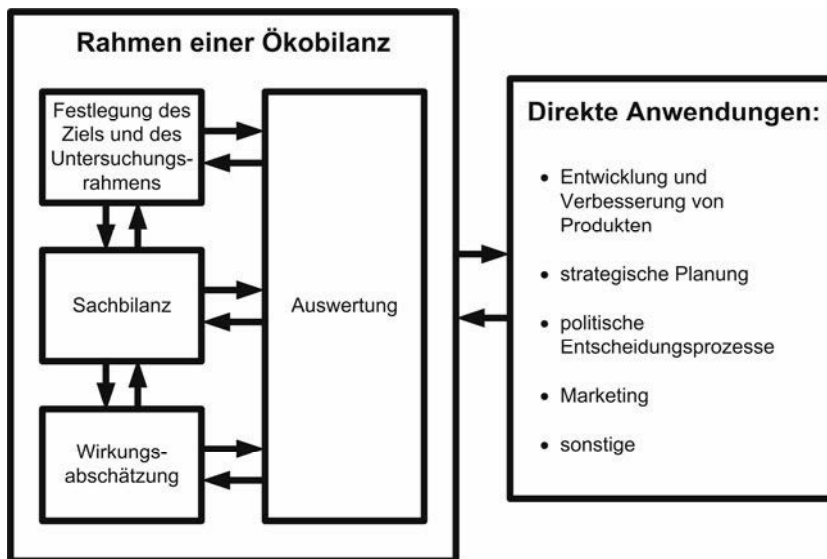


Bild 54 Komponenten einer Ökobilanz nach ISO EN 14040 [105].

Die Festlegung der Systemgrenze und demnach des Untersuchungsrahmens hat offensichtlich eine erhebliche Bedeutung für das Ergebnis und die Aussagekraft der Ökobilanz. Bild 55 zeigt anschaulich verschiedene allgemeine Möglichkeiten, eine Systemgrenze festzulegen.

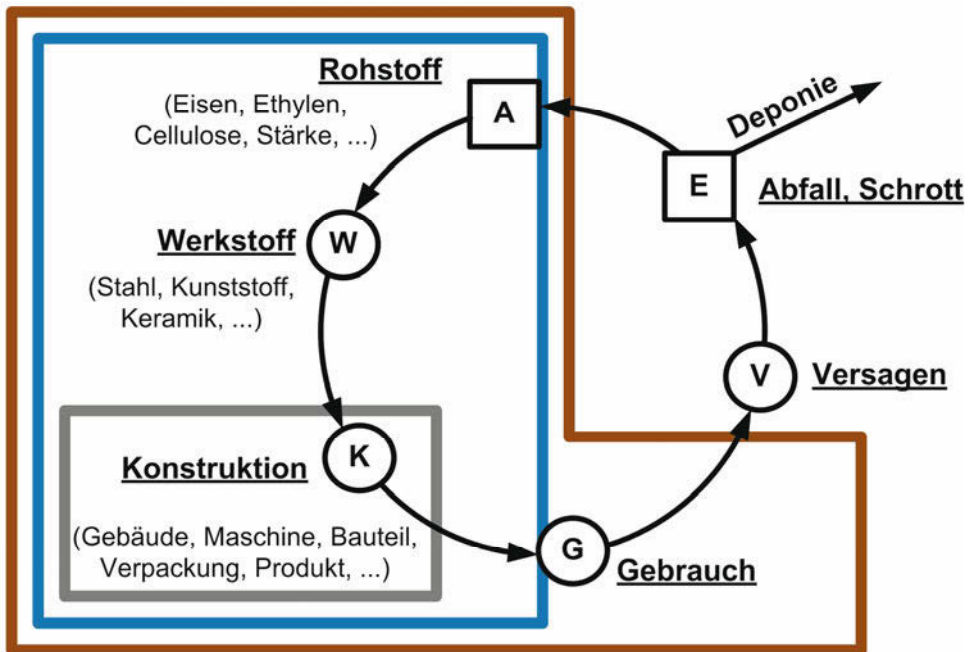


Bild 55 Die Festlegung der Systemgrenze spielt eine entscheidende Rolle für das Ergebnis der Ökobilanz. Erläuterungen siehe Text (Darstellung nach [79]).

Die verschiedenen in Bild 55 gezeigten Abgrenzungen beinhalten also unterschiedlich große Teile des gesamten Produktlebenszyklus. Dabei bedeuten:

Grauer Rahmen: „from gate to gate“, „vom Werkstor bis zum Werkstor“ – es wird nur der Herstellungsprozess betrachtet.

Blauer Rahmen: „from cradle to gate“, „von der Wiege bis zum Werkstor“ – es wird der Herstellungsprozess einschließlich der Gewinnung der Rohstoffe betrachtet (die in Kap. 4.4 Stärke und Stärkeblends beispielhaft vorgestellte Environmental Product Declaration, EPD, entspricht dieser Abgrenzung).

Brauner Rahmen: „from cradle to user“, „von der Wiege bis zum Nutzer“ – es wird der Herstellungsprozess einschließlich Rohstoffgewinnung und Transport sowie die Nutzungsphase betrachtet.

Schwarzer Rahmen: „from cradle to grave“, „von der Wiege bis zum Grab“ – es wird der Herstellungsprozess einschließlich Rohstoffgewinnung und Transport sowie Nutzungsphase und Entsorgung betrachtet.

Bei vergleichenden Ökobilanzen, die zwei Produkte oder Produktsysteme betrachten, ist es natürlich unabdingbar, gleiche Systemgrenzen festzulegen.

Für die Festlegung der Systemgrenze gibt es zeitliche, räumliche und sachliche Abgrenzungen. Für die sachliche Abgrenzung ist hinsichtlich der erneuerbaren Stoffproduktion u. a. zu beantworten, welche andere Landnutzungsform dagegen bilanziert wird. Die zeitliche Abgrenzung betrifft z. B. die Frage, wie lange CO_2 , das in nachwachsenden Rohstoffen gebunden wird, als gespeichert angesehen wird. Eine biogene Verpackung mit kurzfristiger thermischer Verwertung und CO_2 -Freisetzung oder Baustoffe aus Holz sind zwei grundlegend verschiedene Bei-

spiele. Die räumliche Abgrenzung betrifft z. B. die Frage, ob bei der verwendeten elektrischen Energie zur Herstellung eines nachwachsenden Rohstoffs Strom mit einem hohen erneuerbaren Anteil z. B. aus Deutschland oder Strom mit einem hohen Anteil an Atomkraft aus Frankreich verwendet wurde.

Die Festlegung der Systemgrenze und den zugeordneten Abschneideregeln kommt demnach erhebliche Bedeutung zu und die Diskussion über deren Festlegung ist auch im normativen Prozess nicht abgeschlossen, wie die Weiterentwicklung relevanter Normen zeigt. Möglicherweise lassen sich hier bestimmte Fragen nicht mit universeller Gültigkeit beantworten.

Es ist durchaus möglich, ohne die Gefahr der Verfälschung ganze Teile des Produktlebenswegs nicht zu bilanzieren, wenn diese entweder erwiesenermaßen keinen signifikanten Beitrag zur Ökobilanz leisten oder wenn sie – bei vergleichenden Ökobilanzen – für beide Produkte gleich sind. So zeigt Bild 56 eine vereinfachte Darstellung für das Produktsystem PVC-Fenster. Eine vergleichende Ökobilanz für ein Fenster mit PVC-Rahmen und Holzrahmen kann ohne die Gefahr der Verfälschung Schrauben, Beschläge, Glas usw. unberücksichtigt lassen, da diese Bauteile für den PVC- und den Holzrahmen gleich sind und der Unterschied in der Bilanz im Wesentlichen nur durch das Rahmenmaterial bestimmt wird.

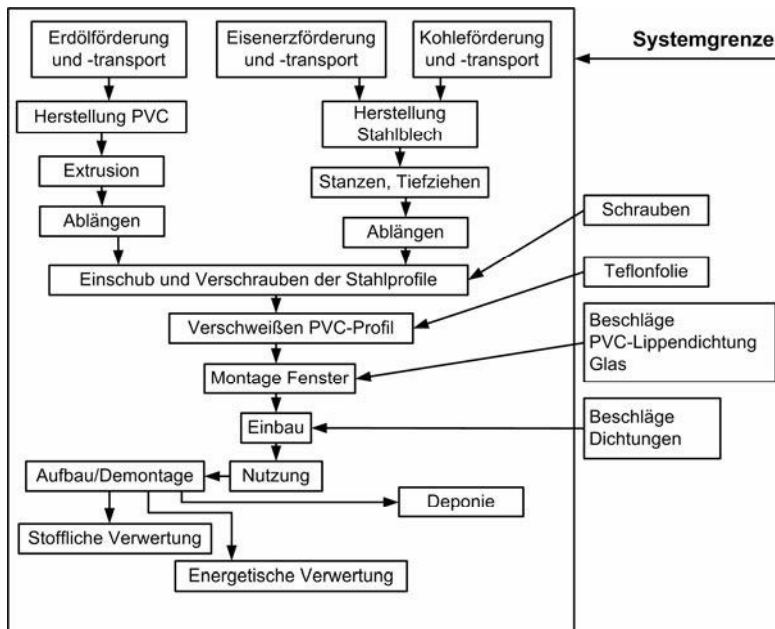


Bild 56 Vereinfachte Darstellung des Produktlebenswegs eines PVC-Fensters (nach [105]).

Schwieriger ist jedoch die Frage der Abschneideregeln. Die Norm DIN EN ISO 14044 schreibt zur Festlegung der Systemgrenzen beispielsweise vor, Beiträge nicht zu berücksichtigen, wenn ein bestimmter Prozentbetrag (oft wird 1 % gewählt) bei Masse, Energie und Umweltrelevanz unterschritten wird. Diese Vorgehensweise ist verständlich, insbesondere wenn sie bei vergleichenden Ökobilanzen auf alle zu vergleichenden Produkte angewendet wird. Allerdings findet sich auch die Aussage, dass Investitionsgüter, die zur Herstellung der Produkte erforderlich sind, nicht zu bilanzieren sind (Landmaschinen zur Produktion von nachwachsenden Rohstoffen, Kunststoffextrusionsmaschinen, Düngemittelfabriken etc.) sondern diese als vorhanden

angenommen werden, sofern es nicht diese Produktionsmaschinen selbst sind, die bilanziert werden [105]. Nimmt man jedoch beispielsweise an, dass ein Landwirt im Fall a) eine neue Maschine erwirbt, um in Ergänzung zu seinem bisherigen Betätigungsfeld nun nachwachsende Rohstoffe z. B. für das Bauwesen oder zur Herstellung von Biokunststoffen zu erzeugen oder er ist im Fall b) in der Lage, durch eine verbesserte Auslastung einer schon vorhandenen Maschine diese Stoffproduktion zu bewerkstelligen. Hier stellt sich die Frage, ob die beiden Fälle bilanziell tatsächlich vergleichbar sind, wenn einmal eine neue Maschine erworben – und dafür hergestellt – werden muss und im anderen Falle nicht.

Die jüngste Fassung der DIN EN ISO 14040 aus dem Jahr 2009 [103] hebt die Bedeutung der Kriterien zur Festlegung der Systemgrenze für die Vertrauenswürdigkeit der Ergebnisse der Studie hervor und führt beispielhaft Lebenswegabschnitte, Prozessmodule und Flüsse auf, die bei der Festlegung der Systemgrenze berücksichtigt werden sollen. Hierunter findet sich auch die „*Herstellung, Wartung und Außerbetriebsetzung der Produktionsanlagen*“. Wie die Berücksichtigung bei der Festlegung konkret erfolgen soll wird aber nicht definiert, d. h. es bleibt an dieser Stelle die Frage, ob die Herstellung von Produktionsanlagen eingeschlossen oder ausgeschlossen werden soll. Da zur Herstellung von Produktionsanlagen wiederum Produktionsanlagen im weitesten Sinne erforderlich sind, ist ohne eine sachlich sinnvolle Abgrenzung (z. B. im Sinne einer prozentualen Regelung) eine Ökobilanz nahezu undurchführbar (weil grenzenlos), wie z. B. in [108] anschaulich ausgeführt wird.

Der Normentwurf ISO/DIS 14067 [109], der die Erstellung von Studien zum Product Carbon Footprint (PCF) zum Inhalt hat, sich somit auf die Kohlendioxid-Bilanz beschränkt, beschreibt die Notwendigkeiten bei der Festlegung der Systemgrenze wie folgt: Zunächst wird im Normentwurf ISO/DIS 14067 festgehalten, dass die Festlegung der Systemgrenze mit dem Ziel der PCF-Studie konsistent sein muss, konkret hängt sie von der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens ab. In Bezug auf Beiträge ganzer Lebenszyklusphasen des Produkts, Prozesse, „Inputs“ und „Outputs“ wird dann konkreter festgehalten, dass Beiträge nur dann nicht zu berücksichtigen sind, wenn sie die Gesamtaussage bzw. Schlussfolgerung der Studie nicht signifikant ändern. Auch dieser Ansatz würde bedeuten, dass größere Investitionsgüter, die speziell zur Herstellung des betrachteten Produkts neu angeschafft worden sind, bilanziert werden müssen.

Weiterhin sind bei der Bilanzierung ggf. Koppelprodukte zu berücksichtigen: Dies spielt beispielsweise bei der Herstellung von Biodiesel eine Rolle, bei der durch Umesterung der Pflanzenöle (siehe Kap. 16.1 Öle und Fette) aus 100 Liter Pflanzenöl als Koppelprodukt 17 Liter Glycerin anfallen. Das Glycerin kann z. B. bei der Herstellung ungesättigter Polyesterharze oder anderer Kunststoffe verwendet werden und muss entsprechend mitbilanziert werden.

Die Sachbilanz ist in gewissem Sinn der Kern der Ökobilanz und quantifiziert nach DIN EN ISO 14040 die sogenannten Inputs und Outputs eines Produktes. Dazu wird der gesamte Lebensweg des Produktes betrachtet [105].

Hier werden demnach alle Energie- und Massenströme analysiert gemäß einem Fließbild des Produktsystems – wie Bild 56 – dessen Prozessschritte dann im Detail mit den zugehörigen Energie- und Masseflüssen belegt werden müssen.

Die Wirkungsabschätzung schließlich soll es möglich machen, die Umweltwirkungen, die mit einem Produkt oder Produktsystem einhergehen, messbar und über Produktsysteme hinaus vergleichbar zu machen. Die Normen DIN EN ISO 14040 und DIN EN ISO 14044 definieren die Wirkungsabschätzung. Sie dient dem Erkennen und der Beurteilung der Größe von potentiellen Umweltwirkungen sowie deren Bedeutung. Auch hier wird der gesamte Lebensweg des Produktes analysiert.

Es wird jedoch keine Liste verbindlicher Kategorien der Wirkungsabschätzung gegeben, so dass die Auswahl der anzugebenden Wirkkategorien dem Ersteller der Ökobilanz überlassen ist. Zu dieser Problematik siehe die Ökobilanz von Joghurtbechern aus Polymilchsäure in Kap. 7.1 Polymilchsäure. Tabelle 9 zeigt Wirkkategorien, die möglich sind. Die rechte Seite der Tabelle fasst Ergebnisse der Sachbilanzkategorien in Schadenskategorien zusammen.

Tabelle 9 Möglichkeiten für Wirkungskategorien oder Wirkkategorien. In der Spalte rechts sind einzelne Wirkkategorien aus der Sachbilanzebene zu Schadenskategorien zusammengefasst (unter Eutrophierung wird Nährstoffeintrag, z. B. in Form von Phosphor verstanden) [105].

Wirkungskategorie	Wirkungskategorie		
	Wirkungskategorie der Schadensbilanzergebnisse	Schadenskategorie	
Humantoxizität Ökotoxizität Eutrophierung (aquatisch) Eutrophierung (terrestrisch) Naturraumbeanspruchung Ozonbildung (bodennah) Ressourcenbeanspruchung Ozonabbau (Stratosphäre) Treibhauseffekt Versauerung	Humantoxizität	Menschliche Gesundheit	
	Effekte auf die Atmung		
	Ionisierende Strahlung		
	Ozonschichtzerstörung	Menschliche Gesundheit	Qualität von Ökosystemen
	Photochemische Oxidation	Menschliche Gesundheit	Qualität von Ökosystemen
	Aquatische Ökotoxizität	Qualität von Ökosystemen	
	Terrestrische Ökotoxizität		
	Aquatische Versauerung		
	Aquatische Eutrophierung		
	Terrestrische Versauerung und Eutrophierung		
	Landnutzung		
	Globale Erwärmung	Klimaänderung	
	Nicht erneuerbare Energie	Ressourcen	
	Abbau von Mineralien		

Neben der Ökobilanz oder Lebenszyklusanalyse (LCA), die in der Regel zumindest das Lebensende des Produkts und die Entsorgung mit betrachtet, existieren auch andere Analysemethoden, die nur bestimmte Ausschnitte des Produktlebenszyklus oder bestimmte Umweltaspekte betrachten. Die in Kap. 4.4 gezeigte Environmental Product Declaration (EPD) bilanziert in dem konkreten Fall das Produkt lediglich bis zum Ende des Herstellprozesses bzw. dem Verlassen des Werksgeländes. Hier ist anzumerken, dass insbesondere für Produkte, deren Ökobilanz durch die Nutzungsphase dominiert wird – wie z. B. Fahrzeuge bzw. Fahrzeugteile oder auch Fensterrahmen – dieser Ansatz unzureichend ist. Zu rechtfertigen ist er eher bei Produkten mit äußerst kurzer Lebensdauer, wie z. B. Verpackungsmaterialien. Der Ansatz ist insbesondere dann sinnvoll, wenn beispielsweise ein Hersteller eines Biokunststoff-Granulats sein Produkt bilanzieren möchte, sich aber auf Basis des Produktes durch Weiterverarbeitung zahlreiche Produktvarianten mit zum Teil völlig unterschiedlichen Anwendungsgebieten ergeben können (siehe Kap. 4.4).

In diesem Zusammenhang ist interessant, wie die Norm DIN EN ISO 14025 Typ III Umweltdeklarationen, die von Dritten vergeben werden, beschreibt. Solche Deklarationen, wie eine EPD, dienen demnach als Mittel für den Informationsaustausch innerhalb des produzierenden Gewerbes (B2B, „business to business“) wobei der Informationsaustausch zwischen Herstellern und Endkunden ausdrücklich nicht ausgeschlossen wird [110]. Die Umweltdeklaration hat das Ziel, eine ökologische Vergleichbarkeit von Produkten zu schaffen, die denselben Zweck oder dieselbe Funktion haben. Dadurch soll unter Marktaspekten ein kontinuierlicher Verbesserungsprozess angestoßen werden. Es sollen alle Umweltaspekte des gesamten Lebenswegs berücksichtigt werden. Werden nur Lebenswegabschnitte (wie z. B. „from cradle to gate“) betrachtet, muss diese Vorgehensweise begründet werden. Im obigen Beispiel ist die Beschränkung auf „from cradle to gate“ aber aus den genannten Gründen schlüssig, da nach der Herstellung des Biokunststoff-Granulats beim ursprünglichen Produzenten verschiedene Endprodukte durch teilweise völlig verschiedene Weiterverarbeitungsprozesse gefertigt werden.

Eine weitere Variante der Bilanzierung ist der schon angesprochene Product Carbon Footprint (PCF), d. h. eine Methode die analysiert, welche CO₂-Emissionen mit der Herstellung, Nutzung und Entsorgung eines Produkts verbundenen sind. Eine solche Variante ist z. B. dann interessant, wenn durch Energieverbrauch während einer sehr langen Nutzungsphase des Produkts die Gesamtbelastung der Umwelt im Wesentlichen durch diese Nutzungsphase und den mit dem Energieverbrauch verbundenen CO₂-Ausstoß verursacht wird. Ein Beispiel für ein Produkt, auf das diese Überlegungen grundsätzlich zutreffen, ist ein Automobil. Der PCF kann aber auch dann aufschlussreiche Ergebnisse liefern, wenn z. B. energieaufwendige Bestandteile im Produkt enthalten sind und/oder schwere Güter über große Entfernungen transportiert werden. So zeigte sich beispielsweise für den PCF eines Weins, der aus Deutschland nach Großbritannien exportiert wird, dass die Herstellung der Flaschen und der Transport für knapp 75 % der CO₂-Emissionen verantwortlich sind, die dem Produkt zugeordnet werden [111]. Jedoch können auch hohe Aufwendungen für Rohstoffe durch Vorteile bei einer – insbesondere langen – Nutzungsphase Energie- und CO₂-bilanziell überkompensiert werden (s. u.).

In Analogie zum PCF bilanziert der Water Footprint den Wasserverbrauch, der mit der Erzeugung bestimmter Produkte oder Pflanzen einhergeht [112], [113]. Hier wird der „blue water“, „green water“ und „grey water“ Footprint unterschieden. Blau steht für die Menge an Oberflächen- und Grundwasser, die verbraucht wird, wenn ein Produkt hergestellt wird. Grün steht für die Menge an Regenwasser, die benötigt wird. Grau schließlich steht für die Menge an Frischwasser, die benötigt wird, um die Schadstoffkonzentration im Abwasser aus der Produktion des Gutes aufzunehmen, so dass bestehende Standards hinsichtlich der Wasserqualität erreicht werden. Werden nachwachsende Rohstoffe gezielt für die stoffliche oder auch energetische Nutzung angebaut kann der Wasserverbrauch des Anbaus von großem Interesse sein, insbesondere dann wenn Bewässerungsmaßnahmen durchgeführt werden.

Für die stoffliche Nutzung nachwachsender Rohstoffe ist die Ökobilanz von besonderer Bedeutung, da die Herstellung bestimmter Produkte auf Basis nachwachsender Rohstoffe nicht per se von Vorteil ist. Es kommt schließlich darauf an, ob sich in der Summe aller Prozesse, Maßnahmen, Rohstoffe, eingesetzter Energien tatsächlich ein Vorteil für das Produkt auf Basis nachwachsender Rohstoffe ergibt im Vergleich zu dem etablierten Produkt aus anderen Werkstoffen.

Hier sind durchaus verschiedene Interpretationen der Ergebnisse und auch kontroverse Diskussionen möglich, wie die gerichtliche Auseinandersetzung der Fa. Danone und der Deutschen Umwelthilfe zur Ökobilanz eines Joghurtbechers auf Basis von Polymilchsäure (PLA) zeigt.

Auf die unterschiedliche Interpretation der Ergebnisse dieser vergleichenden Ökobilanz wird im Kap. 7.1 Polymilchsäure eingegangen.

Abschließend muss betont werden, dass trotz der Tatsache, dass die Ökobilanzierung eine Methode ist, die möglicherweise nicht abschließend und endgültig definiert ist, dieses Instrument unabdingbar ist, um eine Umweltwirkung eines Produktes abzuschätzen und der anderer Produkte gegenüberzustellen.

Biogene Werkstoffe allgemein, Biokunststoffe im Speziellen und vor allem Naturfaser-verstärkte Werkstoffe sind hinsichtlich ihrer Ökobilanz besonders interessant, wenn es um die Nutzungsphase geht, da diese Werkstoffe ein großes Leichtbaupotential besitzen. Dieser Effekt wird besonders bedeutsam, wenn die Nutzungsphase den Gesamteffekt dominiert. Dies ist typischerweise z. B. bei einem Automobil der Fall – ganz im Gegensatz zu einer Kunststoff-Tragetasche oder einer Kunststoffverpackung, die eine ausgesprochen kurze Nutzungsphase haben. Bei Automobil-Anwendungen hat sich allerdings wie oben beschrieben gezeigt, dass auch höhere Aufwendungen bei der Herstellung des Werkstoffes oder eines Formteils durch Vorteile bei der langen Nutzungsphase überkompensiert werden, so dass sich in der Summe eine positive Gesamtbilanz ergeben kann.

Dies trifft z. B. auf Automobilaußenhautteile aus Aluminium zu, deren Herstellung durch die energieintensive Aluminiumherstellung bilanziell nachteilig gegenüber Stahlteilen ist. Allerdings wird durch das niedrigere Gewicht der Aluminiumbauteile über die Lebensdauer des Fahrzeugs und die typischerweise lange Nutzungsdauer eine positive energetische Gesamtbilanz erzielt. Es wurde beispielsweise gezeigt, dass die Herstellung eines PKW-Heckdeckels („Kofferraumdeckel“) aus Aluminium trotz der hohen Energieaufwendungen für die Herstellung des Rohstoffs durch eine lange Nutzungsphase in einem hochwertigen Automobil zu CO₂-bilanziellen Vorteilen führt, weil der Kraftstoffverbrauch des Fahrzeugs durch die Leichtbauweise sinkt. Im Vergleich mit Stahl gilt dies ebenfalls für faserverstärkte duroplastische Kunststoffbauteile in Form von Automobilaußenhautteilen [114].

Da Verkehr bzw. Transport in Deutschland ca. 28 % des Endenergieverbrauchs ausmacht [115], ist Gewichtseinsparung bei Fahrzeugen von großer Bedeutung im Hinblick auf die Verringerung von CO₂-Emissionen. Kunststoffe und vor allem faserverstärkte (auch Naturfaser-verstärkte) Kunststoffe können hier einen wichtigen Beitrag leisten, wie die Aktivitäten der Automobilhersteller zeigen, die vermehrt diese Materialien einsetzen und die Verwendung klassischer Werkstoffe reduzieren. Insbesondere bei Elektrofahrzeugen, die den Nachteil der großen Batteriegewichte besitzen, ist die Gewichtseinsparung beim restlichen Fahrzeug besonders wichtig. Einige Automobilhersteller setzen hier ganz deutlich auf Verbundwerkstoffe, inzwischen sogar bei der Karosserie von Großserienfahrzeugen [116]. Wenn diese Verbundwerkstoffe durch die Verwendung biogener Matrices und die Verwendung der besonders leichten Naturfasern auf eine biogene Basis gestellt werden könnten, wäre die Möglichkeit gegeben, am Ende des Fahrzeuglebens Bauteile auch in erster Näherung CO₂-neutral einer thermischen Verwertung zuzuführen, wenn keine stoffliche Wiederverwertung möglich ist. Ökobilanziell wären dann durch die Nutzung der biogenen Werkstoffe große Vorteile zu erwarten.

2.10 Ökonomische Situation bei Kunststoffen

Eine Darstellung der stofflichen Nutzung nachwachsender Rohstoffe kommt nicht ohne eine Betrachtung der ökonomischen Situation aus. Natürlich existieren einige – insbesondere traditionell genutzte – biogene Werkstoffe, die auch hinsichtlich der Kosten mit nicht-biogenen Konkurrenzprodukten wettbewerbsfähig sind. Das trifft z. B. auf Holz als Konstruktionswerk-

stoff (z. B. Hausbau) zu oder auch auf Baumwolle als Bekleidungsfaser. Allerdings sind viele biogene Werkstoffe meist teurere Alternativen, so dass die Ökonomie einer größeren Nutzung im Wege steht. Leder ist beispielsweise für Autositze, Sitzmöbel, robuste Bekleidung, Schuhe und Taschen ein sehr geeigneter und langlebiger Werkstoff, der allerdings relativ teuer ist und dessen Produktion auch nicht auf direktem Weg beliebig gesteigert werden kann, da er ein Nebenprodukt der Nahrungsmittelherstellung ist.

Eine Sonderstellung bei den biogenen Werkstoffen nehmen in gewisser Hinsicht die Biokunststoffe ein, die im Wettbewerb zu petrochemischen Kunststoffen stehen. Petrochemische Kunststoffe sind teilweise sehr preiswert, da sie auf der immer noch vergleichsweise günstigen Rohstoffbasis Erdöl beruhen, unter Verwendung ausgereifter, lange bestehender Technologien gefertigt werden und die Mengen sehr groß sind. Polyethylen wird beispielsweise in einer Größenordnung von 65 Millionen Jahrestonnen hergestellt (siehe Kap. 2.3). So beginnen die Preise für Polyethylen niedriger Dichte (PE-LD) bei ca. 1,30 €/kg (siehe Bild 60).

Die Preise für Kunststoffe folgen dem Erdölpreis, wobei je nach Kunststoffart ein unterschiedlicher zeitlicher Versatz zu den Preisänderungen beim Rohöl zu beobachten ist. Dieser Effekt ist unter anderem durch die unterschiedliche Anzahl von Wertschöpfungsstufen begründet. So ist ein unverstärkter Massenkunststoff (sogenannte „commodities“ wie Polyolefine und deren Vorstufen) zeitlich näher an der Rohölpreisentwicklung als ein faserverstärkter Spezial-Duroplast (sogenannte „specialties“). Immer ist jedoch die Korrelation mit dem Rohölpreis vorhanden; Bild 57 zeigt die Preisentwicklung eines Polymerpreisindex, der die wesentlichen Kunststoffe in der Summe abbildet [117].

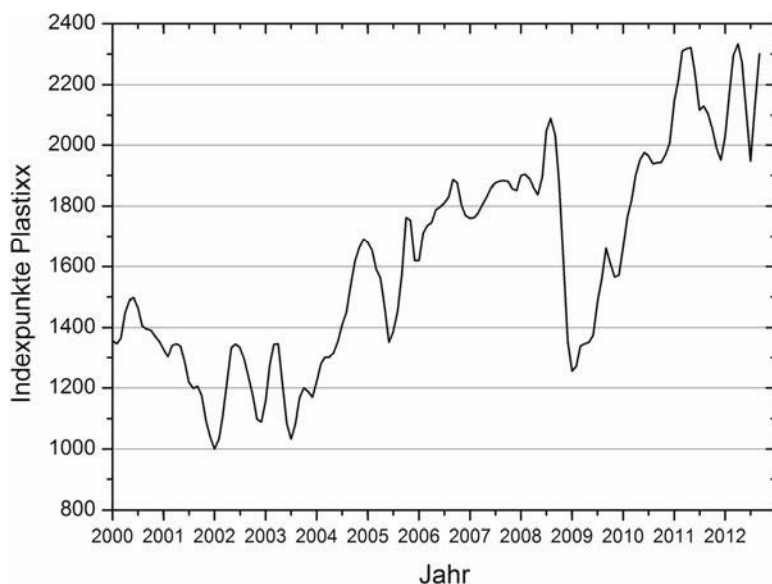


Bild 57 Verlauf des Polymerpreisindex Plastixx seit dem Jahr 2000. Der Preis für Kunststoffe folgt – zum Teil mit einem zeitlichen Versatz – der Ölpreisentwicklung [117]. Mit freundlicher Genehmigung der KI – Kunststoff-Information (www.kiweb.de).

Die meisten Biokunststoffe sind heute preislich noch nicht wettbewerbsfähig mit den petrochemischen Kunststoffen, mit der einzigen Ausnahme Polymilchsäure (PLA); dieser Werkstoff ist in Abhängigkeit von der Menge ab ca. 2 €/kg erhältlich (siehe Kap. 7.1).

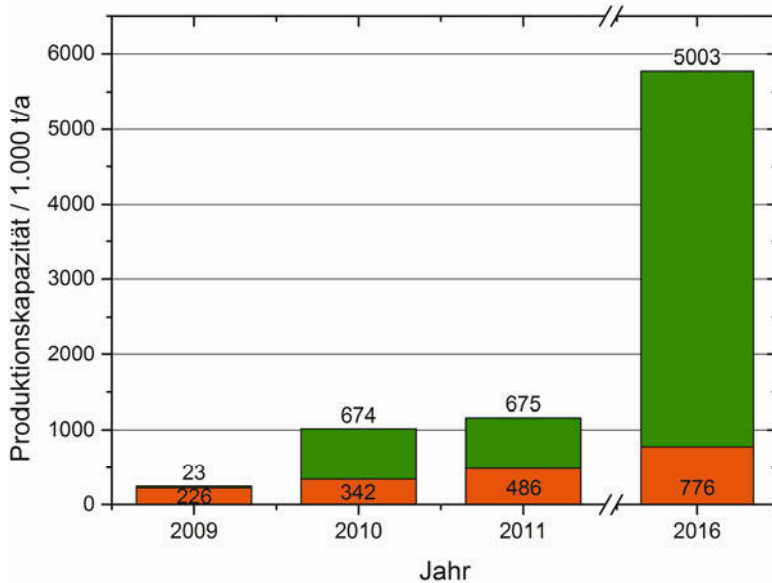


Bild 58 Entwicklung der Produktionskapazität für biologisch abbaubare petrochemische Kunststoffe und Biokunststoffe und nicht-biologisch abbaubare Biokunststoffe von 2009 bis 2011 und Prognose für 2016 nach [118]. Petrochemische biologisch abbaubare Kunststoffe, sollten nicht als Biokunststoffe bezeichnet werden, da sie nicht der belebten Natur entstammen (bios = gr. [Leben]). Siehe auch Kap. 2.5.

Allerdings sind die Fertigungsmengen noch vergleichsweise niedrig und liegen in der Summe aller Biokunststoffe unter 1 % der jährlichen Fertigungsmenge petrochemischer Kunststoffe (siehe Bild 58). Skaleneffekte werden bei steigender Menge die Biokunststoffe verbilligen. Hinzu kommt, dass einige schon eingetretene und zukünftige Veränderungen die Nutzung biogener Werkstoffe im Allgemeinen und Biokunststoffen im Speziellen verstärken werden. So sollte sich in erster Näherung eine bessere CO₂-Bilanz ergeben, wenn Verpackungsmaterialien auf biogener Basis einer thermischen Verwertung zugeführt werden anstatt deren petrochemischer Analoga (siehe Kap. 2.3). Klimaschutzziele sollten somit mit Biokunststoffen leichter erreichbar sein, sofern nicht ein geschlossener Stoffkreislauf für die petrochemischen Kunststoffe geschaffen wird. Hier kommen dann auch die neuen Entwicklungen bei der Abfallgesetzgebung zum Tragen, da das Recycling von Rohstoffen zukünftig an Bedeutung gewinnen wird (siehe Kap. 2.8).

Entsprechend sind die Erwartungen für die zukünftigen Produktionsmengen von Biokunststoffen, die nach einer Studie aus dem Jahr 2009 in einem mittleren Szenario für das Jahr 2020 mit 3 Millionen t/a angenommen wurden (siehe Bild 59) [119]. Inzwischen werden für das Jahr 2016 schon nahezu 6 Millionen Tonnen prognostiziert (siehe Bild 58), wobei darin auch petrochemische aber biologisch abbaubare Kunststoffe enthalten sind (siehe Kap. 2.5).

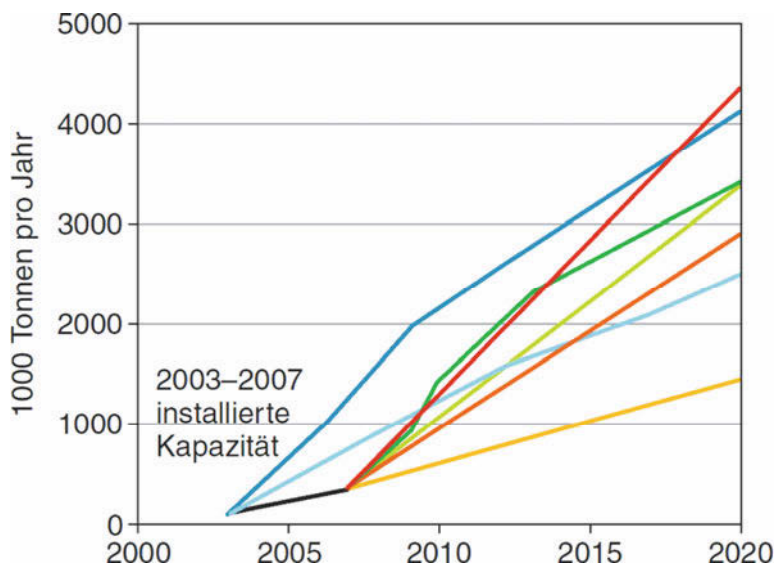


Bild 59 Verschiedene Prognosen für die zukünftige Entwicklung der Produktionskapazität für Biokunststoffe (nach [119]). Die Werte von 2003 bis 2007 stellen tatsächlich installierte Kapazitäten dar. Die Mengenprognosen beruhen auf: Verlautbarungen der Firmen (—), Erwartung der Biokunststoff-Industrie (—), einem optimistischen (—), pessimistischen (—) und mittleren (—) Szenario nach [119] sowie einem Szenario ohne (—) und mit (—) politischen Maßnahmen nach [120].

Eine detaillierte Betrachtung ökonomischer Aspekte erfolgt in den einzelnen Kapiteln zu den Werkstoffen. In Bild 60 ist der Vergleich zwischen den Preisen bzw. Preisspannen einiger Biokunststoffe mit etablierten petrochemischen Kunststoffen dargestellt. Die Preise für Biokunststoffe liegen also meist auf einem deutlich höheren Preisniveau. Allerdings vollziehen sich bei Biokunststoffen hier deutliche Veränderungen durch das Auftreten immer neuer Anbieter und durch die Optimierung von Prozessen.

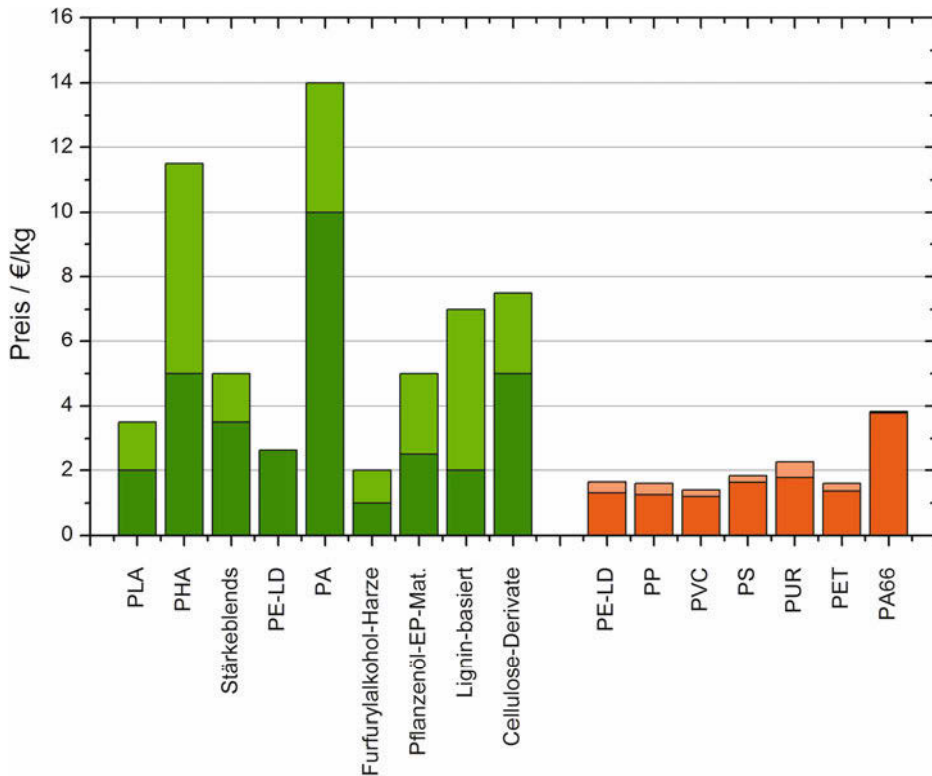


Bild 60 Preise bzw. Preisspannen für Biokunststoffe (links, grün) im Vergleich mit etablierten petrochemischen Kunststoffen (rechts, orange).

2.11 Einteilung der betrachteten Produkte und Werkstoffe

Eine umfangreiche Betrachtung zahlreicher verschiedener Werkstoffe sollte einer Ordnung folgen. Würde sich die Darstellung z. B. nur auf Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen beschränken (Biokunststoffe), so könnte eine Einteilung nach werkstofflichem Verhalten, d. h. in Thermoplaste, Duroplaste und Elastomere [3], [121] erfolgen. Physikalisch liegt bei dieser Einteilung die unterschiedliche Temperaturabhängigkeit des Schubmoduls zugrunde. Es werden hier jedoch nicht nur Kunststoffe betrachtet, sondern auch beispielsweise Holz als biogener Verbundwerkstoff und außerdem exemplarisch monomere biogene Produkte einbezogen. Aus diesem Grund wird eine andere Struktur für die Einteilung der Werkstoffe angewendet.

Die Grundeinteilung der Produkte und Werkstoffe in zwei große Klassen erfolgt hier nach ihrer Art des Vorkommens in der Natur: Liegen die Stoffe in der Natur grundsätzlich bereits in der Form als Polymer vor, in der sie zu ihrer werkstofflichen Anwendung kommen, werden sie in Teil A behandelt. Entstehen die Polymere oder Makromoleküle durch einen nachgelagerten Schritt von Menschenhand aus biogenen Monomeren oder Oligomeren, erfolgt ihre Behandlung in Teil B [3]. Vielfach werden die in der Natur vorkommenden Monomere auch in dieser monomeren Form genutzt. Solche Anwendungen werden exemplarisch dargestellt, wenn auch eine Nutzung des Polymers erfolgt. Eine vollständige Darstellung der Nutzungsmöglichkeiten

biogener Monomere erfolgt hier nicht, dies schliesse alle Verfahren und Produkte der sogenannten Weißen Biotechnologie [122] mit ein.

Es gibt auch strukturell interessante Grenzfälle, die sich dieser Klassifizierung zumindest in ihrer strengen Form entziehen. Dies ist beispielsweise dann der Fall, wenn das Molekül in der Natur schon als Oligomer oder auch als Polymer mit geringerer Molmasse als im Endzustand d. h. in der Anwendung vorliegt. In diesem Fall wird das Molekül dann in einem nachgelagerten Schritt gewissermaßen von Menschenhand einer chemischen Reaktion unterzogen; diese Reaktion führt zur Bildung neuer Bindungen und damit zu einer höheren Molmasse. Beispiele für eine solche Situation sind Kautschuk, der bereits als Polymer mit großer Molmasse vorliegt und später mit Schwefel dreidimensional quervernetzt wird und auch Schellack, bei dem zumindest keine Monomere vorliegen, sondern kleinere Oligomere mit Molmassen von ca. 1000 g/mol.

Im Hinblick auf eine systematische Betrachtung biogener Stoffe, die zu einem werkstofflichen Einsatz kommen, hat sich die hier angewandte Grundeinteilung als sehr zweckmäßig erwiesen, weil sich die meisten Stoffe, die werkstofflich verwendet werden können, zunächst in diese beiden großen Gruppen einteilen lassen. Eine weitere Klassifizierung innerhalb der beiden Gruppen erfolgt dann nach der chemischen Stofffamilie der biogenen Werkstoffe und Produkte.

Literatur

- [1] V. Tewary, *Mechanics of Fibre Composites*, New Delhi: Wiley Eastern Limited, 1978.
- [2] U. Tschimmel, *Die Zehntausend-Dollar-Idee: Kunststoff-Geschichte vom Celluloid zum Superchip*, Düsseldorf: Econ-Verlag, 1989.
- [3] J. Falbe und M. Regitz, (Hrsg.), *Römp- Chemie-Lexikon*, Stuttgart: Georg Thieme Verlag, 1995.
- [4] A. Gardziella und H.-G. Haub, „Phenolharze,“ in *Becker/Braun – Kunststoffhandbuch Duroplaste*, München, Hanser Verlag, 1988.
- [5] U. Löber, (Hrsg.), „Bakelit,“ Koblenz, Landesmuseum Koblenz, 1993.
- [6] H.-G. Elias, *Große Moleküle*, Berlin: Springer-Verlag, 1985.
- [7] S. Peters, *Material formt Produkt – Innovations- und Marktschancen erhöhen mit professionellen Kreativen*, Wiesbaden: HA HessenAgentur GmbH, 2010.
- [8] Eurostat, „Umweltdatenzentrum für den Bereich Abfälle,“ 2008. epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/waste/data/database. (Zugriff am 22.07.2012).
- [9] Verein der Kohlenimporteure, „Jahresbericht 2012 – Fakten und Trends 2011/2012,“ 2012. www.verein-kohlenimporteure.de/download/2012/VDKI_Jahresbericht_2012.pdf?navid=18. (Zugriff am 23.09.2012).
- [10] BP, „BP Statistical Review of World Energy June 2012,“ 06.2012. www.bp.com/statisticalreview. (Zugriff am 23.10.2012).
- [11] Verein Deutscher Zementwerke e.V., „Zementproduktion und -verbrauch weltweit im Überblick,“ 2012. www.vdzement.de/. (Zugriff am 08.07.2012).

- [12] E. Beri , (Hrsg.), Der neue Fischer Weltalmanach 2012, Frankfurt am Main: Fischer Taschenbuch Verlag, 2012.
- [13] International Energy Agency, „Key World Energy Statistics,“ 2010. www.iea.org/textbase/nppdf/free/2010/key_stats_2010.pdf. (Zugriff am 08.07.2012).
- [14] Food and Agriculture Organization of the United Nations, „FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations,“ 2012. faostat.fao.org. (Zugriff am 04.07.2012).
- [15] World Steel Association, „World Steel Association,“ 2011. www.worldsteel.org. (Zugriff am 08.07.2012).
- [16] U.S. Geological Survey, *Mineral commodity summaries 2013*, Reston, Virginia: U.S. Government Printing Office, 2013.
- [17] Verband Deutscher Papierfabriken e.V., „Papiermachen – Informationen zu Rohstoffen und Papierherstellung,“ www.vdp-online.de/download.html. (Zugriff am 27.07.2012).
- [18] Plastics Europe, „Plastics the facts 2012,“ 21.09.2012. www.plasticseurope.org/Document/plastics-the-facts-2012.aspx?Page=DOCUMENT&FolID=2. (Zugriff am 15.10.2012).
- [19] „Wirtschaftliche Vereinigung Zucker – Verein der Zuckerindustrie,“ 2012. www.zuckerverbaende.de/zuckermarkt/zahlen-und-fakten/weltzuckermarkt.html. (Zugriff am 08.07.2012).
- [20] F. Licht, „Renewable Fuels Association,“ 2012. www.ethanolrfa.org. (Zugriff am 08.07.2012).
- [21] OECD, „OECD FAO Agricultural Outlook 2011–2020,“ 2011. stats.oecd.org/viewhtml.aspx?QueryId=30104&vh=0000&vf=0&l&il=blank&lang=en. (Zugriff am 08.07.2012).
- [22] J.L. Sawin, et al., „Renewables 2012 Global Status Report,“ 2012. www.ren21.net/Portals/97/documents/GSR/GSR2012_low%20res_FINAL.pdf. (Zugriff am 15.10.2012).
- [23] European Man-made Fibres Association, „European Man-made Fibres Association,“ 2013. www.cifrs.org. (Zugriff am 19.09.2013).
- [24] International Aluminum Institute, 2012. world-aluminium.org/statistics/primary-aluminium-production/. (Zugriff am 23.05.2013).
- [25] „European Bioplastics,“ 2012. en.european-bioplastics.org/. (Zugriff am 08.07.2012).
- [26] International Magnesium Association, 2010. www.intlmag.org/files/yend2010.pdf. (Zugriff am 08.07.2012).
- [27] G. Reich, From collagen to leather – the theoretical background, Ludwigshafen: BASF Service Center, 2007.
- [28] P. Nuhn, Naturstoffchemie, Stuttgart: S. Hirzel Verlag, 2006.

- [29] L. Stryer, Biochemie, Heidelberg: Spektrum der Wissenschaft Verlagsgesellschaft mbH, 1990.
- [30] D. Fengel, „Cellulose,“ in *Polysaccharide*, Berlin, Springer-Verlag, 1985, pp. 15–24.
- [31] P. Sitte, E. Weiler, J. Kadereit, A. Bresinsky und C. Körner, Strasburger – Lehrbuch der Botanik, Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag, 2002.
- [32] H. Sahm, „Mikrobieller Abbau von Cellulose und Xylan,“ in *Polysaccharide – Eigenschaften und Nutzung – Eine Einführung*, Berlin, Springer-Verlag, 1985.
- [33] W. Sandermann, *Holz Roh. Werkst.*, Bd. 31, p. 11, 1973.
- [34] G. Ebert, Biopolymere, Stuttgart: B.G. Teubner, 1993.
- [35] H. Zoebelein, (Hrsg.), Dictionary of Renewable Resources, Weinheim: VCH, 1997.
- [36] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), „Abfallwirtschaft in Deutschland 2011 – Fakten, Daten, Grafiken,“ 2011. www.bmu.de. (Zugriff am 08.07.2012).
- [37] „Nachhaltige Entwicklung in Deutschland: Indikatorenbericht 2012,“ Statistisches Bundesamt Wiesbaden, 02.2012. www.destatis.de. (Zugriff am 04.07.2012).
- [38] G. Ehrenstein, Faserverbund-Kunststoffe, München: Hanser-Verlag, 2006.
- [39] P. Fratzl, „Knochen auf den Zahn gefühlt,“ *MaxPlanckForschung*, Nr. 1, pp. 10–11, 2005.
- [40] P. Fratzl, R. Weinkamer, „Nature’s hierarchical materials,“ *Progress in Materials Science*, Bd. 52, pp. 1263–1334, 2007.
- [41] H. Honour, Venedig – Ein Führer, München: Prestel-Verlag, 1966.
- [42] P. Mohan, 2012.
- [43] *Norm: DIN EN ISO 472:2002-02 Kunststoffe – Fachwörterverzeichnis*, Berlin: Beuth-Verlag, 2002.
- [44] W. Keim, (Hrsg.), Kunststoffe – Synthese, Herstellungsverfahren, Apparaturen, Weinheim: Wiley-VCH, 2006.
- [45] E. Baur, S. Brinkmann, T. Osswald und E. Schmachtenberg, Saechtling Kunststoff Taschenbuch, München: Carl Hanser Verlag, 2007.
- [46] Autorenkollektiv, Brockhaus Enzyklopädie in vierundzwanzig Bänden, Mannheim: F.A. Brockhaus, 1991.
- [47] H.-G. Elias, Makromoleküle – Struktur – Eigenschaften – Synthesen – Stoffe, Basel: Hüthig & Wepf Verlag, 1972.
- [48] H.-G. Elias, Makromoleküle, Band 1: Chemische Struktur und Synthesen, Weinheim: Wiley-VCH, 1999.
- [49] B. Carlowitz, (Hrsg.), Becker/Braun – Kunststoffhandbuch, Band 1, Die Kunststoffe, München: Carl Hanser Verlag, 1990.

- [50] W. Hellerich, G. Harsch und S. Haenle, Werkstoffführer Kunststoffe, München: Carl Hanser Verlag, 2004.
- [51] G. Becker, D. Braun, A. Schley und A. Schwarz, (Hrsg.), Becker/Braun – Kunststoffhandbuch, Band 4, Polyolefine, München: Carl Hanser Verlag, 1969.
- [52] H. Felger, G. Becker und D. Braun, (Hrsg.), Becker/Braun – Kunststoffhandbuch, Band 2/1 und 2/2, Polyvinylchlorid, München: Carl-Hanser-Verlag, 1986.
- [53] L. Bottenbruch, D. Braun und G. Becker, (Hrsg.), Becker/Braun – Kunststoffhandbuch, Band 3/1, Polycarbonate, Polyacetale, Polyester, Celluloseester, München: Carl-Hanser-Verlag, 1992.
- [54] R. Gellert, G. Becker, H. Gausepohl und D. Braun, (Hrsg.), Becker/Braun – Kunststoffhandbuch, Band 4, Polystyrol, München: Carl-Hanser-Verlag, 1995.
- [55] G. Becker, D. Braun und G. Oertel, (Hrsg.), Becker/Braun – Kunststoffhandbuch, Band 7, Polyurethane, München: Carl-Hanser-Verlag, 1993.
- [56] W. Woebcken, (Hrsg.), Becker/Braun – Kunststoffhandbuch, Band 10, Duroplaste, München: Carl Hanser Verlag, 1988.
- [57] R&G Faserverbundwerkstoffe, „Übersicht Kunststoffe“, wiki.r-g.de/index.php?title=%C3%9Cbersicht_Kunststoffe. (Zugriff am 12.07.2012).
- [58] E. Hahne, Technische Thermodynamik, München: Oldenbourg Wissenschaftsverlag GmbH, 2004.
- [59] Plastics Europe, „Eco-profiles“, www.plasticseurope.org/plastics-sustainability/eco-profiles.aspx. (Zugriff am 11.07.2012).
- [60] IK Industrievereinigung Kunststoffverpackungen e.V., „Kunststofftragetaschen – Deutschland ist nicht Italien“, 18.01.2011. www.kunststoffverpackungen.de/index.php?id=4814&langfront=de. (Zugriff am 11.07.2012).
- [61] Europäisches Komitee für Normung, *Technischer Bericht CEN/TR 15932: Kunststoffe – Empfehlung für die Charakterisierung von Biopolymeren und Biokunststoffen*, Brüssel: Beuth-Verlag, 2010.
- [62] A. Steinbüchel, (Hrsg.), Biopolymers – Biology, Chemistry, Biotechnology, Applications, Weinheim: Wiley-VCH, 2003.
- [63] A. McNaught und A. Wilkinson, IUPAC. Compendium of Chemical Technology, 2nd ed. (the „Gold Book“), Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1997.
- [64] Normenausschuss Verpackungswesen (NAVp) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., *Norm DIN EN 13432. Anforderungen an die Verwertung von Verpackungen durch Kompostierung und biologischen Abbau*, Berlin: DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 2000.
- [65] H. D. Baehr und S. Kabelac, Thermodynamik, Berlin: Springer-Verlag, 2009.

- [66] BASF SE, Kommunikation Kunststoffe, „Biologisch abbaubare Polymere – Von der Natur inspiriert: Ecoflex, Ecovio“, BASF SE, 03.2011. (Zugriff am 04.07.2012).
- [67] D. Scherzer, BASF SE, *Deutscher Bioraffinerie-Kongress*, 2007.
- [68] *Norm DIN EN 14855. Bestimmung der vollständigen aeroben Bioabbaubarkeit von Kunststoff-Materialien unter den Bedingungen kontrollierter Kompostierung – Verfahren mittels Analyse des freigesetzten Kohlenstoffdioxides – Teil 1: Allgemeines Verfahren*, Berlin: Deutsches Institut für Normung e.V., 2007.
- [69] Showa Denko, „Thermoplastic Aliphatic Polyester Bionolle“, showadenko.us/product/bionolle.php. (Zugriff am 11.07.2012).
- [70] *Norm ASTM D6400-12 Standard Specification for Labeling of Plastics Designed to be Aerobically Composted in Municipal or Industrial Facilities*, West Conshohocken, USA: ASTM International.
- [71] European Bioplastics, „European Bioplastics – Publications“, 07.2009. en.european-bioplastics.org/wp-content/uploads/2011/04/pp/Oxo_PositionsPaper.pdf. (Zugriff am 22.01.2013).
- [72] E. Bockstiegel, „The North Pacific Garbage Patch – Problems and Potential Solutions – SPEA 499 Honors Thesis“, 30.04.2010. www.indiana.edu/~spea/pubs/undergrad-honors/volume-4/bockstiegel_elizabeth.pdf. (Zugriff am 11.07.2012).
- [73] NOAA Marine Debris Program, „Marine Debris: De-mystifying the ‚Great Pacific Garbage Patch‘“, 19.07.2012. marinedebris.noaa.gov/info/patch.html#1. (Zugriff am 02.01.2013).
- [74] G. Pretting und W. Boote, *Plastic Planet – Die dunkle Seite der Kunststoffe*, Freiburg: orange-press, 2010.
- [75] C. Moore, S. Moore, M. Leecaster und S. Weisberg, „A Comparison of Plastic and Plankton in the North Pacific Central Gyre“, *Marine Pollution Bulletin*, Bd. 42, Nr. 12, pp. 1297–1300, 2001.
- [76] K. Marks und D. Howden, „The world’s rubbish dump: A tip that stretches from Hawaii to Japan“, *The Independent*, 05.02.2008.
- [77] W. Reinecke und M. Schlömann, *Umweltmikrobiologie*, München: Elsevier GmbH, 2007.
- [78] C. Bastioli, (Hrsg.), *Handbook of Biodegradable Polymers*, Shawbury: Rapra Technology Limited, 2005.
- [79] H.-J. Endres und A. Siebert-Raths, *Technische Biopolymere. Rahmenbedingungen, Marktsituation, Herstellung, Aufbau und Eigenschaften*, München: Hanser-Verlag, 2009.
- [80] *Norm: DIN EN ISO 14851:2004-10 Bestimmung der vollständigen aeroben Bioabbaubarkeit von Kunststoff-Materialien in einem wäßrigen Medium – Verfahren mittels Messung des Sauerstoffbedarfs in einem geschlossenen Respirometer*, Berlin: Beuth-Verlag, 2004.

- [81] *Norm: DIN EN ISO 14852:2004-10 Bestimmung der vollständigen aeroben Bioabbaubarkeit von Kunststoff-Materialien in einem wäßrigen Medium – Verfahren mittels Analyse des freigesetzten Kohlenstoffdioxids*, Berlin: Beuth-Verlag, 2004.
- [82] DIN Certco, „DIN Certco“, 2012. www.dincertco.de. (Zugriff am 04.07.2012).
- [83] Japan Bioplastics Association, „Japan Bioplastics Association“, www.jbpaweb.net/english/english.htm. (Zugriff am 11.07.2012).
- [84] Japan Bioplastics Association, „GreenPla Certification System“, 06.2007. www.jbpaweb.net/english/g-3.pdf. (Zugriff am 11.07.2012).
- [85] Abfallwirtschaftsverband Mainz-Bingen, *Dreckblättche*, Ingelheim: Abfallwirtschaftsverband Mainz-Bingen, 2011.
- [86] T. Smith und R. Smith, *Ökologie*, München: Pearson Education Deutschland GmbH, 2009.
- [87] International Energy Agency IEA, „CO₂ emissions from fuel combustion“, International Energy Agency, Paris, 2009.
- [88] International Energy Agency IEA, „Global carbon-dioxide emisisions increase by 1,0 Gt in 2011 to record high“, 24.05.2012. www.iea.org/newsroomandevents/news/2012/may/name,27216,en.html. (Zugriff am 04.11.2012).
- [89] S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. Averyt, M. Tignor und H. Miller, *Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
- [90] R. Marutzky und K. Seeger, *Energie aus Holz und anderer Biomasse*, Leinfelden-Echterdingen: DRW-Verlag, 2002.
- [91] E. Röhr, *PVC Taschenbuch*, München: Carl Hanser Verlag, 2007.
- [92] Patagonia, „Common Threads Garment Recycling Program“, www.patagonia.com/pdf/en_US/common_thread_exec_summary.pdf. (Zugriff am 11.07.2012).
- [93] M. Braungart und W. McDonough, (Hrsg.), *Die nächste industrielle Revolution – Die cradle to cradle community*, Leipzig: Cep Europäische Verlagsanstalt, 2011.
- [94] Europäisches Parlament und Rat der europäischen Union, *Richtlinie 2008/98/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien*, Brüssel, 2008.
- [95] Europäisches Parlament und Rat der europäischen Union, *Richtlinie 94/62/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 20. Dezember 1994 über Verpackungen und Verpackungsabfälle*, Brüssel, 1994.
- [96] Europäisches Parlament und Rat der europäischen Union, *Richtlinie 2004/12/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 11. Februar 2004 zur Änderung der Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle*, Brüssel, 2004.

- [97] Europäisches Parlament und Rat der europäischen Union, *Richtlinie 2005/20/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 9. März 2005 zur Änderung der Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle*, Brüssel, 2005.
- [98] Europäisches Parlament und Rat der europäischen Union, *Richtlinie 2006/66/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 6. September 2006 über Batterien und Akkumulatoren sowie Altbatterien und Altakkumulatoren und zur Aufhebung der Richtlinie 92/157/EWG*, Brüssel, 2006.
- [99] Europäisches Parlament und Rat der europäischen Union, *Richtlinie 2002/96/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Januar 2003 über Elektro- und Elektronik-Altgeräte*, Brüssel, 2003.
- [100] Europäisches Parlament und Rat der europäischen Union, *Richtlinie 2000/53/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 18. September 2000 über Altfahrzeuge*, Brüssel, 2000.
- [101] E. Schmidl und S. Hinrichs, „Der Kreislauf schließt sich,“ 31.08.2010. www.erneuerbareenergien.de/der-kreislauf-schliesst-sich/150/482/28812. (Zugriff am 04.11.2012).
- [102] Deutsche Bundesregierung, *Entwurf eines Gesetzes zur Neuordnung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallrechts*, Berlin, 2011.
- [103] *Norm: DIN EN ISO 14040:2006 Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen*, Berlin: Beuth-Verlag, 2006.
- [104] *Norm: DIN EN ISO 14044:2006-10 Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen*, Berlin: Beuth-Verlag, 2006.
- [105] W. Klöpffer und B. Grahl, *Ökobilanz (LCA)*, Weinheim: Wiley-VCH, 2009.
- [106] M. Braungart und W. McDonough, *Einfach intelligent produzieren*, Berlin: Berliner Taschenbuch Verlags GmbH, 2005.
- [107] G. Reinhardt, *Energie- und CO₂-Bilanzierung nachwachsender Rohstoffe*, Braunschweig/Wiesbaden: Friedrich Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft mbH, 1993.
- [108] J. Giegrich, H. Fehrenbach, F. Knappe, A. Detzel und K. Kröger, *Studie: Bewertung der Umweltverträglichkeit von Entsorgungsoptionen*, IFEU-Institut, (Hrsg.), Heidelberg, 2002.
- [109] *Norm-Entwurf ISO/DIS 14067:2012-01. Carbon footprint of products – Requirements and guidelines for quantification and communication*, Genf: International Organization for Standardization, 2012.
- [110] *Norm: DIN EN ISO 14025:2011 Umweltkennzeichnungen und -deklarationen – Typ III Umweltdenkungen – Grundsätze und Verfahren*, Berlin: Beuth-Verlag, 2011.
- [111] S. Walg, *Product Carbon Footprint in der Weinproduktion*, Bingen, 2009.
- [112] A. Hoekstra und M. Mekonnen, „The water footprint of humanity,“ *PNAS*, Bd. 109, Nr. 9, pp. 3232–3237, 2012.

- [113] A.Y. Hoekstra, (Hrsg.), „Virtual Water Trade – Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade“, Delft, 2003.
- [114] European Alliance for SMC/BMC, „Sustainability Report – Light Composite Materials“, Brüssel, 2011.
- [115] Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen, „Auswertungstabellen zur Energiebilanz Deutschland“, 06.2011. www.ag-energiebilanzen.de/viewpage.php?idpage=139. (Zugriff am 09.07.2012).
- [116] BMW, „Konzept BMW i“, 2012. www.bmw-i.de/de_de/concept/. (Zugriff am 05.11.2012).
- [117] Kunststoff-Information, „Polymerpreise“, 2012. www.kiweb.de/.
- [118] „European Bioplastics“, European Bioplastics, 2013. en.european-bioplastics.org/wp-content/uploads/2013/publications/EuBP_FactsFigures_bioplastics_2013.pdf. (Zugriff am 12.05.2013).
- [119] L. Shen, J. Haufe und M. Patel, „Product overview and market projection of emerging bio-based plastics: PRO-BIP 2009“, European Bioplastics, 06.2009. en.european-bioplastics.org/wp-content/uploads/2011/03/publications/PROBIP2009_Final_June_2009.pdf. (Zugriff am 10.07.2012).
- [120] O. Wolf, (Hrsg.), „Techno-economic Feasibility of Large-scale Production of Bio-based Polymers in Europe“, 12.2005. ftp.jrc.es/EURdoc/eur22103en.pdf. (Zugriff am 30.05.2013).
- [121] J. Cowie, Chemie und Physik der synthetischen Polymeren, Braunschweig/Wiesbaden: Friedrich Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft mbH, 1991.
- [122] T. Becker, „Biotechnology“, in *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*, Weinheim, Wiley-VCH, 2007.

Stoffliche Nutzung nachwachsender Rohstoffe

Grundlagen - Werkstoffe - Anwendungen

Türk, O.

2014, XXIII, 563 S. 340 Abb., 240 Abb. in Farbe.,

Softcover

ISBN: 978-3-8348-1763-1