

DISSERTATION



BIOPOLYMERVERPACKUNGEN – ANALYSE UND BEWERTUNG DER VERWERTUNGSOPTIONEN AUS SICHT DER ÖSTERREICHISCHEN ABFALLWIRTSCHAFT

erstellt am

**Lehrstuhl für Entsorgungs- und Deponietechnik
der Montanuniversität Leoben**

zur Erlangung
des Doktorgrades der Montanistischen Wissenschaften
(Dr. mont.)

Vorgelegt von:

m9930753

DI Gernot Kreindl

Matthäus Krenauer-Str. 10

8700 Leoben

Gutachter:

o.Univ.Prof. Dr.-Ing. Karl E. Lorber

Hon.-Prof. Mag. Dr. Christoph Scharff

Leoben, 28.03.2013



EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG

Ich erkläre an Eides statt, dass ich diese Arbeit selbständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt und mich auch sonst keiner unerlaubten Hilfsmittel bedient habe.

AFFIDAVIT

I declare in lieu of oath, that I wrote this Thesis and performed the associated research myself, using only literature cited in this volume.

VERÖFFENTLICHUNGEN

Tagungen und Proceedings

Kreindl, G.: Einsatz der sensorgestützten Sortierung im Bereich der Biokunststoffe. Vortrag im Rahmen des 9. Minisymposiums Verfahrenstechnik an der Montanuniversität Leoben. Leoben am 17.04.2013.

Kreindl, G.: Einsatz von Biokunststoffverpackungen aus Sicht der Abfallwirtschaft. In: Recycling und Rohstoffe Band 5. Berlin am 05.03.2013.

Kreindl, G.: Biokunststoffverpackungen im Umfeld der heimischen Abfallwirtschaft. In: DepoTech 2012. Leoben am 06.11.2012.

Kreindl, G.: Effects of Biopolymers as Packaging Materials on Austrian Waste Management. In: ISWA World Solid Waste Congress 2012. Florenz am 17.09.2012.

Kreindl, G.: End of Life and Waste Management of Bio-based Products and Composites. In: European Roundtable on Sustainable Consumption and Production 2012. Bregenz am 02.05.2012.

Poster

Kreindl, G.: Biopolymere – End-of-Life-Betrachtung von Verpackungsabfällen. In: ÖWAV Abfallwirtschaftstagung. Innsbruck vom 17.-18.04.2013.

Kreindl, G.: Biokunststoffverpackungen im Umfeld der österreichischen Abfallwirtschaft. In: ÖWAV Abfallwirtschaftstagung. Linz vom 25.-26.04.2012.

Kreindl, G.: Technische Biopolymere – Ihr Einsatz am Verpackungssektor und ihre Rolle in der Rohstoff- und Entsorgungswirtschaft. In: Österreichische Abfallwirtschaftstage 2010. Eisenstadt vom 21.-22.04.2010.

DANKSAGUNG

Ich bedanke mich bei allen Personen, die im kritischen Diskurs zur Erstellung dieser Dissertation beigetragen haben. Allen voran möchte ich meinen beiden Betreuern Herrn o.Univ.-Prof. Dr.-Ing. Karl E. Lorber, Vorstand des Lehrstuhls für Entsorgungs- und Deponietechnik, und Herrn Hon.-Prof. Mag. Dr. Christoph Scharff, Vorstandssprecher der ARA AG, für die kompetente Unterstützung und die kritische Begutachtung dieser Arbeit meinen Dank aussprechen. Mein Dank ergeht auch an Univ.-Prof. DI Dr. mont Roland Pomberger, Vorstand des Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, für die anregenden Diskussionen. Danke auch den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des ehemaligen Instituts für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE) für die kollegiale Unterstützung.

Ich danke meiner Familie, meinen Eltern und meinem Bruder Alexander sowie auch meiner zukünftigen Frau Bettina, die Verständnis für so manche Nachtschichten, Dienstreisen bzw. Aktivitäten an Wochenenden, die zur Erstellung dieser Dissertation dienten, aufgebracht hat, mir zu jeder Zeit eine moralische Stütze war und mir auch Motivation gegeben hat. Ich widme dieses Werk unserer gemeinsamen Tochter Karolina („*die Tüchtige*“), die im selben Monat, in dem diese Arbeit fertiggestellt wurde, am 19.03.2013 gesund das Licht der Welt erblickte.

Leoben, am 28.03.2013

Kunststoff herzustellen ist keine Kunst mehr, aber diesen Stoff zu beseitigen, ist eine Kunst, denn Kunststoff ist nicht von Pappe.

Originalzitat aus „*Den Nagel auf den Daumen getroffen. Aphorismen*“, 1983.

Gerhard Uhlenbruck
deutscher Immunbiologe und Aphoristiker (1929 -)

Kurzfassung

Biopolymerverpackungen – Analyse und Bewertung der Verwertungsoptionen aus Sicht der österreichischen Abfallwirtschaft

In der vorliegenden Dissertationsarbeit wird auf die Thematik der Entsorgung von kurzlebigen Verpackungen, basierend auf Biopolymeren (biogene Packstoffe), eingegangen. Anhand einer stoffflussorientierten Betrachtungsweise wird aufgezeigt, in welche Behandlungs-, Verwertungs- und/oder Entsorgungsschienen diese Abfälle gehen und welche Auswirkungen sich daraus auf die österreichische Abfallwirtschaft ergeben. Dabei wird nicht nur die aktuelle Situation betrachtet, sondern auch mögliche zukünftige Szenarien diskutiert. Die Auswahl der Szenarien erfolgt in Anlehnung an die derzeit in Österreich etablierte abfallwirtschaftliche Infrastruktur. Als Szenarien für die später durchzuführende Bewertung werden die Deponierung, die Kompostierung bzw. Vergärung im Zuge einer mechanisch-biologischen Behandlung, das Recycling sowie die Verbrennung (Mono- und Mitverbrennung) von Verpackungen auf Basis von Biopolymeren definiert. Somit stützt sich die Analyse im Wesentlichen auf die (haushaltsnahen) Sammel- und Erfassungssysteme „Restmüll“, „Biomüll“ und „Leichtverpackungen (Gelber Sack/Gelbe Tonne)“, aber auch der systemlose, unkontrollierte Eintrag in Form von „Littering“ ist Bestandteil der Betrachtung. Beginnend mit dem gegenwärtigen Aufkommen von Biopolymeren am Verpackungs(abfall)sektor und unter Einbeziehung von Wachstumsprognosen erfolgt eine Betrachtung der Auswirkungen von Biokunststoffverpackungen auf das abfallwirtschaftliche Gesamtsystem. Die daraus abgeleiteten Aussagen bilden die Basis für eine abschließende Bewertung. Durch diese Vorgehensweise wird eine differenzierte End-of-Life-Betrachtung, die den gegenwärtigen Zeitpunkt wie auch die zukünftige Entwicklung umschließt, ermöglicht und es kann dadurch eine Bewertung der oben definierten Teilsysteme aus abfallwirtschaftlicher Sicht vorgenommen werden. Daraus lassen sich wiederum Empfehlungen in Bezug auf die aus heutiger Sicht zu präferierende Behandlungswege für Verpackungen aus biogenen Polymeren ableiten.

Abstract

Biopolymer Packaging – Analysis and Evaluation of Recovery Options from the Perspective of the Austrian Waste Management

The present PhD-work deals with the issue of waste disposal for short-lived packaging based on biopolymers (biogenic packaging materials). Using a material flow oriented approach, it shows the influence of treatment and recovery or disposal processes on the Austrian Waste Management system. Not only the current situation is considered, but also possible future scenarios are discussed. The selection of the scenarios is based on the present waste management infrastructure established in Austria. The following disposal scenarios are part of this study: landfilling, composting and/or fermentation in connection with mechanical-biological treatment, material recycling and combustion (mono- and co-incineration) of packaging based on biopolymers. Thus, the analysis is primarily based on the (household) collection systems for "residual waste", "organic waste" and "lightweight packaging (yellow bag/yellow bin)", but also the unsystematic and uncontrolled entry in form of "littering" is considered. Beginning with the current volume of biopolymers on the packaging (waste) sector and the involvement of growth forecasts, the impacts of biopolymer packaging on Austria's Waste Management system will be described and evaluated. Using this approach, the result is a differentiated end-of-life view that covers the present situation as well as future development. In conclusion, guidelines and recommendations regarding state-of-the-art treatment options for biopolymers packaging are elaborated.

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1 EINLEITUNG	7
1.1 Problemstellung	8
1.2 Zielsetzung	9
1.3 Systematische Vorgehensweise	9
2 NORMATIVE ASPEKTE	11
2.1 Begriffsdefinitionen	11
2.1.1 Normen	11
2.1.2 Polymer, Polymerisat	12
2.1.3 Kunststoff, Formmasse	12
2.1.4 Petrobasierte (fossile) Polymere	12
2.1.4.1 Thermoplaste	12
2.1.4.2 Elastomere	13
2.1.4.3 Duroplaste	14
2.1.5 Terminologie und technische Charakteristika von biogenen Polymeren	14
2.1.5.1 Biogener Werkstoff/Polymer	15
2.1.5.2 Bioverbundwerkstoff	15
2.1.5.3 Biomasse	15
2.1.5.4 Biomassegehalt	16
2.1.5.5 Biokompatibilität	17
2.1.5.6 Biologische Abbaubarkeit, Bioabbaubarkeit	17
2.1.5.7 Kompostierbarkeit	17
2.1.5.8 Haltbarkeit	17
2.2 Standardprüfverfahren zur Bestimmung des biogenen Kohlenstoffanteils	17
2.2.1 Radiokarbon (¹⁴ C)-methode nach ASTM D6866 und CEN/TS 16137	18
2.2.1.1 ¹⁴ C Messmethoden	19
2.2.1.1.1 Proportional-Szintillationszähler-Verfahren (PSM)	20
2.2.1.1.2 Beta-Ionisation (BI)	21
2.2.1.1.3 Beschleuniger-Massenspektrometrie (AMS)	22
2.2.2 ÖNORM EN 15440	24
2.2.2.1 Verfahren der selektiven Auflösung	24
2.2.2.2 Verfahren der manuellen Sortierung	25
2.2.3 CEN/TS 16295	25

2.3	Übergeordnete Standards für biogene Kunststoffe – Prüfung der Kompostierbarkeit	26
2.3.1	Allgemeines	26
2.3.2	DIN V 54900	27
2.3.3	ÖNORM EN 13432.....	27
2.3.4	ÖNORM EN ISO 14855.....	28
2.3.5	ÖNORM EN 14995.....	28
2.3.6	ISO 17088	28
2.3.7	ASTM D6400	28
2.3.8	ASTM D6868	28
2.3.9	AS 4736.....	29
2.3.10	ÖNORM EN ISO 9408.....	29
2.3.11	ÖNORM EN ISO 14851.....	29
2.3.12	ÖNORM EN ISO 14852.....	29
2.3.13	Zusammenfassung der Regelwerke.....	29
3	POLYMERWERKSTOFFE	32
3.1	Historische Entwicklung	34
3.2	Einteilung der Werkstoffgenerationen	35
3.3	Allgemeine Einteilung der Polymerwerkstoffe	39
3.4	Herstellung und Anwendungsgebiete	42
3.4.1	Chemische Synthese.....	43
3.4.2	Technische Anwendungen	44
3.4.2.1	Polyhydroxyalkanoate (PHA).....	45
3.4.2.2	Polyhydroxybutyrat (PHB)	47
3.4.2.3	Polylacticacid (PLA).....	48
3.4.2.4	Polysaccharide bzw. Stärke (Blends) / Thermoplastische Stärke (TPS)....	53
3.4.2.5	Sonstige Biopolymere.....	55
3.4.3	Technische, ökologische und ökonomische Eigenschaften	59
3.4.3.1	Vorteile von Biokunststoffen	59
3.4.3.2	Nachteile von Biokunststoffen	62
3.4.4	Preisentwicklung am Biopolymersektor.....	64
3.5	Aktueller Kunststoffmarkt	66
3.5.1	Fossile Kunststoffe	67
3.5.2	Biokunststoffe	77
3.6	Akteure in Österreich	86
3.7	Biopolymere – Mindmap der Einflussfaktoren.....	89

4	REGLEMENTIERUNG UND AKTUELLE POLITISCHE DISKUSSION ÜBER (BIO-)KUNSTSTOFFVERPACKUNGEN	94
4.1	Rechtliche Rahmenbedingungen für die Sammlung und Verwertung von Biopolymeren im Verpackungsbereich	94
4.1.1	EU-Verpackungsrichtlinie	95
4.1.2	Österreichische Verpackungsverordnung	97
4.1.3	Deutsche Verpackungsverordnung	102
4.2	Serviceverpackungen – „Plastiksackerl“	103
4.2.1	Situation in der EU	103
4.3	Littering („Vermüllung“)	105
4.3.1	Land Sourced Littering	105
4.3.2	Marine Littering	109
4.4	Meinungen und Sichtweisen	112
4.4.1	Ausgangslage – Abfallaufkommen Serviceverpackungen	112
4.4.2	Politik	113
4.4.2.1	Sichtweisen innerhalb der EU	114
4.4.2.2	Situation in Österreich	115
4.4.2.3	Situation in Deutschland	115
4.4.3	Wissenschaftliche Aspekte	116
4.4.3.1	Ökobilanzen – Auswirkungen auf Wirkungskategorien	117
4.4.3.2	Ökologischer Fußabdruck	118
4.4.3.3	Kumulierter Energieaufwand	124
4.4.3.4	Lebenszyklusanalyse	126
4.4.3.5	Kompostierungsversuche von biologisch abbaubaren Kunststoffverpackungen	130
4.4.3.6	Biogaserzeugung aus biologisch abbaubaren Biokunststoffen	133
4.4.3.7	Oxoabbaubarkeit von Biopolymeren	134
4.4.4	Kunststoffindustrie	135
4.4.4.1	Problem des Litterings	136
4.4.4.2	Verpackungen & Biotreibstoffe vs. Lebens- und Futtermittelproduktion	137
4.4.5	Abfüller & Handel	141
4.4.5.1	Biobasierte PET-Flaschen	141
4.4.5.2	Biobasierte Serviceverpackungen im Handel	143
4.4.6	Abfallsammler, -behandler, -verwerter und -entsorger (Stakeholder)	145
4.4.6.1	Beispiele aus der Praxis – Getränkeflaschenrecycling	146
4.4.6.2	Anmerkung des deutschen Umweltbundesamtes zur Kompostierung von biologisch abbaubaren Kunststoffverpackungen	147

4.4.6.3	Anmerkung der ARA AG zur (Mit-)Sammlung von biologisch abbaubaren Kunststoffverpackungen	148
4.4.6.4	Gegenwärtige Situation in Italien – Auskunft der Fa. Corepla zur (Mit-) Sammlung von biologisch abbaubaren Kunststoffverpackungen.....	148
4.4.6.5	Praxisbeispiel zu Kompostierung von Biokunststoffverpackungen in der Schweiz	148
5	KENNZEICHNUNG UND TRENNUNG VON VERPACKUNGS- KUNSTSTOFFEN	150
5.1	Labeling bei (Bio-)Kunststoffen	150
5.1.1	Nachweis der Kompostierbarkeit.....	151
5.1.2	Nachweis der Biobasiertheit.....	154
5.2	Erkennung und Trennverhalten beim Konsumenten.....	158
5.3	Technologien zur Materialerkennung im Bereich der Kunststoffsortierung.....	161
5.3.1	Sortierung mittels Nahinfrarotspektroskopie.....	161
5.3.2	Detektion von Kunststoffen mittels Nahinfrarotspektroskopie	164
5.3.3	Grenzen der NIR-Technik.....	165
5.3.4	Aufnahme und Vergleich von NIR-Spektren ausgewählter Biopolymere	166
5.3.4.1	Auswertung und Darstellung von NIR-Spektren	168
5.4	NIR-Sortierung von Biopolymeren	169
5.4.1	Detektionsversuche von PET und PLA in den USA	169
5.4.2	Sortiersversuch NatureWorks/CONAI in Italien.....	170
5.4.3	Sortiersversuche BTW	170
5.4.3.1	Versuchsaufbau und -ablauf.....	172
5.4.3.2	Ergebnisse.....	173
6	STOFFFLUSSORIENTIERTE BETRACHTUNG VON VERPACKUNGS- ABFÄLLEN	177
6.1	Senken für Kunststoffe in Europa	177
6.2	Aufkommen von Verpackungsabfällen in Österreich	181
6.2.1	Sammel- und Erfassungsleistung der ARA AG	181
6.2.1.1	Allgemeiner Überblick.....	181
6.2.1.2	Zusammensetzung der Fraktion Kunststoffverpackungen	183
6.2.2	Menge an Verpackungsabfällen laut eurostat	184
6.2.3	Verwertung von Kunststoffverpackungen laut EPRO.....	186
6.2.4	Kritischer Vergleich der Mengenangaben und Ausblick	188
6.3	System Abfallwirtschaft Österreich am Beispiel von Kunststoff- und - verpackungsabfällen	190
6.4	Biopolymere in der Verpackungsabfallwirtschaft.....	192

6.5	Anteil an Kunststoffverpackungen in Abfällen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen	194
6.5.1	Restmüll.....	195
6.5.2	(Kunststoff-)Leichtverpackungen – Gelbe Tonne/Gelber Sack	195
6.6	Wandel am Verpackungsmarkt – Einflussfaktoren und Herausforderungen bei der Etablierung von Biokunststoffen.....	197
6.7	Substitutionspotenzial von Biokunststoffen.....	200
6.8	Grafische Darstellungen	204
6.8.1	Kunststoffströme in Österreich	204
6.8.2	Kunststoffverpackungsströme in Österreich.....	204
7	SZENARIENVERGLEICH VON BEHANDLUNGSOPTIONEN	208
7.1	Abfallhierarchie und Behandlungsoptionen.....	208
7.2	Sortierung von Leichtverpackungen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen	211
7.3	Recycling	213
7.3.1	Werkstoffliches Recycling.....	213
7.3.1.1	Recycling von clean production-Abfällen.....	214
7.3.1.2	Recycling von post-industrial-Abfällen.....	214
7.3.1.3	Recycling von post-consumer-Abfällen	215
7.3.2	Rohstoffliches/Chemisches Recycling.....	215
7.3.3	Probleme bei der werkstofflichen Verwertung und mechanischen Verarbeitung	216
7.4	Verbrennung	220
7.4.1	CO ₂ -Bilanz	220
7.4.2	Energieinhalt.....	222
7.4.3	Situation in Österreich	225
7.4.3.1	Mitverbrennung als EBS.....	226
7.4.3.2	Abfallmonoverbrennung	226
7.5	Restmüllsplitting/MBA	228
7.5.1	Verfahrensschema	229
7.5.2	Situation in Österreich	231
7.6	Kompostierung	231
7.6.1	Industrielle (Heiß-)Kompostierung.....	232
7.6.1.1	Verfahrensbeschreibung	232
7.6.1.2	Biologischer Abbau von Biokunststoffen	232
7.6.2	Eigenkompostierung.....	234
7.7	Vergärung – Biogaserzeugung	235

7.8	Direkte Deponierung	236
7.9	Szenarienentwicklung und -bewertung	237
7.9.1	Ökobilanzieller Vergleich	239
7.9.1.1	Treibhausgasemissionen und fossiler Ressourcenverbrauch bei der Herstellung von (Bio-)Polymeren – gradle-to-factory Betrachtung	239
7.9.1.2	Treibhausgasemissionen bei der Verwertung/Beseitigung von (Bio-) Polymeren am Beispiel von PLA-/PET-Flaschen – End-of-Life-Betrachtung	241
7.9.1.2.1	Sammlung und Verwertung von PET- bzw. PLA-Flaschen – Szenarienbildung	242
7.9.1.2.2	Annahmen und Darstellung der Treibhausgaspotenziale	244
7.9.1.2.3	Grafische Darstellung	246
7.9.1.2.4	Diskussion und Bewertung	248
7.9.2	Gesamtbewertung	249
8	ABSCHLIEßENDE BETRACHTUNG UND ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE	253
8.1	Gesetzlich-regulative Rahmenbedingungen	253
8.2	Entsorgungsansätze bei Biopolymerverpackungen	255
8.3	Resümee	258
9	VERZEICHNISSE	260
9.1	Literatur	260
9.2	Abkürzungsverzeichnis	274
9.3	Tabellen	278
9.4	Abbildungen	280
ANHANG A	I
ANHANG B	VII
ANHANG C	X
ANHANG D	XIX

1 Einleitung

Kunststoffe haben zu Beginn des 20. Jahrhunderts unsere Lebensweise nachhaltig verändert. Der vom griechischen Wort *plastiki* abgeleitete Begriff „Plastik“ bezeichnet in seiner ursprünglichen Bedeutung geformte/formende Kunst. Kunststoff ist wiederum ein Überbegriff für synthetisch hergestellte Materialien. Aus chemischer Sicht sind Kunststoffe, die auch als Polymere bezeichnet werden, organische Verbindungen, die neben dem Hauptelement Kohlenstoff vorwiegend aus den Elementen Wasserstoff, Sauerstoff, Stickstoff und Schwefel aufgebaut sind. Die Gewinnung erfolgt zum größten Teil über fossile Rohstoffe wie Erdöl, Kohle und Erdgas, wobei das am häufigsten verwendete Ausgangsprodukt Rohbenzin (Naphtha) ist. 90 % der weltweit geförderten Rohölmenge geht derzeit in die Kraftstoff- bzw. Energiebereitstellung, d.h. werden schlussendlich energetisch genutzt. Die verbleibenden 10 % der Erdölmenge gehen in die petrochemische Industrie. Davon werden 4 bis 5 % stofflich für die Kunststoffproduktion genutzt [1, S. 20]. Nur ein verschwindend geringer Anteil von ca. 1,5 % wird davon weltweit zur Herstellung von Kunststoffverpackungen verwendet [2, S. 1]. Der Kunststoffbedarf wird nach Schätzungen im Jahr 2015 weltweit rund 45 kg/capita, in Zentraleuropa rund 48 kg/capita betragen. [3, S. 6] Davon abgesehen werden bis ins Jahr 2025 nach Schätzungen der Europäischen Chemischen Industrie ca. 28 % der Rohstoffe auf Basis von Biomasse hergestellt werden können. Demzufolge wird nach einer aktuellen Studie des Verbands der Chemischen Industrie e.V. (VCI) zusammen mit dem Berliner Trendforschungsinstitut Prognos davon ausgegangen, dass bezogen auf Deutschland bis 2030 rund 50 % mehr nachwachsende Rohstoffe in der Industrie zum Einsatz kommen. [1, S. 20]

Neben petrobasierten Kunststoffen, die den überwiegenden Teil am Weltmarkt ausmachen, ist vor allem in den letzten Jahren die Entwicklung in Richtung Biopolymere vorangetrieben worden. Diese bestehen gegenwärtig vorwiegend aus Stärke (Mais- bzw. Kartoffelstärke), Polymilchsäure (PLA) oder Polyhydroxy-Buttersäure (PHB). Ausgehend von der ersten Biokunststoff-Generation, die auf biogenen, nachwachsenden Rohstoffen basierten und bereits Ende der 80er Jahre in Produktion gingen, ist mittlerweile, bedingt durch den technischen Fortschritt und neue, moderne Synthesewege, bereits die dritte Generation auf dem Markt. Hierbei entwickelt sich im Gegensatz zu den vorigen Generationen die Tendenz weg von der biologischen Abbaubarkeit hin zu langlebigen Produkten in verschiedenen Einsatzfeldern.

Mit der nahezu unbegrenzten Wandlungsfähigkeit sind Kunststoffe, auf fossiler oder biogener Basis bzw. Mischformen daraus, (d.h. sogenannte Blends), nahezu in alle Lebensbereiche vorgedrungen. Vor allem am Verpackungssektor finden sich verschiedenste Arten von Biokunststoffen, vorwiegend in Form von Folien und Flaschen, mit steigender Tendenz wieder. Dabei handelt es sich um Biopolymere der zweiten Generation, die aus erneuerbaren Rohstoffen hergestellt werden und mittel- bis langfristig als vielversprechende Alternative zu petrobasierten Packstoffen gelten. Optimistischen Schätzungen zufolge soll der Anteil an Biopolymeren im kurzlebigen Verpackungsbereich weltweit bis zum Jahr 2030 auf 15 bis 20 % angestiegen sein [4, S. 14].

1.1 Problemstellung

Das Einsatzfeld neuartiger Biokunststoffe, die weitgehend über bestehende chemische Herstellungsrouten nicht mehr zur Gänze aus fossilen Rohstoffen gewonnen werden, ist sehr vielfältig. Während die Petrochemie auf dem Prinzip beruht, auf Basis von Erdöl einfach zu handhabende und definierte, chemisch reine Grundstoffe in Raffinerien zu erzeugen, weist die Biomasse, die in Bioraffinerien z.T. zu Biokunststoffen verarbeitet wird, ein anderes C:H:O:N-Verhältnis¹ als Erdöl auf [1, S. 19]. Die Entwicklung schreitet stetig voran. Ähnlich verhält es sich mit den Produktionskapazitäten. Vor allem für kurzlebige Anwendungen im Verpackungsbereich erscheint der verstärkte Einsatz von Biopolymeren eine vielversprechende Alternative zu petrobasierten Massenkunststoffen zu sein, zumal die Substitution von fossilen Einsatzstoffen durch nachwachsende Rohstoffe im Vordergrund steht. Neben den guten und im Lebensmittelbereich wichtigen Eigenschaften, wie der hohen Wasserdampfdurchlässigkeit bei gleichzeitigem Schutz des Lebensmittels, stehen bei einigen Biokunststoffen auch die Kompostierbarkeit und die damit verbundene Depolymerisation, d.h. der Abbau zu CO₂, Wasser und Restbiomasse im Vordergrund des Interesses.

Nicht zuletzt der österreichische Handel, der, unterstützt durch das Lebensministerium (BMLFUW), Verpackungen aus Biokunststoffen bewirbt und diese Schritt für Schritt in den Markt einführt, erhofft sich durch den forcierten Einsatz vermeintlich umweltschonender und nachhaltiger Verpackungsmaterialien eine Imageverbesserung. Die Werbung auf den verschiedenen Produktverpackungen verspricht zwar oftmals einen nachhaltigen Umgang mit beschränkten (fossilen) Ressourcen und eine gesteigerte Umweltverträglichkeit des Packstoffes, beleuchtet den gesamten Herstellungsprozess und die Entsorgungsseite aber kaum. Dazu kommt, dass abgesehen von wenigen Ausnahmen, wie dem Label für die Kompostierfähigkeit, noch kein einheitliches und vor allem verbindliches Reglement seitens der EU für Biokunststoffe existiert. So gibt es EU-weit keine Vorgaben, ab welchem Mindestanteil an nachwachsenden Einsatzstoffen ein Kunststoff auch tatsächlich als „Biokunststoff“ bezeichnet werden darf. Gerade bei den vielen unterschiedlichen Biokunststoffarten und Kunststoffmischungen, die gegenwärtig am Markt verfügbar sind, ist die Schwankungsbreite, was den nachwachsenden Rohstoffanteil betrifft, dementsprechend stark ausgeprägt. Wird die Meinung von Kritikern, die in manchen Fällen durchaus zustimmen mag, herangezogen, geht es Produzenten und Inverkehrbringern von Verpackungen, die im ständigen Wettbewerb mit der Konkurrenz stehen, mitunter darum, den Schein zu wahren und ein vermeintlich grünes Image mit der beworbenen Marke aufzubauen. Auch die Art der Verpackung kann in solchen Fällen eine nicht unbedeutende Rolle spielen. Die Produktverantwortung, die innerhalb der EU ein jeder Hersteller trägt, bleibt hier leider zu oft auf der Strecke. *„Es ist immer wieder überraschend, wie schnell Verpackungshersteller auf einen neuen Zug aufspringen, ohne sich dabei auch nur im Mindesten für die Umwelt und hier insbesondere für das Recycling zu interessieren“* [1, S.

¹ Kohlenstoff- zu Wasserstoff- zu Sauerstoff- zu Stickstoffverhältnis.

61], betont T. Probst vom Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung e.V (bvse). Dabei kommt der Verpackung eine zentrale Rolle nicht nur als Schutzfunktion, sondern auch als kaufförderndes Instrument zu.

Gegenwärtig sind die im Umlauf befindlichen Mengen aus abfallwirtschaftlicher Sichtweise zwar noch äußerst gering und haben demzufolge auch noch keine großen Auswirkungen auf die heimische Entsorgungswirtschaft, doch mit steigenden Produktionskapazitäten nimmt auch der Einsatz dieser Materialien am Verpackungssektor zu. Aufgrund der stetig steigenden Präsenz von Biokunststoffen ist es nur mehr eine Frage der Zeit, bis die Materialien Einzug in kommunale Entsorgungssysteme halten. Je nach Anwendungsgebiet kommt es dort unweigerlich, wenn auch etwas zeitverzögert, zu einer Beeinflussung des Entsorgungssystems, der heimischen Abfallwirtschaft.

1.2 Zielsetzung

In der gegenständlichen Arbeit werden verschiedene Zielsetzungen im Zusammenhang mit der neuen Werkstoffgruppe der Biokunststoffe verfolgt. Der Fokus liegt dabei auf dem Verpackungssektor. Hier ist es wichtig, nicht nur geeignete Sammel- und Verwertungslösungen für neuartige Biopolymere in die Untersuchung miteinzubeziehen, sondern auch von Beginn an Klarheit darüber zu schaffen, welche Biopolymerarten derzeit großtechnisch bereits am Markt verfügbar sind und wohin sich mittelfristig die Produktionskapazität verlagern wird. Aufgrund der dargestellten Szenarien sollen Empfehlungen hinsichtlich eines für die heimische Abfallwirtschaft bestmöglichen Sammel- und Behandlungssystems gegeben werden und die damit verbundenen technischen, ökologischen und ökonomischen Vor- bzw. Nachteile erörtert werden. Eine stoffflussorientierte Betrachtungsweise steht dabei im Vordergrund. Anhand dieser soll aufgezeigt werden, in welche Behandlungs-, Verwertungs- und/oder Entsorgungsschienen Biokunststoff-Verpackungsabfälle bevorzugt gehen sollen und welche Auswirkungen sich daraus auf die österreichische Abfallwirtschaft ergeben. Die Auswahl der Szenarien erfolgt dabei in Anlehnung an die derzeit in Österreich etablierte abfallwirtschaftliche Infrastruktur.

1.3 Systematische Vorgehensweise

Gerade in den letzten Jahren wurde auf dem Sektor der Biotechnologie bzw. Bioverfahrenstechnik ein rasantes Wachstum verzeichnet. Getrieben durch teurer werdende Primärressourcen wie Erdöl, Erdgas und Kohle ist der bereits eingetretene Trend in Richtung Substitution von fossilen Rohstoffen durch nachwachsende Ressourcen klar zu spüren. Durch den in allen Bereichen des Alltags Einzug gehaltenen Grundgedanken, die biotische und abiotische Umwelt umfassend zu schützen, einen nachhaltigen Umgang mit endlichen Ressourcen und Energien zu führen, Abfälle so gut wie möglich zu vermeiden bzw. stofflich oder thermisch zu verwerten und keine Altlasten für nachfolgende Generationen zu hinterlassen, erfahren Konsumgüter, aber auch deren Verpackungen, eine ständige Weiterentwicklung. Verpackungen haben sich mittlerweile aufgrund ihrer (Material-)Vielfalt und ihren vielfältigen Einsatzgebieten nicht selten zu höchst komplexen Materialien (vgl.

Mehrschichtfolien und -verbunde) entwickelt, die es möglichst umweltschonend, nachhaltig und (energie-)effizient zu verwerten gilt.

Wie bereits erwähnt, bildet die Verwertung/Entsorgung von Verpackungen aus Biopolymeren, d.h. die Betrachtung des End-of-Life-Verhaltens dieser Materialien den Schwerpunkt der Arbeit. Ausgehend von den Begriffsbestimmungen bzw. normativen Aspekten – Was ist unter einem Biokunststoff zu verstehen? Welche Terminologien sind in diesem Umfeld gebräuchlich? Welche Prüfverfahren zum Nachweis gewisser Eigenschaften sind anerkannt? – wird auch auf den rechtlichen Rahmen im Zusammenhang mit der Verpackungsabfallsammlung, ausgehend von der EU-Verpackungsrichtlinie, eingegangen.

Biopolymere sind nicht erst eine Entwicklung des vorangegangenen Jahrzehnts, den Ursprung nahm diese Werkstoffgruppe, die ihrerseits wieder in Untergruppen eingeteilt werden kann, bereits in den 80er Jahren und teilweise bereits davor. Neben den wichtigsten Vertretern von Biokunststoffen werden auch die technischen, ökologischen und ökonomischen Eigenschaften beschrieben sowie der aktuelle (Verpackungs-)kunststoffmarkt dargestellt. Es erfolgt die Wiedergabe verschiedener Sichtweisen im Zusammenhang mit den medial verbreiteten Themen, wie z.B. einem allgemeinen Plastiksackerlverbot und der Thematik des Litterings. Demzufolge werden auch Meinungen von Stakeholdern der österreichischen Abfallwirtschaft (Politik, Wissenschaft, Kunststoffindustrie, Abfüller & Handel sowie Abfallsammler, -behandler und -entsorger) umfassend diskutiert. Dabei gilt es den objektiven und wissenschaftlichen Blick auf das kontroversiell, und oftmals sehr emotional behandelte Thema der Biokunststoffe zu bewahren.

Daneben ist es auch wichtig, auf die bisherigen Anstrengungen beim Labeling, d.h. der Kennzeichnung im Bereich der Biokunststoff-Verpackungsmaterialien näher einzugehen. So hat z.B. eine sortenreine Erfassung entscheidenden Einfluss auf nachgeschaltete (stoffliche) Verwertungsprozesse. Anhand der Beschreibung und Auswertung von eigenständig, experimentell durchgeführten Sortiersuchen werden in dieser Arbeit der technische Aufwand und die dahinter stehende Methodik der automatisierten Aussortierung von Biokunststoffen erörtert.

Die Verwertungswege für Altkunststoffe innerhalb von Europa werden für Kunststoffabfälle im Allgemeinen und für Verpackungsabfälle im Speziellen beleuchtet. Anhand einer stoffflussorientierten Betrachtung von Verpackungsabfällen in Österreich erfolgt die (grafische) Darstellung der Entsorgungspfade für die Abfallfraktionen Restmüll sowie Leichtverpackungen. In Abhängigkeit vom jeweiligen Sammelsystem werden einzelne Szenarien gebildet und diese diskutiert. Dazu wird im Detail auf die möglichen Konsequenzen der jeweiligen Behandlungsoption eingegangen und die daraus abgeleiteten Ergebnisse in einer abschließenden Betrachtung unter dem Aspekt der Ausrichtung der österreichischen Abfallwirtschaft und den damit verbundenen Zielen gegenübergestellt. Weiters wird anhand einer End-of-Life-Betrachtung die CO₂-Emissionen zweier Flaschenmaterialien gegenübergestellt. Aus den systematischen Vergleichen und unter Berücksichtigung der derzeitigen abfallwirtschaftlichen Situation lässt sich die zu präferierende Entsorgungsoption für Biokunststoffverpackungen ableiten.

2 Normative Aspekte

Der Verwendung oder vielmehr der „post-consumer“-Weg biogener Kunststoffe, die in der Verpackungsindustrie Anwendung finden, ist durch eine Vielzahl von Regelungen und Normen im europäischen aber auch internationalen Umfeld begleitet. Ergänzend zum normativen Kontext, auf den in diesem Kapitel im Bereich der biogenen Kunststoffe Bezug genommen wird, erfolgen einleitend allgemeine Begriffsdefinitionen. Gerade im Bereich von biologisch abbaubaren Kunststoffen, in der Literatur auch häufig als Biopolymere bezeichnet, kommt es häufig zu Missverständnissen, da der Terminus „biologisch abbaubar“ sowohl auf petrochemisch-basierte Kunststoffe als auch auf Kunststoffe auf Basis nachwachsender Rohstoffe angewendet werden kann. Schlussendlich liegt der am Ende der Lebensdauer einsetzende Abbau des Biopolymers im chemischen und physikalischen Zerfall der Mikrostruktur begründet und resultiert nicht aus dem Ursprung der eingesetzten Rohstoffe oder dem eingeschlagenen Herstellungsprozess.

2.1 Begriffsdefinitionen

Im Nachfolgenden werden Begriffe, die häufig im Text vorkommen und somit im unmittelbaren thematischen Zusammenhang mit der vorliegenden Arbeit stehen, definiert.

2.1.1 Normen

Wie in vielen Bereichen des täglichen Lebens gibt es auch für den Bereich der Wissenschaft und im speziellen auf dem Gebiet der angewandten Technologie klar definierte Regeln, die auf gesicherten Erkenntnissen sowie erprobten Verfahrensschemata beruhen und auf die optimale Förderung des gesellschaftlichen Miteinanders abzielt. Auch der Begriff „Norm“ ist im Zuge einer Norm nach EN 45020 definiert und wird wie folgt zitiert [5]:

„Eine Norm ist ein Dokument, das mit Konsens erstellt und von einer anerkannten Institution angenommen wurde und das für die allgemeine und wiederkehrende Anwendung Regeln, Leitlinien oder Merkmale für die Tätigkeiten oder deren Ergebnisse festlegt, wobei ein optimaler Ordnungsgrad in einem gegebenen Zusammenhang angestrebt wird.“

Normen dienen somit der Vereinheitlichung von Spezifikationen, Methoden, Sprach- und Kennzeichnungsregelungen. Sie sind dazu da, Wettbewerbsverzerrungen zu vermeiden, den Binnenmarkt zu harmonisieren und den Austausch von Waren und Dienstleistungen zu fördern. Das Comité Européen de Normalisation (CEN), zu Deutsch „Europäisches Komitee für Normung“, ist eine private, nicht gewinnorientierte Organisation bestehend aus 30 Mitgliedstaaten, die zur Förderung der europäischen Wirtschaft im globalen Handel gegründet wurde. Die 30 CEN-Mitglieder arbeiten zusammen um freiwillige europaweit gültige Normen (EN) in verschiedenen Industrie- und Dienstleistungsbereichen zu entwickeln. [6]

Im Bereich von biobasierten Polymeren, die in den letzten Jahren verstärkt auf den weltweiten Markt drängen und im Zusammenhang mit den gesetzlichen Vorgaben, was die

Entsorgung und die damit verbundene Charakterisierung der Entsorgungseigenschaften dieser Werkstoffgruppe betrifft, ist die Anpassung und Erweiterung bestehender Normen sowie die Entwicklung zukünftiger Regelwerke unabdingbar. Deswegen werden in Kapitel 2.2 und 2.3 auf Normen und Regelwerke im Zusammenhang mit Biopolymeren eingegangen.

2.1.2 Polymer, Polymerisat

Laut EN ISO 472 (Kunststoffe Fachwörterverzeichnis) sind Polymere Substanzen, deren Aufbau sich aus Molekülen zusammensetzt und die durch vielfache Wiederholung einer oder mehrerer konstitutioneller Einheiten (Atomgruppierungen) gekennzeichnet sind. Die spezifische Anordnung und die gegenseitigen Verbindungen dieser Gruppen führen zu einer Reihe von ausgeprägten Eigenschaften, die sich auch dann nicht merklich ändern, wenn eine oder eine geringe Anzahl von konstitutionellen Einheiten zugesetzt oder entfernt wird. [7, S. 9]

2.1.3 Kunststoff, Formmasse

Definitionsgemäß laut EN ISO 472 handelt es sich bei einem Kunststoff (im Englischen „plastics“) um einen Werkstoff, der als hauptsächlichen Bestandteil ein Hochpolymer enthält und an einer gewissen Stufe seiner Verarbeitung zu Halbzeugen bzw. Fertigprodukten spanlos geformt werden kann. In diesem Zusammenhang ist wichtig zu erwähnen, dass die in Kapitel 2.1.4.2 beschriebenen Elastomere, die ebenfalls spanlos verformt werden können, von der o.a. Definition ausgenommen sind und nicht als Kunststoffe bezeichnet werden. [7, S. 9]

2.1.4 Petrobasierte (fossile) Polymere

Konventionelle, petrobasierte Kunststoffe werden chemisch durch fraktionierte Destillations- und gezielte Crackprozesse aus Erdöl, Erdgas oder Kohle gewonnen und bestehen im Wesentlichen aus Kohlenwasserstoffmonomeren sowie -oligomeren, die polymerisiert werden. Je nach Zugabe von Additiven, Verstärkungsstoffen, Fasern (kurz, lang, Kugeln, Plättchen oder Fasergewebe) lassen sich abhängig von der späteren Anwendung die gewünschten Eigenschaften in weiten Grenzen einstellen. [8, S. 6], [9, S. 1]

Petrobasierte Kunststoffe lassen sich in die drei Hauptgruppen der Thermoplaste, Elastomere und Duroplaste einteilen. Ausgehend von den o.g. Hauptgruppen werden die Thermoplaste physikalisch (nach ihrer Struktur), die Elastomere chemisch (nach dem Merkmal Doppelbindung) und die Duroplaste nach dem Verfahrensparameter Druck weiter unterteilt. [9, S. 3]

2.1.4.1 Thermoplaste

Die Gruppe der Thermoplaste, zu denen als klassische Vertreter das Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polystyrol (PS) und Polyethylenterephthalat (PET) zählen, zeichnet sich dadurch aus, dass sie chemisch oder physikalisch weitmaschig verwoben (quasi vernetzt, vgl. Abbildung 1) sind, und ein gummielastisches Verhalten zeigen. D.h. oberhalb des Erweichungspunktes bei amorphen Thermoplasten bzw. oberhalb der Schmelztemperatur

bei teilkristallinen Thermoplasten tritt ein Fließen bzw. Schmelzen auf. Der Kunststoff erreicht nach Abkühlen seine Gestaltfestigkeit. Dieser Vorgang des Aufschmelzens und Erstarrens bzw. Kristallisierens (z.B. im Zuge eines Recyclingprozesses) kann im Grunde genommen beliebig oft wiederholt werden. [9, S. 4] Tatsache ist, dass thermoplastische Kunststoffe auch in der Verpackungsindustrie, u.a. für Lebensmittelverpackungen, eingesetzt werden.

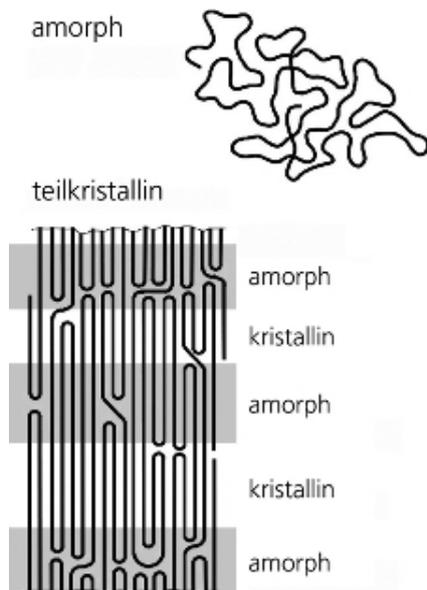


Abbildung 1: Erscheinungsbild – Thermoplaste [9, S. 6]

2.1.4.2 Elastomere

Zur Gruppe der Elastomere gehören weitmaschig chemisch vernetzte Kunststoffe, die von Temperaturen unter 0 °C bis zur Zersetzungstemperatur gummielastisch sind. Oberhalb der Erweichungstemperatur (Glasübergangstemperatur), die je nach Kunststoffspezies über -80 °C bis +20 °C liegen kann, sind Bewegungen einzelner Kettensegmente in Abhängigkeit der Temperatur und den äußeren Belastungen möglich. Ein typischer Vertreter dieser Gruppe ist der Naturgummi. [9, S. 3]

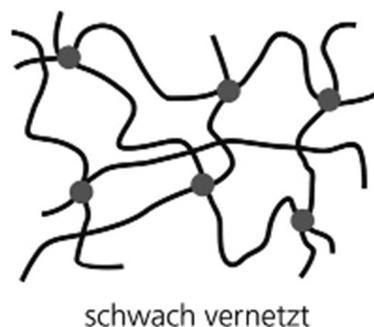
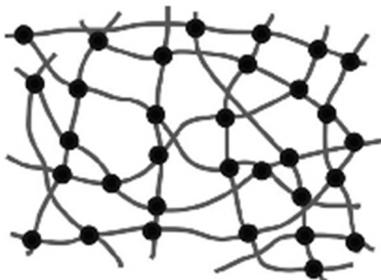


Abbildung 2: Erscheinungsbild – Elastomere [9, S. 6]

2.1.4.3 Duroplaste

Duroplaste, zu deren typischen Vertretern (Kunst-)Harze zählen, sind im Gegensatz zu den Elastomeren chemisch engmaschig vernetzt. Eine Rotation von Kettensegmenten ist infolge dieser Vernetzung nicht mehr möglich. Lediglich oberhalb der Erweichungstemperatur ($> 50\text{ °C}$) kann bei schwach vernetzten Duroplasten ein sogenanntes „Kriechen“, d.h. eine eingeschränkte Bewegung zwischen Vernetzungsstelle und Kettensegment auftreten. Weder Elastomere noch Duroplaste können nach deren Vernetzung z.B. im Zuge von Recyclingprozessen wieder aufgeschmolzen werden. [9, S. 3f.]



stark vernetzt
(engmaschiges Netzwerk)

Abbildung 3: Erscheinungsbild – Duroplaste [9, S. 6]

2.1.5 Terminologie und technische Charakteristika von biogenen Polymeren

Wenn es in der Diskussion um biogene Werkstoffe u.a. um die Gruppe der Biopolymere geht, ist eine Charakterisierung der biologischen Abbaubarkeit unter dem Aspekt der Rohstoffherkunft von entscheidender Bedeutung. Kapitel 3 geht im Detail auf die Einteilung der Biopolymere ein und beschreibt den langen und kurzen Kohlenstoffkreislauf. Im Zuge dieses Kapitels soll anhand eines zitierten technischen Berichts die einschlägige Terminologie im Zusammenhang mit biogenen Polymeren erklärt werden.

Vor allem im Bereich der Biopolymere und im Zusammenhang mit der später in Kapitel 3.3 dargestellten Einteilung ist es wichtig, dass exakt definierte Fachbegriffe verwendet werden. So wurde seitens der Europäischen Kommission an das Comité Européen de Normalisation (CEN) das Mandat 430 (bestehend aus zwei Mandaten) erteilt, einen einheitlichen Standard für Biopolymere und einen einheitlichen Standard für Bioschmierstoffe zu vergeben. Der Standard soll neben der Produktfunktionalität und die damit verbundenen Treibhausgas-effekte auch auf die Gehalte verschiedener nachwachsender Rohstoffe und den Bio-Gehalt in teilweise biobasierten Produkten eingehen. Die zu diesem Zweck im Rahmen der „EU Lead Market Initiative for Europe“ gegründete Arbeitsgruppe CEN/BT/WG 209 „Bio-based Products“ wurde mit der Erarbeitung eines technischen Berichts „Technical Reports & Specifications“ beauftragt. [10, S. 14ff.] Dieser technische Bericht wurde im Dezember 2010 der Öffentlichkeit zugänglich gemacht. Aus der Zusammenarbeit gingen zwei Dokumente hervor; zum einem die CEN/TR 15932 mit der englischen Bezeichnung „Plastics –

Recommendation for technology and characteristics of bioplastics“, zum Anderen die CEN/TS 16137 mit der englischen Bezeichnung „Plastics – Biopolymers – determination of bio-based carbon content“. Letztere zielt im Wesentlichen auf die Übertragung des in der US-Norm ASTM D6866 definierten Standards zur Bestimmung des ¹⁴C-Gehalts auf eine europäische Norm ab [10]. Noch keinen gemeinsamen (europäischen) Standard gibt es bei der Deklaration (Labeling) des tatsächlich biogenen (nachwachsenden) Rohstoffanteils im Biopolymer bzw. bei der Auswahl von spezifischen Charakteristika (nachwachsende Rohstoffquellen, Entsorgungswege etc.) von Biokunststoffen. Damit beschäftigt sich der erwähnte CEN-Arbeitskreis gegenwärtig.

Eine für diese Arbeit maßgebliche Norm stellt die ONR CEN/TR 15932 „Kunststoffe – Empfehlungen für die Terminologie und Charakterisierung von Biopolymeren und Biokunststoffen“ [7] dar. Darin wird das Ziel verfolgt, das Potenzial von biobasierten Produkten und die damit verbundenen Standards auf Basis der EU-Richtlinie 98/34/EC [11] zu vergleichen. Diese Standards beziehen sich auf die Definition von biobasierten Produkten, Mess- und Testmethoden sowie die Bioabbaubarkeit und Kompostierbarkeit von Biopolymeren. Weiters stehen die Produktfunktionalität, die Treibhausgasemissionen über den gesamten Produktlebenszyklus und der Anteil an erneuerbaren Rohstoffen (biogener Anteil) im Fokus. [12, S. 3] Konform zur EU-Richtlinie 98/34/EC über die Anforderungen an ein Informationsverfahren auf dem Gebiet der Normen und technischen Vorschriften sollen technische Spezifikationen für biogene Polymere von einem anerkannten Normungsgremium, in diesem Fall der oben erwähnten Arbeitsgruppe 209 ausgearbeitet werden.

2.1.5.1 Biogener Werkstoff/Polymer

Laut ONR CEN/TR 15932 bedeutet der Begriff „bio-basiert“ (**bio-based**), im Kontext mit dem biogenen, erneuerbaren Anteil (bio-content), dass das Material (Werkstoff) aus Biomasse hergestellt ist (derived from biomass). [7, S. 5]

Ein biobasiertes Produkt (**bio-based product**) z.B. aus Kunststoff ist wiederum zu Gänze (wholly) oder teilweise (partly) biobasiert und wird i.d.R. über seinen biobasierten Anteil charakterisiert. Dahingegen wird eine erneuerbare (nachwachsende) Ressource (**renewable raw material**) dazu eingesetzt, um ein Produkt daraus herzustellen, das nach Ende der jeweiligen Lebenszeit wieder in den natürlichen Kreislauf zurückgeführt wird und somit als Rohstoffquelle für neue Produkte dient. [7, S. 7]

2.1.5.2 Bioverbundwerkstoff

Ein Bioverbundwerkstoff (**bio-composite material**) gehört zur Gruppe der Verbundwerkstoffe, bei dem mindestens einer der Bestandteile aus Biomasse hergestellt ist.

2.1.5.3 Biomasse

Der Begriff „Biomasse“ (**biomass**) steht für ein Material biogenen Ursprungs und schließt Materialien von geologischen Formationen und/oder fossiler Herkunft kategorisch aus. Dies umschreibt im Wesentlichen den kurzen Kohlenstoffkreislauf, d.h. den Lebenszyklus von biogenen Materialien (z.B. Pflanzen, Algen, maritimen Organismen, Wäldern,

Mikroorganismen, Tieren, Bioabfällen aus Haushalten, der Landwirtschaft sowie der Tierverarbeitung und Futtermittelproduktion). [7, S. 5f.]

2.1.5.4 Biomassegehalt

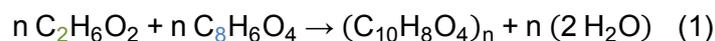
Neben dem Biomassegehalt (**biomass content**), der die Masse an biogenen, d.h. nachwachsendem Material beschreibt, versteht man unter dem biobasierten Kohlenstoffanteil (**bio-based carbon content**) jenen Kohlenstoff in einer Probe, dessen (natürlicher) Ursprung neben anderen Methoden (vgl. Kapitel 2.2.2) anhand des Gehalts an ¹⁴C-Isotopen (vgl. Kapitel 2.2.1) gesichert nachgewiesen werden kann. Dabei ist zu beachten, dass in der Praxis der Anteil an biogenen Kohlenstoff in Materialien oder Produkten oft in Massenprozent (weight(mass)) vom Gesamtkohlenstoffanteil (total organic carbon) angegeben wird. Im Vergleich dazu gilt es bei der ASTM D6852-02 Norm zu beachten, dass hier der biogene Anteil als Teilgewicht bzw. Prozentangabe vom Gesamtgewicht ausgedrückt wird. [7, S. 5f.]

Diese systematische Unterscheidung führt zu deutlich unterschiedlichen Angaben, da einmal von Gehalten (content) und das andere Mal von Massen, d.h. Gewichten (weight) ausgegangen wird. Der Unterschied soll in der nachfolgenden Tabelle 1 anhand von den Beispielen Bioethanol (Bio-Ethanol), Bioethylen (Bio-Ethylene) und Bioessigsäure (Bio-Acetic Acid) verdeutlicht werden. [12, S. 7]

Tabelle 1: Unterschied zwischen Biomassegehalt (Biomasseanteil in Prozent) und biobasierter Kohlenstoffanteil (biogener Kohlenstoff in Gewichtsprozent) [12, S. 7]

	Bioethanol	Bioethylen	Bioessigsäure
Molekülmasse [g/mol]	46	28	60
Kohlenstoffatome	2	2	2
Biomassegehalt [%]	100	100	100
Biogener Kohlenstoff in Gewichtsprozent [M-%]	52,2	85,7	40

Diesen Unterschied kann man auch in chemischer Schreibweise am Beispiel der Synthese von Polyethylenterephthalat (PET) erklären. So tragen die Kohlenstoffatome des Monoethylenglykols zu 20 % und jene der Terephthalsäure zu 80 % zu folgender Formel (1) bei [13, S. 20]:



Wird andererseits der Biomasseanteil in Gew-% berücksichtigt, so trägt das Monoethylenglykol zu ca. 30 % zum biobasierten Anteil im Bio-PET bei. Beide Betrachtungsweisen bringen Vor- und Nachteile mit sich und sollten deshalb Berücksichtigung finden, wobei jedoch eine Verwechslung zu vermeiden ist. [13, S. 20]

2.1.5.5 Biokompatibilität

Unter dem Begriff „biokompatibel“ (**bio-compatible**) wird laut CEN/TR 15932 ein für menschliches und tierisches Gewebe verträgliches Material bezeichnet, das für die therapeutische Behandlung geeignet ist. [7, S. 10]

2.1.5.6 Biologische Abbaubarkeit, Bioabbaubarkeit

Betrachtet man das Zeretzungsverhalten von Kunststoffen, so ist eine biologische Abbaubarkeit (**biodegradation**) dann gegeben, wenn es durch die biologische Aktivität, hervorgerufen durch das Einsetzen von enzymatischen Reaktionen, zu einer signifikanten Änderung der chemischen Struktur des Materials kommt. Unter dem Synonym „biologisch abbaubar“ (**biodegradable**) werden alle (in der Natur) ablaufenden anaeroben und aeroben Prozesse verstanden, die abhängig von den Umwelteinflüssen und den gewählten Prozessparametern zum Zerfall des Materials, in diesem Fall des Kunststoffes, zu Kohlendioxid (CO₂), Wasser (H₂O), Methan (CH₄), Restbiomasse und mineralischem Salz führen. Im Vergleich dazu versteht man unter dem jeweiligen maximalen biologischen Abbaulevel (**maximum level of biodegradability**) den Grad der biologischen Abbaubarkeit, gemessen in Prozent eines Verbundes oder einer organischen Substanz unter Testbedingungen. Über dieses Level hinaus findet kein weiterer biologischer Abbau mehr statt [7, S. 6f.]

2.1.5.7 Kompostierbarkeit

Wird auf die eigentliche „Kompostierfähigkeit“ (**compostability**) eines Materials, in diesem Fall im Zusammenhang für Kunststoffe, eingegangen, so schließt dies die Fähigkeit ein, dass ein Werkstoff (vollständig) desintegriert, ohne dabei die Kompostierung und die Qualität des Kompostes (negativ) zu beeinflussen. [7, S. 7]

2.1.5.8 Haltbarkeit

Bei der Konstruktion und späteren Nutzung von Biopolymeren spielt die Haltbarkeit (**durability**) eine nicht unwichtige Rolle. Bei dessen Definition geht man davon aus, dass an biogene Polymere gewisse Kriterien (Wartungszyklen, Design & Leistung etc.) gestellt werden, die es über einen gewissen Zeitraum unter Berücksichtigung von äußeren Umwelteinflüssen, die u.a. zu Alterungserscheinungen des Materials führen können, zu erfüllen gilt. [7, S. 7]

2.2 Standardprüfverfahren zur Bestimmung des biogenen Kohlenstoffanteils

Derzeit existieren zwei Normenwerke und eine technische Regel parallel zueinander, die auf Prüfverfahren zur Bestimmung des biogenen Kohlenstoffanteils in einer Probe eingehen. Es sind dies der amerikanische ASTM D6866 Standard (vergleichbar zur jüngeren CEN/TS 16137), die ÖNORM EN 15440 sowie die CEN/TS 16295.

2.2.1 Radiokarbon (^{14}C)-methode nach ASTM D6866 und CEN/TS 16137

Diese amerikanische Norm, die vergleichbar mit der etwas jüngeren CEN/TS 16137 vom Oktober 2011 ist, welche aus [12] hervorgegangen ist, nennt die Herangehensweise, um biogene Anteile von festen, flüssigen sowie gasförmigen Proben, bei denen Kohlenstoff in der Strukturformel vorkommt, mit Hilfe der Radiocarbon (^{14}C)-methode zu bestimmen. Voraussetzung dabei ist, dass die Probe in der Gegenwart mit Sauerstoff verbrannt werden kann und infolge dieses Prozesses gasförmiges CO_2 gebildet wird. Abhängig vom jeweiligen Biopolymer, das sowohl rein aus nachwachsenden Rohstoffen, oftmals aber auch aus einer Mischung von petrochemischen Copolymeren, sogenannten Blends, hergestellt werden kann, ändert sich das Massenverhältnis zwischen biogenen und fossilen Kohlenstoff. Für die Bestimmung des Anteils an nachwachsenden, biogenen Kohlenstoff in einer Probe wird die oben erwähnte Radiokohlenstoffdatierung nach ASTM D6866-04 eingesetzt. [8, S. 70f.]

Bei petrochemisch erzeugten und nicht auf nachwachsenden Rohstoffen (Kohlenstoff) basierenden Kunststoffen ist aufgrund der relativ geringen Halbwertszeit ($t_{1/2} = 5.730 \text{ a}$) kein ^{14}C -Isotop mehr nachweisbar, sie bestehen zu nahezu 100 % aus „altem“ ^{12}C . Mit dieser Methode ist es relativ einfach festzustellen, wie hoch der biogene Kohlenstoffanteil in einem Kunststoff ist, d.h., zu welchem Anteil dieser aus nachwachsenden Rohstoffen produziert wurde. [12]

Die im Nachfolgenden beschriebene Methode kann jedoch den Nachteil haben, dass dabei nur der biogene Kohlenstoff und nicht der Wasserstoff oder andere Elemente miterfasst werden. So würde nach [8, S. 71] diese Methode, angewandt auf ein mit Glasfasern gefülltes Biopolymer, einen Wert von 100 % biobasiert liefern, d.h., das Biopolymer würde fälschlicherweise aus 100 % nachwachsenden Rohstoffen aufgebaut sein. Im Umkehrschluss würde ein PP-Blend mit einem realen (biogenen) Stärkeanteil von 30 M-% im Vergleich zum vollständig petrobasierten PP aufgrund des geringeren Kohlenstoffanteils in der Stärkephase nur zu ca. 18 M-% biobasiert sein.

Grundlage der ^{14}C -Methode, die ursprünglich zur historischen Altersbestimmung kohlenstoffhaltiger organischer Materialien eingesetzt wurde, ist der radioaktive Zerfall des Kohlenstoff-Isotops ^{14}C . Dabei ist zu erwähnen, dass in der Natur der Kohlenstoff in drei Isotopen vorkommt, und zwar ^{12}C , ^{13}C und ^{14}C , bei dem nur das erste Isotop dieser Reihe (^{12}C) stabil ist. Die Isotope ^{13}C und ^{14}C werden auch als sogenannter Radiokohlenstoff bezeichnet, der in der oberen Atmosphäre gebildet und bei photosynthetischen Stoffwechselvorgängen in lebende Biomasse eingebaut wird. Der Anteil von radioaktivem ^{14}C -Kohlenstoff in der Erdatmosphäre ist relativ gering und wird in der Literatur mit ca. $1 \times 10^{-12} \%$ angegeben [14, S. 37]. Aufgrund der radioaktiven Zerfallsreihe nimmt die Menge von ^{14}C in abgestorbener und mineralisierter Biomasse mit der Zeit ab. Wegen des hohen Alters der Ausgangsmaterialien Erdgas, Erdöl und Kohle ist der Anteil an rezentem, d.h. aus atmosphärischem ^{14}C gebildetem ^{14}C analytisch nicht mehr eruiert. Somit dient der ^{14}C -Anteil recht zuverlässig als eine Art Isotopenindikator für Materialien aus atmosphärischem CO_2 . [15, S. 9] Nach [15, S. 984] beträgt die Halbwertszeit von ^{14}C $5.730 \pm 40 \text{ a}$. D.h., dass nach zehn Halbwertszeiten (ca. 57.300 a) ist der ^{14}C -Gehalt einer Probe unter die

analytische Nachweisgrenze gesunken und de facto nicht mehr nachweisbar. [8, S. 70], [7, S. 28]

Für die Angabe des biogenen (rezenten) und fossilen Kohlenstoffanteils ($C_{\text{biogen}}/C_{\text{fossil}}$) eignet sich die Darstellung als „percent modern Carbon“, kurz pmC, die das Verhältnis des $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ in der Probe zum ^{14}C -Standard Oxalsäure SRM 4990b des National Institute of Standards and Technology (NIST) in Prozent ausdrückt. [17, 355ff.] Der ^{14}C -Gehalt des Standards entspricht jenem Gehalt, der in der ungestörten Atmosphäre von 1950 vorgelegen ist, und wird auf 100 pmC normiert angegeben. Dieser Wert, d.h. das Verhältnis zwischen ^{14}C - und ^{12}C -Atomen in der Atmosphäre, wurde durch die von 1955 bis 1962 durchgeführten oberirdischen Wasserstoffbombentests beeinflusst. Es kam zwischenzeitlich zu einem Anstieg des ^{14}C -Gehalts in der Atmosphäre, der in der nachfolgenden Abbildung 4 abgebildet ist. Mittlerweile (Stand: 2007) ist der Wert wieder gesunken und liegt bei ca. 105 pmC. Für den in diesem Kapitel beschriebenen ASTM-Standard D6866-05 wird für 100 % Biomasse ein pmC-Wert von 107 für das Jahr 2006 (vgl. dazu pmC-Wert von ca. 107,5 aus [12]) angesetzt. Der Korrekturfaktor beträgt somit $100/107 = 0,93$. [18, S. 251ff.]

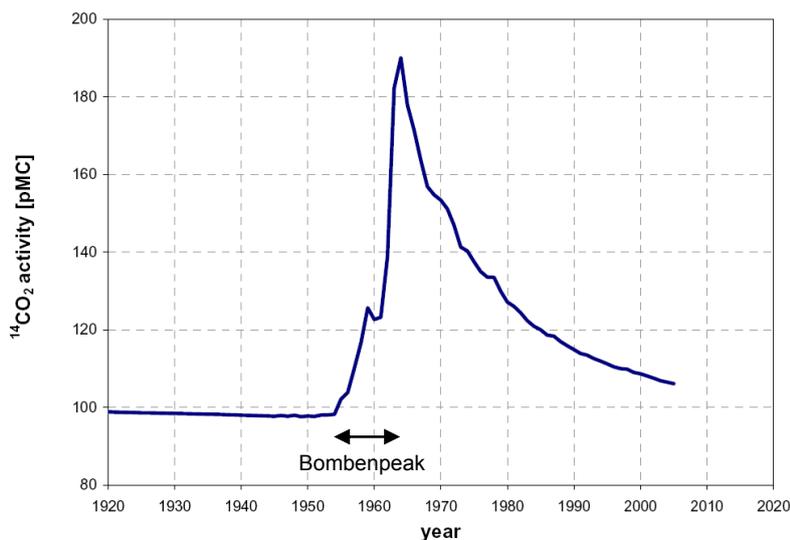


Abbildung 4: Verlauf des pmC-Wertes über die letzten 90 Jahre [19], [18, S. 252, modifiziert]

Näherungsweise wird davon ausgegangen, dass der oben erwähnte Korrekturfaktor für einige wenige Jahre stabil bleibt.

2.2.1.1 ^{14}C Messmethoden

Zur ^{14}C -Datierung eignen sich je nach Kohlenstoffgehalt und Probengröße verschiedene Messmethoden, die sowohl in der ASTM 6866 wie auch im ONR CEN/TS 16137 Berücksichtigung finden. Darunter fallen:

- der **Flüssigkeitsszintillationszähler** (auch **Proportional-Szintillationszähler-Verfahren (PSM)** genannt; vgl. Kapitel 2.2.1.1.1),
- die ^{14}C -Bestimmung mittels **Beta-Ionisation** (vgl. Kapitel 2.2.1.1.2),

- und die Zählung der noch vorhandenen ^{14}C -Kerne durch den Einsatz der **Beschleuniger-Massenspektrometrie (AMS)** (vgl. Kapitel 2.2.1.1.3) bzw. der **Isotopenverhältnis-Massenspektrometrie (IRMS)**.

Die nachfolgende Tabelle 2 ist der ONR CEN/TS 16137 entnommen und zeigt Vor- und Nachteile der oben erwähnten Messverfahren zur Registrierung der ^{14}C β -Strahlungsaktivität auf.

Tabelle 2: Vor- und Nachteile der Messverfahren zur Bestimmung des ^{14}C -Anteils [15, S. 9, modifiziert]

Verfahren	technisches Niveau	zusätzliche Anforderungen	Messdauer	relative Standardabweichung	Gerätekosten
Liquid-Proportional-Szintillationszähler	einfach	<ul style="list-style-type: none"> • normales Laboratorium 	4-12 h ¹	2-10 %	niedrig
Beta-Ionisation	komplex	<ul style="list-style-type: none"> • Laboratorium mit geringem Hintergrund • Gasreinigungseinheit 	8-24 h ²	0,2-5 %	niedrig
Beschleuniger-Massenspektrometrie	sehr komplex	<ul style="list-style-type: none"> • großer Installationsaufwand • Graphitumwandlungseinrichtung 	10-30 min	0,2-2 %	hoch

¹ und mehr.

² bis mehrere Tage.

Im Vergleich zur AMS, die sich auch für kleine Probenmengen mit wenig Kohlenstoffgehalt eignet und mit einer Messunsicherheit von 1 bis 2 % des tatsächlichen Wertes auskommt (bei IRMS liegt die Messunsicherheit zwischen 0,1 bis 0,5 %), ist das PSM mit einem maximalen (absoluten) Fehler von 15 %, abhängig von der Probenvorbereitung, die günstigere wenn gleich auch deutlich zeitaufwendigere und ungenauere Methode. [8, S. 70], [7, S. 28]

2.2.1.1.1 Proportional-Szintillationszähler-Verfahren (PSM)

Bei diesem Verfahren wird die Isotopenhäufigkeit von ^{14}C in der Probe indirekt durch die Emission von β -Teilchen infolge des radioaktiven Zerfalls des ^{14}C -Isotops bestimmt. Dabei tritt eine Wechselwirkung der β -Teilchen mit den Szintillationsmolekülen auf. Im ersten Schritt wird die Probe, d.h. in diesem Fall der Kunststoff, in einer kalorimetrischen Bombe oder einem Bombenofen verbrannt und das dabei entstehende CO_2 in einer Carbamatlösung aufgefangen. [12] Anschließend wird die Lösung mit der organischen Lösung, die die Szintillationsmoleküle enthält, gemischt und die ^{14}C -Aktivität im Proportional-(Flüssig-)

Szintillationszähler gemessen. Da das Verfahren anfällig gegen kosmische und umgebende Hintergrundstrahlung ist und andere vorhandene Radioisotope das Messergebnis verfälschen, ist auf den Ausschluss dieser Störquellen zu achten. [14, S. 36f.] In Abbildung 5 ist der technische Aufbau des PSM dargestellt.

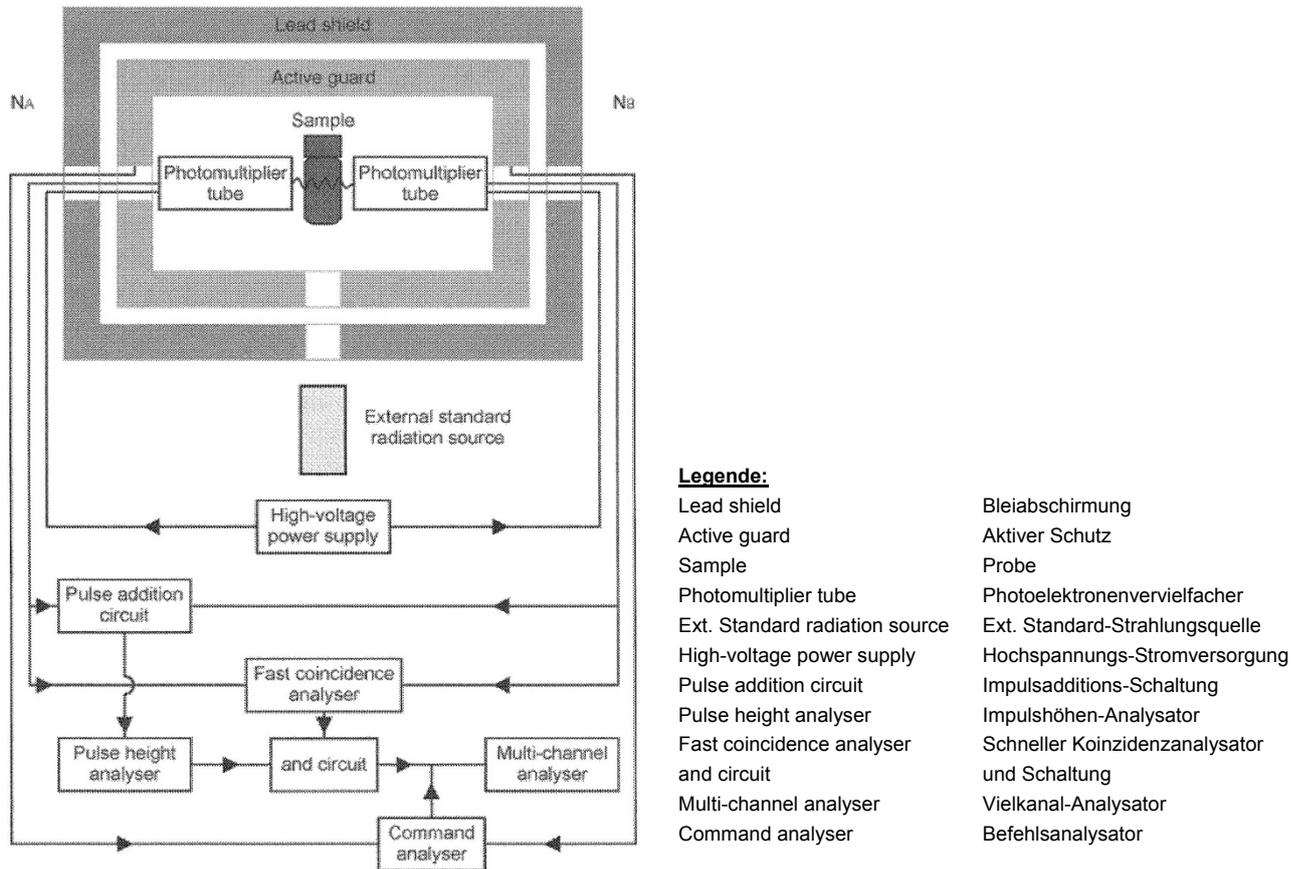


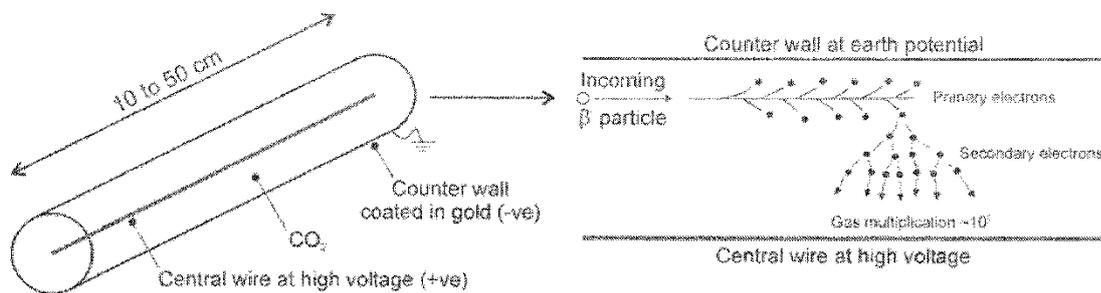
Abbildung 5: Flüssigszintillationszähler [14, S. 38]

Zur Berechnung des Ergebnisses wird von der Zählrate der Probe die Hintergrundzählrate des Zählers subtrahiert, um an die Nettozählrate zu gelangen. Die ^{14}C -Aktivität wird erhalten, indem die Nettozählrate auf die Zählrate des Referenzstandards (Oxalsäure-SRM 4990b) normalisiert wird. [14, S. 40]

2.2.1.1.2 Beta-Ionisation (BI)

Die Probenvorbereitung erfolgt wie bei der zuvor genannten Methode durch die Verbrennung des Kunststoffes in einer kalorimetrischen Bombe bzw. einem Bombenofen. Dabei wird analog zu Kapitel 2.2.1.1.1 die Isotopenhäufigkeit von ^{14}C indirekt über die Emission von β -Teilchen beim radioaktiven Zerfall des ^{14}C -Isotops bestimmt. Bei der BI kommt ein Proportional-Gaszählrohr zum Einsatz, das die β -Teilchen über Entladungsstromimpulse zwischen den Hochspannungselektroden nachweist. Dieses Prinzip ähnelt der Arbeitsweise eines Geiger-Müller-Zählrohres, welches zur Messung von radioaktiven Zerfällen und der dabei auftretenden ionisierenden Strahlung eingesetzt wird. Der Unterschied besteht in

Details der Elektronenlawine im Zählrohr. Ähnlich wie beim PSM muss die Probe in Form von CO_2 vorliegen bzw. das Carbonat durch Ansäuern der NaOH-Lösung mit HCl in CO_2 umgewandelt werden. Das gebildete CO_2 wird durch Aktivkohle gereinigt, damit störende elektronegative Verunreinigungen, wie z.B. Sauerstoff (O_2), SO_2 oder Wasserdampf die Messung im Proportional-Gaszählrohr nicht verfälschen. Die Reinheit des Gases ist von entscheidender Bedeutung, so muss der O_2 -Gehalt im Gas deutlich im niedrigen ppm-Bereich liegen. Im nächsten Schritt wird die Probe über mehrere Tage in einem Niedrig-Aktivitätspegel-Zählsystem gezählt, um die gewünschte Anzahl von Zählungen für die statistische Präzision zu erreichen. [14, S. 40f.] Das Proportional-Zählrohr ist in der nachfolgenden Abbildung 6 dargestellt und beschrieben.



Legende:

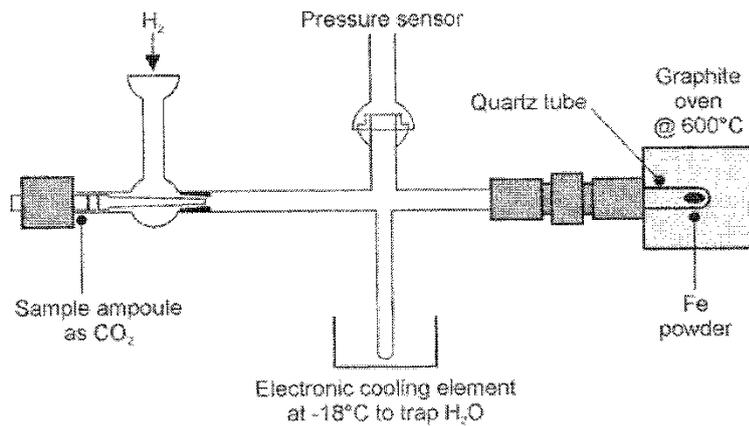
Central wire at high voltage	Mitteldraht bei Hochspannung (positiv)
Counter wall coated in gold	Zählerwand, goldbeschichtet (negativ)
Counter wall at earth potential	Zählerwand bei Erdpotential
Incoming β -Teilchen	Eintreffendes β -Teilchen
Primary electrons	Primärelektronen
Secondary electrons	Sekundärelektronen
Gas multiplication $\sim 10^5$	Gasverstärkung $\sim 10^5$
Command analyser	Befehlsanalysator

Abbildung 6: Proportional-Gaszählrohr [14, S. 42]

Nachdem die Zählrate der Probe ermittelt wurde, ist die Zählrate der NaOH-Blindwert-Lösung zu subtrahieren, woraus sich die Nettozählrate ergibt. Die ^{14}C -Aktivität wird erhalten, indem die Nettozählrate auf die Zählrate des Referenzstandards (Oxalsäure-SRM 4990b) normalisiert wird. [14, S. 43]

2.2.1.1.3 Beschleuniger-Massenspektrometrie (AMS)

Die AMS ist das einzige Verfahren, wenn auch mit Abstand das Komplexerste, bei dem das Vorhandensein von ^{14}C direkt bestimmt werden kann. Wie bei den beiden vorangegangenen Verfahren muss auch hier der vorliegende Kohlenstoff der Probe in einer kalorimetrischen Bombe oder im Bombenofen verbrannt werden. Bevor die eigentliche Messung beginnt, muss das CO_2 , das nach der Verbrennung in die NaOH-Lösung geleitet wurde, von Begleitelementen wie O_2 , N_2 und Wasserdampf befreit werden. Nach der Abtrennung erfolgt die Umwandlung des gereinigten CO_2 mit einem Eisenkatalysator zu Grafit. Dies geschieht in einer Grafitisierungsanlage, die in Abbildung 7 dargestellt ist.

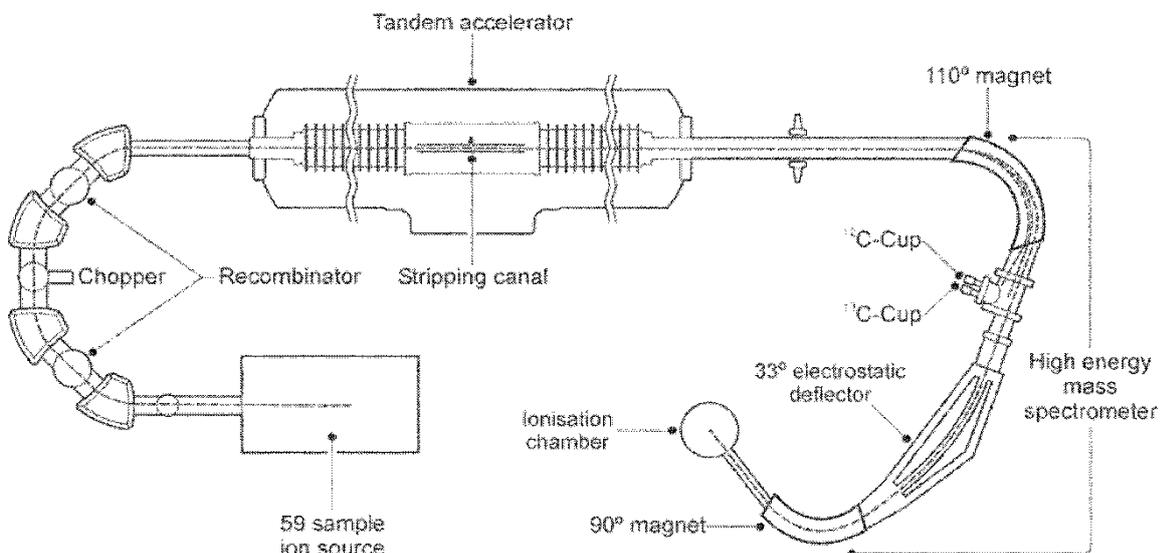


Legende:

Sample ampoule as CO ₂	Probenampulle als CO ₂
Pressure sensor	Drucksensor
Electronic cooling element at -18 °C to trap H ₂ O	Elektronisches Kühlelement bei -18 °C zum H ₂ O-Abscheiden
Quartz tube	Quarzrohr
Graphite oven @ 600 °C	Grafitofen bei 600 °C
Fe powder	Fe-Pulver
Command analyser	Befehlsanalysator

Abbildung 7: Grafitierungsanlage [14, S. 46]

Die eigentliche ¹⁴C-Bestimmung erfolgt im Anschluss, indem der aus CO₂ gebildete Grafit (Probe) zu einem Target gepresst auf ein Rad montiert und in das Beschleuniger-Massenspektrometer (vgl. Abbildung 8) eingesetzt wird. Im nächsten Schritt erfolgt die Umwandlung der Probe in einem Ionenstrahl. Dabei werden die Ionen in einem elektrischen Feld beschleunigt, in einem Magnetfeld abgelenkt und an Ionendetektoren nachgewiesen, wodurch die relative Isotopenhäufigkeit der Ionen bestimmt wird. Somit kann mithilfe dieses Verfahrens der ¹⁴C-Gehalt in Grafit bestimmt werden, weshalb es von entscheidender Bedeutung ist, dass der gesamte Kohlenstoff in dem Probenmaterial vor der eigentlichen AMS-Analyse in Grafit umgewandelt werden muss.



Legende:

Tandem accelerator	Tandembeschleuniger
Chopper	Zerhacker (Molekülauflaufbruch)
Recombinator	Rekombinator
Stripping canal	Stripper-Kanal
59 sample ion source	59-Proben-Ionenquelle
Ionisation chamber	Ionisationskammer
33° electrostatic deflector	elektrostatischer 33°-Deflektor
High energy mass spectrometer	Hochenergie-Massenspektrometer
110° magnet	110°-Magnet
90° magnet	90°-Magnet
¹² C-Cup	¹² C-Cup
¹³ C-Cup	¹³ C-Cup

Abbildung 8: Schematische Darstellung AMS [14, S. 45]

Zur Berechnung der Ergebnisse werden die Isotopenverhältnisse von $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ und $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ bestimmt und mit geeignetem Primär-Referenzmaterial verglichen. Dabei ist es wichtig, dass alle Prozentwerte von rezentem Kohlenstoff (pmC), die durch das Verfahren ermittelt wurden, hinsichtlich der Isotopenverteilung ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Verhältnis, abgeleitet aus dem durch die Verbrennung gebildeten CO_2) berichtigt werden. D.h., dass das $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Verhältnis nicht am Ausgangsstoff selbst bestimmt werden darf, da dies in einigen Fällen zu fehlerhaften Ergebnissen führen kann. [14, S. 47]

2.2.2 ÖNORM EN 15440

In der ÖNORM EN 15440 wird auf drei Herangehensweisen zur Bestimmung des Gehalts an Biomasse eingegangen [14, Anhang A, B, C]:

- Bestimmung des Gehaltes an Biomasse unter Anwendung des Verfahrens der selektiven Auflösung,
- Bestimmung des Gehaltes an Biomasse unter Anwendung des Verfahrens der manuellen Sortierung,
- Bestimmung des Gehaltes an Biomasse nach dem ^{14}C -Verfahren;

Auf die dritte Bestimmungsmethode wurde bereits im vorangegangenen Unterkapitel 2.2.1 eingegangen. Das Verfahren der selektiven Auflösung und die manuelle Sortierung werden im Nachfolgenden kurz erklärt.

2.2.2.1 Verfahren der selektiven Auflösung

Das Verfahren beruht im Wesentlichen auf der Tatsache, dass Biomasse wesentlich schneller oxidiert als Nicht-Biomasse. Die Bestimmung des biogenen Anteils kann sowohl auf die Masse bezogen sein, als auch auf den Energie- bzw. Kohlenstoffgehalt der Probe. Es werden dazu zwei Teilproben A und B gebildet. Von Teilprobe A werden die jeweiligen Ausgangsgrößen (z.B. Masse, Gesamtkohlenstoffgehalt (TOC) und Heizwert (H_u)) bestimmt. Teilprobe B wird zunächst mit konzentrierter Schwefelsäure versetzt und anschließend mit Wasserstoffperoxid aufgeschlossen. Dabei wird die in der Probe enthaltene Biomasse selektiv gelöst, die Nicht-Biomasse verbleibt im Rückstand. Soll der massenbezogene biogene Anteil bestimmt werden, sind die Massen der Originalprobe und des

Aufschlussrückstandes zu bestimmen. Den kohlenstoff- bzw. energiebezogenen biogenen Anteil bekommt man durch die Bestimmung des TOC bzw. des H_u des getrockneten Rückstandes. Anhand von mathematischen Formeln, auf die in diesem Rahmen nicht näher eingegangen werden (weiterführende Literatur siehe [14, S. 18ff.]), resultiert ein masse-, kohlenstoff- oder energiegehaltsbezogener Anteil an Biomasse bzw. Nicht-Biomasse (100 [%] - Anteil Biomasse [%]). [14, S. 18f.], [20, S. 264]

2.2.2.2 Verfahren der manuellen Sortierung

In diesem manuell durchgeführten Verfahren, bei dem feste Materialien per Hand in Teilfraktionen sortiert werden, wird der Biomasseanteil an der Gesamtmasse durch die Aufteilung in eine Biomasse, Nicht-Biomasse- und Inertfraktion bestimmt. Der bei der manuellen Sortierung immer auftretende Fehler, z.B. durch eine gewisse Unschärfe bei der Materialzuteilung bedingt, wird i.d.R durch das Verfahren der selektiven Auflösung bereinigt. So bestehen z.B. Getränkekartons, die bei der Sortierung anfallen können, nicht nur aus Papier (Biomasse), sondern enthalten auch geringe Mengen an Kunststoff (Nicht-Biomasse) und Inertstoff (Aluminium). Der Energieinhalt der Biomasse kann durch die Feststellung des mittleren Heizwertes von den drei Fraktionen auf wasserfreier Bezugsbasis bestimmt werden. [14, S. 23ff.]

2.2.3 CEN/TS 16295

Die technische Spezifikation CEN/TS 16295 vom April 2012 beschreibt die Anforderungen an die Deklaration des Gehalts an biobasiertem Kohlenstoff von Kunststoffherzeugnissen. Dabei wird der biobasierte Kohlenstoff als Anteil des Gesamtgehalts an organischem Kohlenstoff (x_B^{TOC}) wie folgt berechnet [17, S. 7]:

$$x_B^{TOC} = \frac{\sum(w_i \times x_{B_i}^{TOC} \times x_i^{TOC})}{\sum(w_i \times x_i^{TOC})} \quad (2)$$

x_B^{TOC} ... Gehalt an biobasierten Kohlenstoff am Gesamtgehalt des organischen Kohlenstoffs [%],

$w_i \times x_{B_i}^{TOC}$... Gehalt an biobasierten Kohlenstoff am Gesamtgehalt des Bestandteils (i) an organischem Kohlenstoff [%],

w_i ... Trockenmasseanteil des Bestandteils (i) [%],

x_i^{TOC} ... Gesamtgehalt des Bestandteils (i) an organischem Kohlenstoff [%];

Für die analytische Ermittlung des biobasierten Kohlenstoffanteils wird auf die CEN/TS 16137 (vgl. Kapitel 2.2.1) verwiesen. Voraussetzung ist, dass der Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff mindestens 5 % beträgt. [17, S. 7]

2.3 Übergeordnete Standards für biogene Kunststoffe – Prüfung der Kompostierbarkeit

Im Hinblick auf die Bestimmungen zur Kompostierfähigkeit von biogenen Werkstoffen, zu denen auch Biopolymere zählen, gibt es eine Reihe von europäischen und z.T. auch national (vorwiegend in Deutschland) gültigen Regelwerken. Die für Biopolymere relevanten Normen lassen sich im Allgemeinen in zwei Gruppen einteilen [8, S. 53]:

- Übergeordnete Normen für die Produkthanforderungen und zur allgemeinen Beschreibung der Prüfabläufe im Zusammenhang mit der Kompostierbarkeit von Biopolymeren (vgl. Kapitel 2.3.2 bis 2.3.9).
- Prüfnormen zur konkreten Beschreibung der Durchführung der verschiedenen Untersuchungen im Hinblick auf die Kompostierbarkeit von Biopolymeren, einschließlich spezifischer Standards speziell für Verpackungen.

2.3.1 Allgemeines

Die Kompostierbarkeit, d.h., der zeitliche Verlauf des biologischen Abbaus hängt im Wesentlichen von der verfahrenstechnischen Ausgestaltung der Kompostierung, den gewählten Parametern, der Korngröße der bioabbaubaren Kunststoffe, den enthaltenen Additiven und vorhandenen Ko-Substraten sowie der Kristallinität ab. Zur Beurteilung wird die in weiterer Folge in Kapitel 2.3.3 kurz beschriebene harmonisierte EU-Norm EN 13432 herangezogen. In diesem Zusammenhang ist es wichtig zu erwähnen, dass die Bioabbaubarkeit von der Desintegration (Materialauflösung) zu unterscheiden ist. Zwar löst sich bei der Desintegration ebenfalls ein Produkt während des Kompostiervorganges auf, es ist aber nicht ausgeschlossen, dass sämtliche Polymermoleküle aufgespalten werden und u.U. nicht mehr sichtbare Fragmente vorhanden bleiben. Dies würde z.B. die Gruppe der oxo-abbaubaren Kunststoffe, zu dessen Vertreter additivierte Polyolefine gehören, betreffen. In den Kapiteln 3.3 sowie 4.4.3.7 (Fallbeispiel) werden oxo-abbaubare Kunststoffe, die unter Lichteinfluss in kleine Kunststoffpartikel zerfallen, kurz beschrieben. Da diese Gruppe in der Fachwelt äußerst umstritten ist und sie eine Kompostierung „nur vorgaukeln“, wird auf sie im Laufe der Arbeit nicht näher eingegangen. [22, S. 27]

In den folgenden Unterkapiteln 2.3.2 bis 2.3.9 wird die Inhalte dieser Normen kurz beleuchtet und im Weiteren versucht Abgrenzungen zu treffen. Auf der einen Seite gibt es im Zusammenhang mit der Untersuchung der Bioabbaubarkeit amerikanische (ASTM) und australische (AS) Normen, auf der anderen Seite auch harmonisierte europäische EN-Regelwerke, die auch in den EU-Ländern Umsetzung fanden: in Deutschland nach DIN CERTCO (Zertifizierungsgesellschaft der TÜV Rheinland Gruppe und des Deutschen Instituts für Normung e.V. (DIN)), in Österreich nach ÖNORM (Österreichisches Normungsinstitut – Austrian Standards plus). Die Kompostierbarkeit von Kunststoffen wird nach den nachfolgend beschriebenen Normen ÖNORM EN 13432 und ASTM D6400 zertifiziert. Parallel dazu gibt es aber noch weitere Normen wie z.B. ÖNORM EN 14995, ISO 17088, ASTM D 6868 und AS 4736, die ebenfalls den Abbau und die Aufspaltung von biologisch abbaubaren Kunststoffen zu Kohlendioxid, Biomasse und Wasser, konform zur

EU-Verpackungsrichtlinie „biologisch abbaubare Verpackungen“ (vgl. Kapitel 4.1.1), beschreiben. Nimmt man zur Bestimmung der vollständigen Bioabbaubarkeit Bezug auf die freigesetzte Menge an Kohlenstoffdioxid, so ist die ÖNORM EN ISO 14855 anzuwenden. Wird der aerobe Abbau von Kunststoffmaterialien in aquatischen Systemen untersucht, sind die ÖNORM EN ISO 9408, ÖNORM EN ISO 14582 und ÖNORM EN ISO 14851 anzuwenden.

2.3.2 DIN V 54900

Diese deutsche Norm zur Prüfung der Kompostierbarkeit von polymeren Werkstoffen geht auf das Jahr 1998 zurück und basiert auf insgesamt vier Teilen. Sie ist die erste ihrer Art für die Prüfung der Kompostierbarkeit von Kunststoffen und wurde mittlerweile vollständig durch die europäische Norm EN 13432 (Verpackung – Anforderungen an die Verwertung von Verpackungen durch Kompostierung und biologischen Abbau – Prüfschema und Bewertungskriterien für die Einstufung von Verpackungen) ersetzt.

Der erste Teil der Norm beschreibt die erforderlichen Angaben zur chemischen Zusammensetzung eines Werkstoffes, die mithilfe eines Infrarot (IR)-Spektrums erstellt und hinterlegt wird. Im zweiten Teil wird auf die Prüfung der vollständigen biologischen Abbaubarkeit im Zuge von Laborversuchen im wässrigen Milieu bzw. direkt im Kompost unter klar definierten, reproduzierbaren Bedingungen verwiesen. Der Nachweis geschieht im Wesentlichen durch die Messung der entstandenen CO₂-Menge oder der dabei verbrauchten Menge an O₂. Die Prüfung der Abbauergebnisse unter realen, praxisnahen Bedingungen ist Bestandteil des dritten Teils der Norm. Hier wird auch die maximale Materialdicke des Werkstoffes bestimmt, die innerhalb einer praxisüblichen Rottedauer abgebaut werden kann. Der vierte Teil beschreibt Prüfverfahren zur Bestimmung von Verwertungseigenschaften (Qualität) bzw. gibt Aufschluss über die Ökotoxizität von Komposten aus biologisch abbaubaren Polymeren. [8, S. 54ff.]

2.3.3 ÖNORM EN 13432

Diese Norm, erschienen im Jahr 2008, beschreibt die Anforderungen, die speziell für die Verwertung von Verpackungen durch das Verfahren der Kompostierung und dem damit verbundenen biologischen Abbau, gestellt werden. Wesentliche Inhalte wie Prüfschemata sind dabei aus der im vorangegangenen Kapitel 2.3.2 zitierten DIN V 54900 entnommen. In der Norm, die sich in vier Bereiche untergliedert, wird verstärkt auf Bewertungskriterien zur Einstufung von Verpackungen eingegangen. Die Unterteilung ist wie folgt:

- Charakterisierung der Materialzusammensetzung,
- Biologische Abbaubarkeit,
- Desintegration während der biologischen Behandlung,
- Auswirkung auf die Qualität des entstandenen Komposts.

2.3.4 ÖNORM EN ISO 14855

Die Bestimmung der vollständigen aeroben Bioabbaubarkeit von Kunststoff-Materialien unter Bedingungen der kontrollierten Kompostierung ist Gegenstand dieser Norm. Untergliedert in zwei Teile, beschäftigt sich Teil 1 mit allgemeinen Verfahren zur Analyse des freigesetzten Kohlenstoffdioxides, Teil 2 mit der gravimetrischen Messung des freigesetzten CO₂ im Labormaßstab.

2.3.5 ÖNORM EN 14995

In der ÖNORM EN 14995 (Kunststoffe – Bewertung der Kompostierbarkeit – Prüfschema und Spezifikationen) aus dem Jahr 2007 werden ebenfalls Anforderungen an die Kompostierbarkeit für allgemeine Kunststoffmaterialien, nicht ausschließlich für Verpackungen, definiert. Bezogen auf die chemische Charakterisierung, der Prüfung der biologischen Abbaubarkeit (Desintegration) und der Ökotoxizität ist die Norm identisch mit der im vorangegangenen Kapitel 2.3.3 beschriebenen ÖNORM EN 13432.

2.3.6 ISO 17088

Nicht nur auf Kunststoffverpackungen, sondern auf Verpackungen im Allgemeinen wird in dieser weltweit gültigen Norm im Zusammenhang mit der Kompostierbarkeit eingegangen. Der ISO-Standard, der 2008 erschienen ist und 2012 revidiert wurde, trägt den Titel „Specifications for compostable plastics“ und beschreibt das gleiche Prüfschema, das auch in der ÖNORM EN 13432 oder in der ASTM D6400 angegeben wird. [8, S. 58]

2.3.7 ASTM D6400

Dieser amerikanische Standard aus dem Jahr 2004 besitzt in der Erstfassung den englischen Titel „Standard Specification for Compostable Plastics“. 2012 wurde eine Revision durchgeführt, dabei wurde der Titel wie folgt erweitert: „Standard Specification for Labeling of Plastics Designed to be Aerobically Composted in Municipal or Industrial Facilities“. Die Norm beinhaltet Standardspezifikationen für kompostierbare Kunststoffe und daraus hergestellte Produkte. Dabei wird neben der chemischen Prüfung auch auf die Prüfung des Nachweises der biologischen Abbaubarkeit bis hin zur vollständigen Desintegration eingegangen. Hinsichtlich der Durchführung verweist die ASTM D6400 immer wieder auf die ASTM D6002 (Standard Specification for Compostable Plastics). [8, S. 58]

2.3.8 ASTM D6868

Die ASTM D6868 aus dem Jahr 2003 (Erstfassung) mit dem englischen Titel „Standard Specification for Biodegradable Plastics Used as Coatings on Paper and Other Compostable Substrates“ beschreibt biologisch abbaubare Kunststoffe und Produkte (inkl. Verpackungen), bei denen Kunststofffolien fest mit Trägermaterialien verbunden sind. Dies kann entweder durch Laminierung oder Extrusionsbeschichtung direkt auf Papier erfolgen. Das gesamte Produkt ist für öffentliche oder industrielle Kompostieranlagen zur Kompostierung vorgesehen. [8, S. 59] Die Nachfolgeversion dieser Norm stammt aus dem Jahr 2011 und

führt, verglichen zur Vorgängerversion, den erweiterten Titel „Standard Specification for Labeling of End Items that Incorporate Plastics and Polymers as Coatings or Additives with Paper and Other Substrates Designed to be Aerobically Composted in Municipal or Industrial Facilities“.

2.3.9 AS 4736

Der Australische Standard (AS) 4736 aus dem Jahr 2006 mit dem englischen Titel „Biodegradable Plastics – Biodegradable Plastics Suitable for Composting and Other Microbial Treatment“ legt die Anforderungen und Verfahren zur Bestimmung der Kompostierbarkeit von biologisch abbaubaren Kunststoffverpackungen fest. Es werden ähnlich wie bei der ÖNORM EN 13432 Querverweise zu weiterführenden Unternormen mit Bezug auf die Prüfanforderungen gegeben. [8, S. 59]

2.3.10 ÖNORM EN ISO 9408

Diese im Jahr 2000 veröffentlichte Norm beschreibt ein Verfahren zur Bestimmung der vollständigen aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe in einem wässrigen Medium. Dabei wird über den Sauerstoffbedarf in einem geschlossenen Respirometer auf den Fortschritt des biologischen Abbaus geschlossen.

2.3.11 ÖNORM EN ISO 14851

In dieser Norm aus dem Jahr 2004 wird ein Verfahren beschrieben, mit dem durch die Messung des Sauerstoffbedarfs in einem geschlossenen Respirometer der Grad der vollständigen aeroben Bioabbaubarkeit von Kunststoffmaterialien in natürlichen Umgebungen bestimmt wird. Dabei wird die Probe in einem wässrigen Medium unter Laborbedingungen einem Inokulum aus verschiedenen Medien (Kompost oder Boden, Belebtschlamm) ausgesetzt. Je nach vorherrschendem Medium im Inokulum können verschiedene Aussagen über die Bioabbaubarkeit getroffen werden.

2.3.12 ÖNORM EN ISO 14852

Die ÖNORM EN ISO 14852 aus dem Jahr 2004 umfasst den gleichen Anwendungsbereich, wie die ÖNORM EN ISO 14851, beschreibt jedoch ein Verfahren, mit dem durch Messung der freigesetzten Kohlendioxidmenge der Grad der vollständigen aeroben Bioabbaubarkeit von Kunststoffmaterialien bestimmt werden kann.

2.3.13 Zusammenfassung der Regelwerke

Da die Regelwerke im Bereich des aeroben Abbaus von (Verpackungs-)materialien aus (Bio-) Kunststoffen recht umfangreich sind, gibt Tabelle 3 einen Überblick über die in den vorherigen Unterkapiteln beschriebenen Normen. Regelwerke zur einleitend beschriebenen Desintegration, d.h. zur Auflösung der Gestalt des Materials, gibt es zwar auch, da der Schwerpunkt in diesem Kapitel jedoch auf dem biologischen Abbau (Kompostierung) liegt, werden sie nachfolgend nur kurz erwähnt:

- **ÖNORM EN 14045** (06/2003): Bewertung der Desintegration von Verpackungsmaterialien in praxisorientierten Prüfungen unter definierten Kompostierbedingungen.
- **ÖNORM EN 14046** (06/2003): Verpackung - Bestimmung der vollständigen aeroben biologischen Abbaubarkeit von Packstoffen unter kontrollierten Kompostierbedingungen - Verfahren mittels Analyse des freigesetzten Kohlenstoffdioxids.
- **ÖNORM EN 14806** (09/2005): Verpackung - Vorbeurteilung des Auflösens von Verpackungsmaterial unter simulierten Kompostierungsbedingungen im Labormaßstab.
- **ISO 16929** (02/2011): Plastics -- Determination of the Degree of Disintegration of Plastic Materials Under Defined Composting Conditions in a Pilot-Scale Test.
- **ÖNORM EN ISO 20200** (10/2005): Kunststoffe - Bestimmung des Zersetzungsgrades von Kunststoffmaterialien unter nachgebildeten Kompostierungsbedingungen mittels einer Prüfung im Labormaßstab.

Wie für den in der nachfolgenden Tabelle 3 zusammenfassend dargestellten aeroben Abbauprozess von Biokunststoffen, auf den verfahrenstechnisch in Kapitel 7.6 näher eingegangen wird, gibt es auch im Bereich der Vergärung, d.h. der anaeroben Umsetzung von Biomasse (Biogaserzeugung, vgl. Kapitel 7.7) entsprechende Regelwerke. Der Umfang fällt hier deutlich geringer aus. Zwei zentrale Normen werden der Vollständigkeit halber nachfolgend aufgelistet:

- **ÖNORM EN ISO 11734** (10/1998): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der vollständigen anaeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Verbindungen im Faulschlamm - Verfahren durch Messung der Biogasproduktion.
- **ISO 14853** (02/2005): Plastics - Determination of the Ultimate Anaerobic Biodegradation of Plastic Materials in an Aqueous System - Method by Measurement of Biogas Production.

Tabelle 3: Internationale Regelwerke zur Prüfung des aeroben Abbaus von (Bio-)kunststoffen

Regelwerk	Bezeichnung	Ausgabe ¹	Anmerkung
DIN V 54900 Teil 1-5	Prüfung der Kompostierbarkeit von Kunststoffen - Teil 1: Chemische Prüfung ^{II} Teil 2: Prüfung auf vollständige biologische Abbaubarkeit von Kunststoffen in Laborversuchen ^{II} Teil 3: Prüfung unter praxisrelevanten Bedingungen und der Qualität der Komposte ^{II} Teil 4: Prüfung der Ökotoxizität der Komposte ^{III}	09/1998 ^{II} 01/1997 ^{III}	Zurück- ziehung: 02/2004 ^{II} 03/2005 ^{III}
ÖNORM EN 13432	Verpackung - Anforderungen an die Verwertung von Verpackungen durch Kompostierung und biologischen Abbau - Prüfschema und Bewertungskriterien für die Einstufung von Verpackungen	02/2008	konsolidierte Fassung
ÖNORM EN 14855 Teil 1-2	Bestimmung der vollständigen aeroben Bioabbaubar- keit von Kunststoff-Materialien unter den Bedingungen kontrollierter Kompostierung - Verfahren mittels Analyse des freigesetzten Kohlenstoffdioxides - Teil 1: Allgemeines Verfahren ^{IV} Teil 2: Gravimetrische Messung des freigesetzten Kohlenstoffdioxides im Labormaßstab ^V	07/2010 ^{IV} 11/2009 ^V	
ÖNORM EN 14995	Kunststoffe - Bewertung der Kompostierbarkeit - Prüfschema und Spezifikationen	02/2007	
ISO 17088	Specifications for compostable plastics	06/2012	
ASTM D6400	Standard Specification for Labeling of Plastics Designed to be Aerobically Composted in Municipal or Industrial Facilities	2012	
ASTM D6868	Standard Specification for Labeling of End Items that Incorporate Plastics and Polymers as Coatings or Additives with Paper and Other Substrates Designed to be Aerobically Composted in Municipal or Industrial Facilities	2011	
AS 4736	Biodegradable Plastics – Biodegradable Plastics Suitable for Composting and Other Microbial Treatment	2006	
ÖNORM 9408	Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der vollständigen aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe im wässrigen Medium über die Bestimmung des Sauerstoffbedarfs in einem geschlossenen Respirometer	03/2000	aquatisches System
ÖNORM EN ISO 14851	Bestimmung der vollständigen aeroben Bioabbaubar- keit von Kunststoff-Materialien in einem wässrigen Medium - Verfahren mittels Messung des Sauerstoff- bedarfs in einem geschlossenen Respirometer	10/2004	aquatisches System
ÖNORM EN ISO 14852	Bestimmung der vollständigen aeroben Bioabbaubarkeit von Kunststoff-Materialien in einem wässrigen Medium - Verfahren mittels Analyse des freigesetzten Kohlenstoffdioxides	10/2004	aquatisches System

¹ Veröffentlichungsdatum der letztgültigen Ausgabe. Die römischen Ziffern beziehen sich auf das Ausgabe- bzw. Zurückziehungsdatum.

3 Polymerwerkstoffe

Der Fokus dieses Kapitels ist auf die Gruppe der Polymerwerkstoffe im Allgemeinen und auf Biokunststoffe im Speziellen gerichtet. Beginnend mit der Erläuterung des Begriffes Biokunststoff anhand des Kohlenstoffzyklus wird auf die historische Entwicklung der Biopolymere Bezug genommen. Dabei erfolgen neben der Einteilung in Werkstoffgenerationen eine kurze Beschreibung der Herstellungsverfahren sowie ein Exkurs über die technischen Anwendungsgebiete. Mit einer Betrachtung des aktuellen Kunststoffmarkts sowohl für petrobasierte als auch biogene Polymere und einem Überblick über die einzelnen Akteure am österreichischen Markt endet das Kapitel.

Biopolymerwerkstoffe gliedern sich ähnlich wie konventionelle, petrochemisch basierte Kunststoffe in drei Gruppen: **thermoplastische**, **elastomere** und **duroplastische** Polymerwerkstoffe. Der technische Einsatz von biogenen Duroplasten spielt derzeit bis auf wenige Ausnahmen, z.B. pflanzenölbasierte Harze, eine untergeordnete Rolle. Vielmehr liegt der Schwerpunkt der Entwicklung z.Z. im Bereich von neuartigen **thermoplastischen Biopolymeren**. Diese teilen sich für bestimmte Anwendungen (z.B. in der Verpackungsindustrie) mit den herkömmlichen, auf Erdöl basierten Polymeren den Markt.

Der Begriff „Biopolymer“ steht für in der Natur vorkommende Polymere und ist streng genommen, vom Begriff „Biokunststoff“ zu unterscheiden. Dieser wird für Produkte herangezogen, die über ähnliche Produktionsrouten, wie Erzeugnisse aus konventionellen Kunststoffen, hergestellt wurden. [13, S. 12] Im weiteren Verlauf dieser Arbeit, die auf dem Schwerpunkt der Verpackungskunststoffe liegt, werden die beiden Begriffe gleichbedeutend verwendet.

Biogene Polymere sind ganz oder zum Teil aus Biomasse, d.h. aus erneuerbaren Ressourcen hergestellt. Der Begriff „erneuerbare Ressource“ bezieht sich dabei auf die Regenerationsfähigkeit des Ausgangsmaterials. Ist diese (z.B. die Wachstumsrate von Holz) mit der Abbau- bzw. Zerfallsrate des jeweiligen Materials (ebenfalls von Holz) vergleichbar, dann spricht man von erneuerbaren Ressourcen. Wichtig und elementar in diesem Zusammenhang ist auf den Kohlenstoffkreislauf näher einzugehen und dabei Bezug auf petro- und biobasierte Polymere zu nehmen. In Abbildung 9 ist der Kohlenstoffkreislauf in seiner Gesamtheit dargestellt. Die schwarzen Zahlen stellen die Mengen an Kohlenstoff in den einzelnen Reservoirs dar, die violetten Zahlen geben den jährlichen Fluss zwischen den einzelnen Speichern an.

Die Angaben in Giga-Tonnen Kohlenstoff stammen aus zwei Quellen. Das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) veröffentlichte im Zuge des vierten Assessment-Reports den Klimaänderungsbericht 2007 (Climate Change 2007: The Physical Science Basis). In Kapitel 7 des Berichts wird auf den Kohlenstoffkreislauf eingegangen. [23, S. 515] Ähnliche Mengenangaben, die aus einer anderen Berechnung bzw. Quelle stammen, sind auf der NASA Earth Science Enterprise – Homepage [24] veröffentlicht (siehe Abbildung 9).

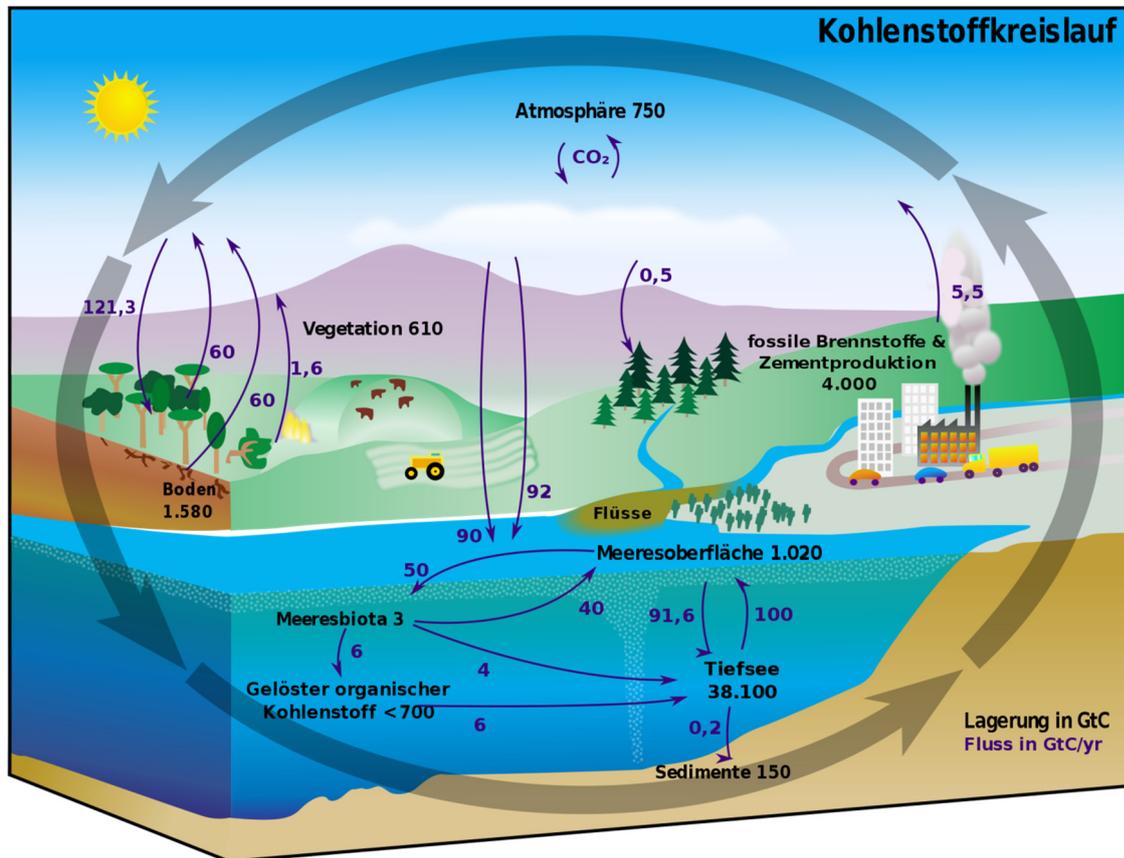


Abbildung 9: Diagramm des Kohlenstoffkreislaufs in Giga-Tonnen Kohlenstoff (Gt C) [24, modifiziert]

Betrachtet man den Kohlenstoffkreislauf auf der Erde näher, wird zwischen einem lang- und kurzfristigen Kreislauf unterschieden. Dabei spielt die Geschwindigkeit der Regenerierungsrate im Vergleich zur Abbaurrate eine entscheidende Rolle. Der langfristige Kreislauf lässt sich in einen anorganischen und organischen Zyklus unterteilen. Bei der angeschlossenen Betrachtung wird bezogen auf Kunststoffe nur der langfristige sowie kurzfristige organische Kohlenstoffzyklus beleuchtet.

Herkömmlich produzierte **fossile Kunststoffe**, basierend auf den Ausgangsstoffen Erdöl, Erdgas und Kohle, unterliegen dem **langfristigen Kohlenstoffkreislauf**, da ausgehend von der Biomasse der zu erwartende Zeitraum für die Umwandlung sich über mehrere Millionen Jahre erstreckt. Im Vergleich dazu ist die Kohlenstoffquelle (Biomasse) von Biopolymeren mit ein bis zehn Jahren relativ jung. In Abbildung 10 sind die beiden Kreisläufe am Beispiel von Polymeren übersichtlich dargestellt. Ein und dasselbe Polymer kann sowohl aus Biomasse als auch aus fossilen Rohstoffen hergestellt werden. [7, S. 5f.]

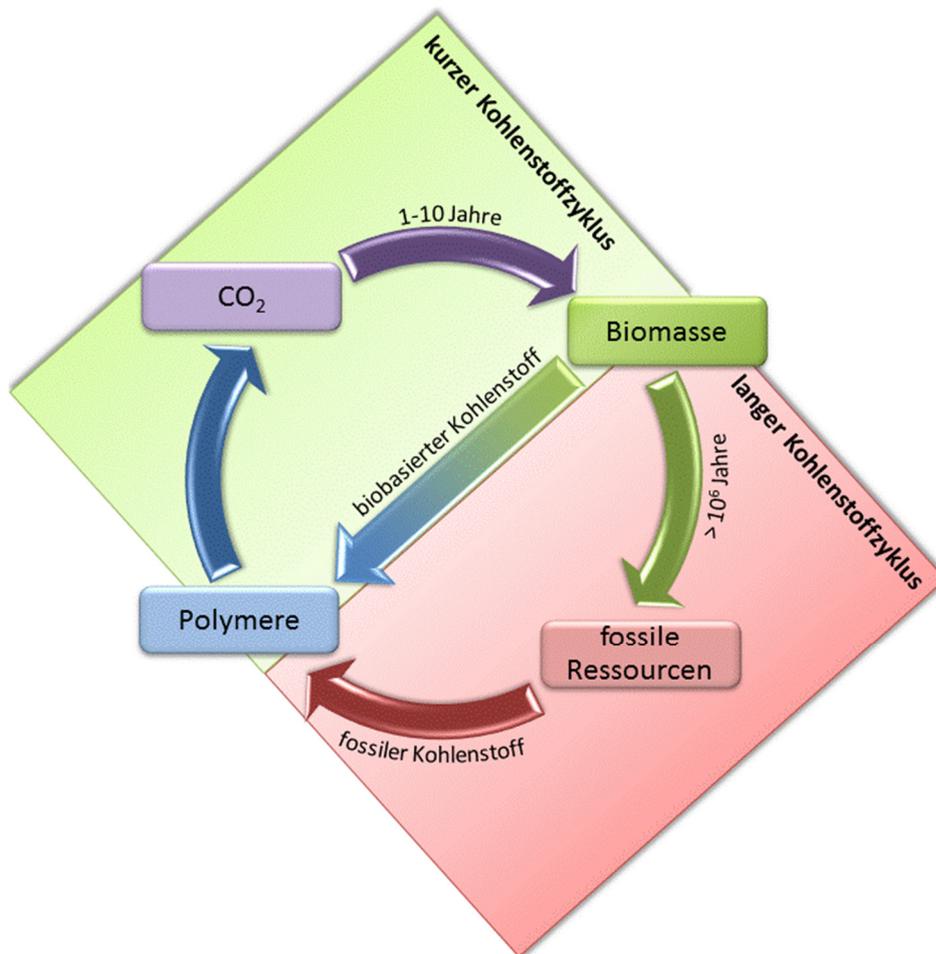


Abbildung 10: Kurzfristiger - und langfristiger Kohlenstoffkreislauf [7, S. 6, modifiziert]

3.1 Historische Entwicklung

Die Ursprünge von Biopolymeren reichen mittlerweile einige Jahrzehnte zurück. Bereits vor 1940 waren bereits 80 % der heute erhältlichen bioabbaubaren Kunststoffe erforscht. Im Vergleich dazu wurde der heute auch am Verpackungssektor weitverbreitete petrobasierte Polyethylen-Kunststoff ebenfalls erst 1938 erfunden. Wieder in Vergessenheit geraten erfuh die Werkstoffgruppe der Biokunststoffe in den 70er Jahren, im Zuge der ersten weltweiten Ölkrise (1973) und den Bestrebungen die Kunststoffindustrie sich vom Erdölmarkt zu entkoppeln, eine Renaissance. In den 80er Jahren, ausgelöst durch die zweite Ölkrise (1980), führten schrittweise technologische Weiterentwicklungen und der Bau von Versuchsanlagen zum endgültigen Durchbruch. [25, S. 7] Zwischen der ersten Generation, verbunden mit dem Aufbau von Produktionskapazitäten in den 80ern, und der mittlerweile dritten Generation von biogenen Kunststoffen liegen mehr als 30 Jahre Forschungs- und Entwicklungsarbeit.

Die Verbreitung von Kunststoffen ist eng mit dem Siegeszug der petrochemischen Industrie in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts verbunden. Vorläufer der heutigen Kunststoffe auf Basis nachwachsender Rohstoffe, wie z.B. Kautschuk, wurden zusehends durch erdöl-basierende Polymerrohstoffe verdrängt. Bald darauf erkannte man, dass die Vorteile der petrochemischen Kunststoffe zu denen u.a. das breite Verarbeitungs- und

Gebrauchsspektrum zählen, durch eine immense Rohstoffabhängigkeit (Erdöl, Erdgas oder Kohle) und die nachteiligen Entsorgungs- und Verwertungsmöglichkeiten aufgehoben wurden. Somit wurde Ende der 80er Jahre die Polymerforschung gezielt in Richtung abbaubarer Biopolymere betrieben. Stand vor zwei Jahrzehnten die Bioabbaubarkeit im Vordergrund, so verlagert sich die Produktion von Biopolymeren im Hinblick auf die immer schlechter werdende Verfügbarkeit von petrochemischen Rohstoffen und der damit einhergehenden Preissteigerung, zukünftig immer mehr in Richtung des Einsatzes von erneuerbaren Ressourcen. Der Grundgedanke der biologischen Abbaubarkeit wird zugunsten von kurzfristig verfügbaren Rohstoffen, die zur Produktion von langlebigen und nicht biologisch abbaubaren Werkstoffen dienen, verdrängt [8, S. 21f.]

3.2 Einteilung der Werkstoffgenerationen

Biokunststoffe sind wie im vorigen Kapitel beschrieben keine technische Errungenschaft der letzten Jahre. Die Einführung der Werkstoffgruppe der Biopolymere datiert wie bereits erwähnt gegen Ende der 80er-, Anfang der 90er Jahre des letzten Jahrhunderts. Trotz anfänglichen Hype um die biologisch abbaubaren Biokunststoffe der **ersten Generation** konnten sie sich auf dem Markt nie wirklich durchsetzen. Gründe dafür lagen in der teilweisen Unausgereiftheit der Materialien und deren Eigenschaften sowie in den ungünstigen politischen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen.

Weiterentwicklungen auf dem Markt, insbesondere in Richtung von Verpackungsmaterialien aus Biopolymeren, führten zu einem Generationswechsel. Biokunststoffe der **zweiten Generation** zeichnen sich durch die Verarbeitungs- und Gebrauchseigenschaften aus, die durchaus mit herkömmlichen auf erdölbasierenden Kunststoffen konkurrieren können bzw. diese in Teilbereichen sogar übertreffen. Abgesehen von ökonomischen Startnachteilen, die sich aus den derzeit noch geringen Produktions- und Einsatzmengen am Markt ergeben, werden biologisch abbaubare Biokunststoffe unter Mitberücksichtigung der Entsorgungskosten deutlich konkurrenzfähiger, als dies im letzten Jahrzehnt noch der Fall war. In der Zwischenzeit hat die Herstellung einiger Biopolymere der zweiten Generation industriellen Maßstab erreicht. Diese Polymerwerkstoffe sind gegenwärtig oftmals als abbaubare und kompostierfähige Werkstoffe für den Verpackungs-, Agrar- und Gartenbereich erfolgreich im Einsatz.

Die Entwicklung am Sektor der Biopolymerwerkstoffe schreitet immer weiter voran und es erfolgt eine schrittweise Ausdehnung des Einsatzfeldes. So steht bei Kunststoffen, die in der Automobil- und Textilindustrie Anwendung finden, nicht die Abbaubarkeit, sondern zusehends die Beständigkeit im Vordergrund. Neben dem Bestreben einer langfristig sicher verfügbaren (nachwachsenden) Rohstoffbasis kommen bei Biopolymeren der **dritten Generation** technische Fragestellungen in Bezug auf die Wärmeformbeständigkeit, den Geruch, das Splitterverhalten, die UV- und Langzeitstabilität usw. hinzu. Die Entwicklung und der Einsatz von geeigneten Herstellungsverfahren um die gewünschten Verarbeitungseigenschaften zu erreichen rücken heutzutage neben der Frage der Rohstoffverfügbarkeit immer mehr in den Vordergrund.

In Abbildung 11 wird überblicksmäßig die Evolution am Biopolymer-Sektor über die letzten 20 bis 25 Jahre wiedergegeben.

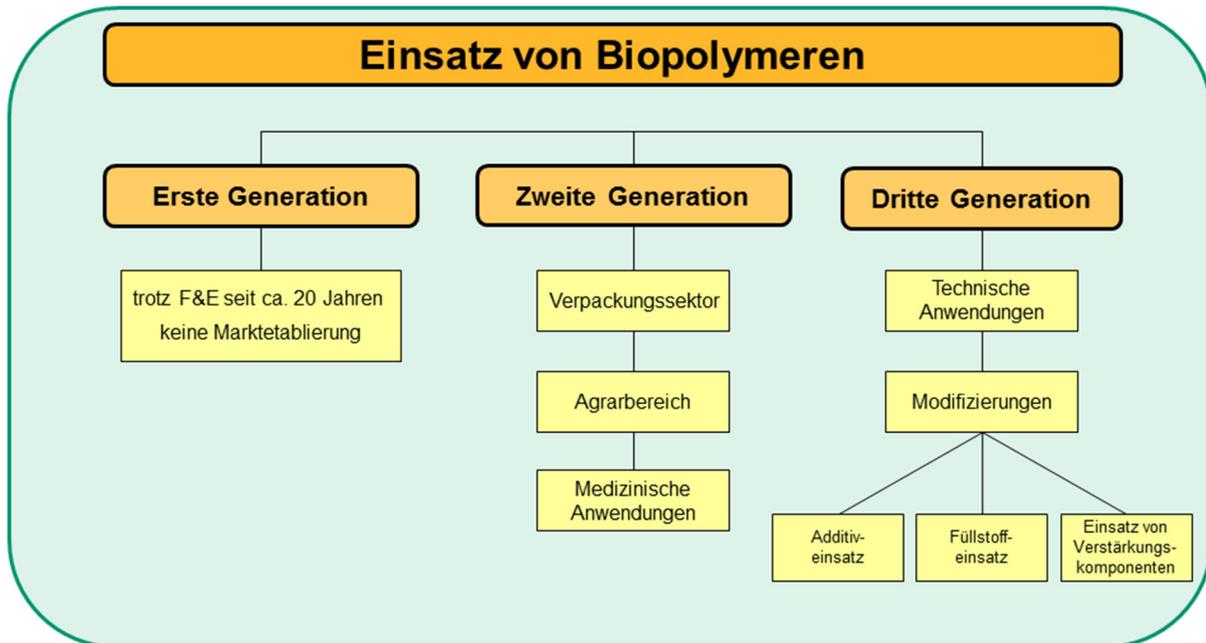


Abbildung 11: Evolution am Sektor der Biopolymere [26, S. 25]

In der seit Jahrzehnten geführten Diskussion um die knapper werdenden Rohölvorräte, insbesondere die Erdöllagerstätten und -reserven der Erde, rücken Kunststoffe, obwohl nur ca. 4 bis 7 % der weltweit geförderten Rohölmenge in der Kunststoffindustrie zur Herstellung von Polymeren eingesetzt wird, immer öfter ins Zentrum von Diskussionen. Die vollkommene Substitution von Erdöl durch nachwachsende Rohstoffe birgt in Zeiten von steigenden Rohölpreisen (vgl. Abbildung 12) nicht nur ökologische, sondern auch ökonomische Vorteile. In Zeiten mit tendenziell steigenden Rohstoffpreisen und einem zunehmenden Verbrauch nicht-erneuerbarer Ressourcen kann durch den forcierten Einsatz nachwachsender Rohstoffe im Bereich der Biokunststoffproduktion die Abhängigkeit zum Erdöl reduziert werden. Voraussetzung dabei ist, dass ausreichend Agrarflächen für diesen Zweck zur Verfügung stehen. [13, S. 79] Die Diskussion über ausreichende Anbauflächen für nachwachsende Rohstoffe auch in Hinblick zur Nahrungs- und Futtermittelkonkurrenz wird in Kapitel 4.4.4.2 vertieft.

Abbildung 14 zeigt, die vergangene und aktuelle Entwicklung der globalen Erdölfördermengen. Hierbei wird zwischen der Gesamtfördermenge (inkl. aller Bei- und Nebenprodukte, violette Linie) und der reinen Rohölfördermenge (rote Linie) unterschieden. Spricht man vom globalen Erdölfördermaximum, so gibt es je nach zitierter Literaturquelle unterschiedliche Angaben. Eines kann jedoch mit Gewissheit gesagt werden: In der Geschichte der Menschheit wird momentan so viel Rohöl gefördert, wie niemals zuvor. Ein Teil davon wird auch zwischengelagert. Der Bedarf an Rohöl und somit der Verbrauch sind

innerhalb der OECD-Länder² (blaue Linie) bzw. innerhalb Europas (grüne Linie) seit Anfang 2008 rückläufig, dennoch wächst mit zunehmender Industrialisierung in den Schwellenländern die Nachfrage nach Rohöl.

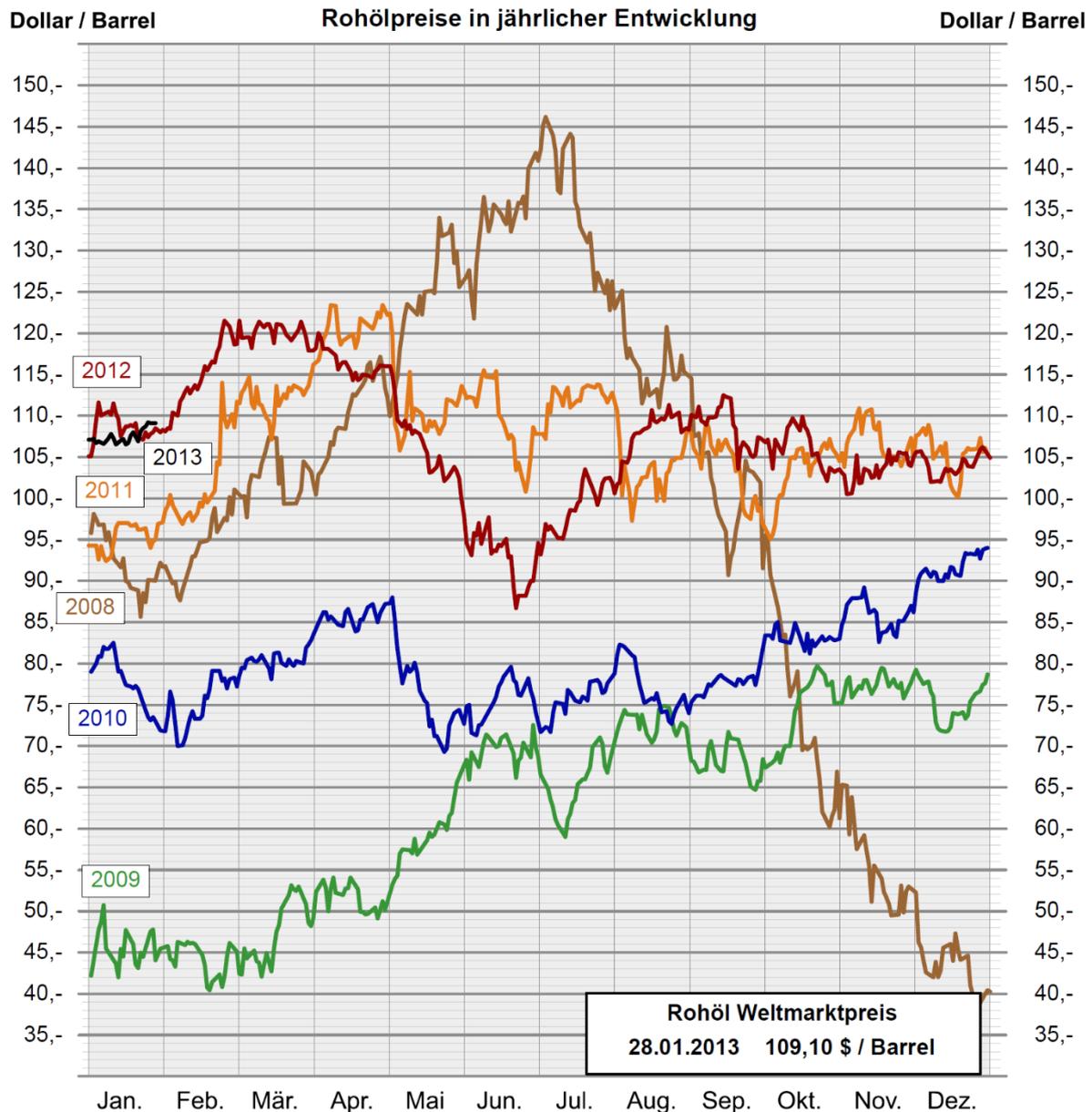


Abbildung 12: Entwicklung des Rohölpreises (Dollar/Barrel) der letzten fünf Jahre [27]

Die nachfolgende Abbildung 13 zeigt die Anteile des Rohölpreises an den Produktionskosten heutiger Massenkunststoffe und bezieht sich auf das Jahr 2006. Das Verhältnis zwischen der benötigten Erdölmenge zur Herstellung einer gewissen Materialmenge ist für Kunststoffe besonders günstig und entspricht etwa zwei Liter Rohöl für einen Liter Kunststoff [28].

² Der Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) gehören 34 Mitgliedstaaten an.

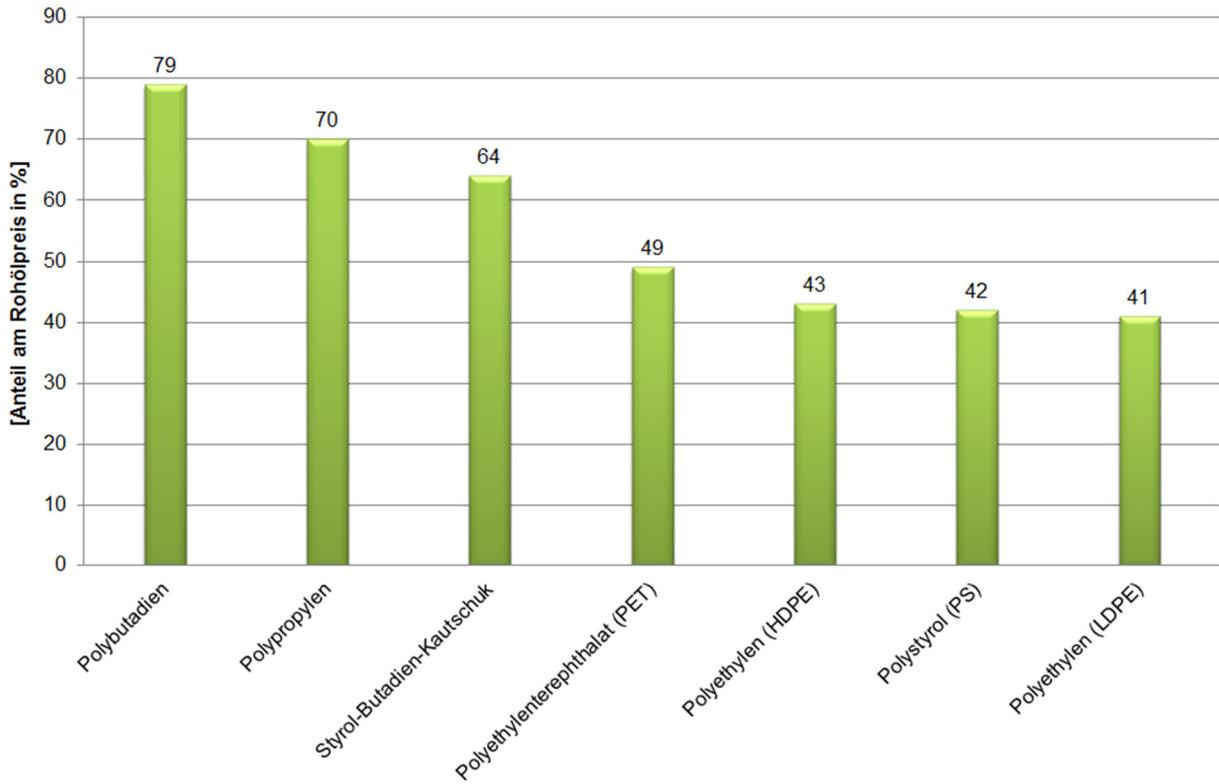


Abbildung 13: Kunststoffe – Anteile des Rohölpreises an den Produktionskosten in % (Stand: 2006) [29, S. 168]

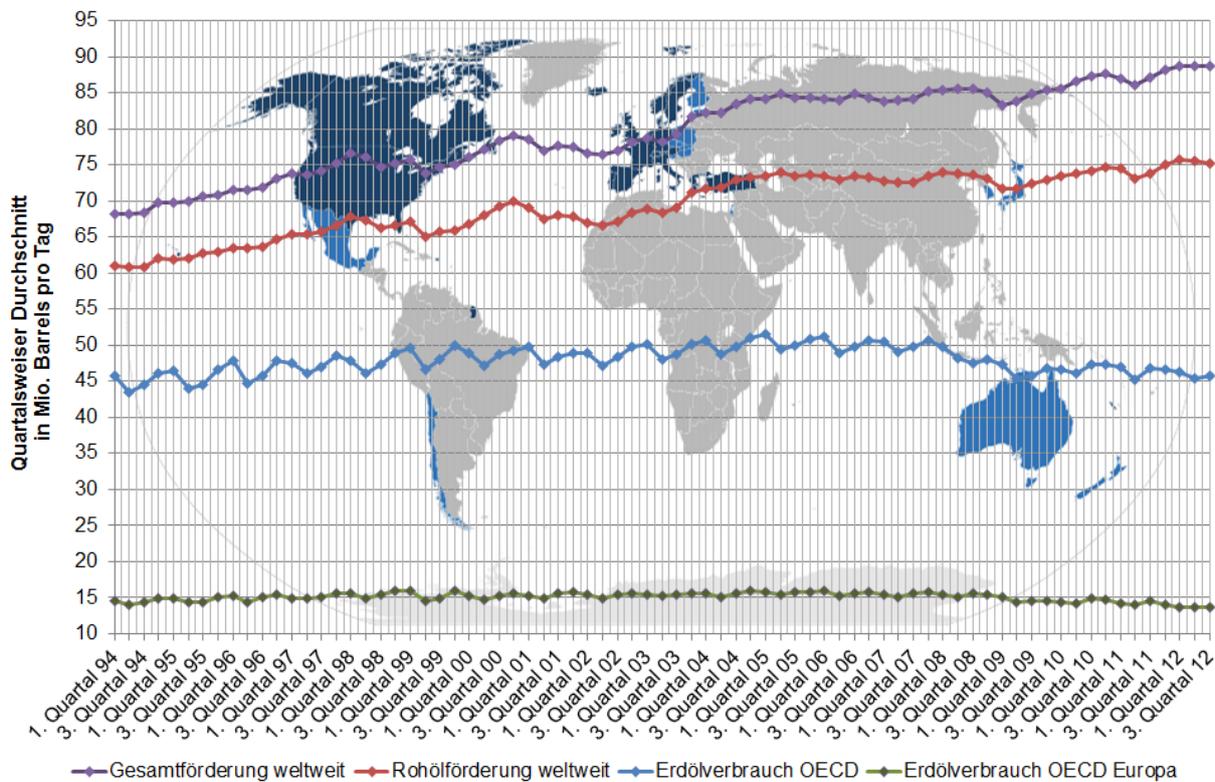


Abbildung 14: Steigende weltweite Fördermengen und rückläufiger Verbrauch innerhalb der OECD-Länder (vgl. Karte im Hintergrund, Stand: Ende 3. Quartal 2012) [30]

3.3 Allgemeine Einteilung der Polymerwerkstoffe

Bei der Unterscheidung zwischen einzelnen Polymeren auf biogener Basis ist darauf zu achten, dass der Begriff „biogen“ nicht gleichzeitig die biologisch abbaubaren Werkstoffe bzw. die Herstellung aus 100 % nachwachsender Rohstoffe impliziert. Der als landläufig bekannte Begriff „Biokunststoff“ wird häufig mit einer Reihe von Kriterien assoziiert, die mitunter nicht immer vollständig zutreffen müssen. So kommt es häufig zu Missverständnissen, da Bezeichnungen wie „biogener Kunststoff“ bzw. „Kunststoff auf Basis nachwachsender Rohstoffe“ und „biologisch abbaubarer Kunststoff“ verschiedene Bedeutungen haben. Oft wird die biologische Abbaubarkeit mit dem Wort „Biokunststoff“ gleichgesetzt, was aus technischer Hinsicht absolut falsch ist. Nicht alle auf nachwachsenden Rohstoffen basierenden Biopolymere sind zwangsweise auch biologisch abbaubar (vgl. hochsubstituierte Celluloseacetate, vulkanisierter Kautschuk, Linoleum etc.). Im Umkehrschluss existieren auch erdöl-basierende Kunststoffe, wie z.B. Polyvinylalkohole, Copolyester, Polyesteramide etc., die ebenfalls ein transientes Dasein besitzen, d.h. abbaubar sind. Dies wird u.a. durch den Einbau von Heteroatomen (in erster Linie Sauerstoff und Stickstoff) in die Polymermatrix erreicht [8, S. 5f.] und hat die Änderung des Eigenschaftsprofils des Polymerwerkstoffes zur Folge. Ausgelöst durch physikalische, chemische, wärmetechnische oder biologische Einwirkungen (Prozesse) von außen, kann ein voranschreitender Zerfall (Depolymerisation) der Polymerstruktur beobachtet werden. Im Zuge dessen spaltet sich ein Großteil des Endproduktes in Kohlendioxid, Biomasse und Wasser. Die folgende Abbildung 15 soll zur Erläuterung der unterschiedlichen Begrifflichkeiten dienen.

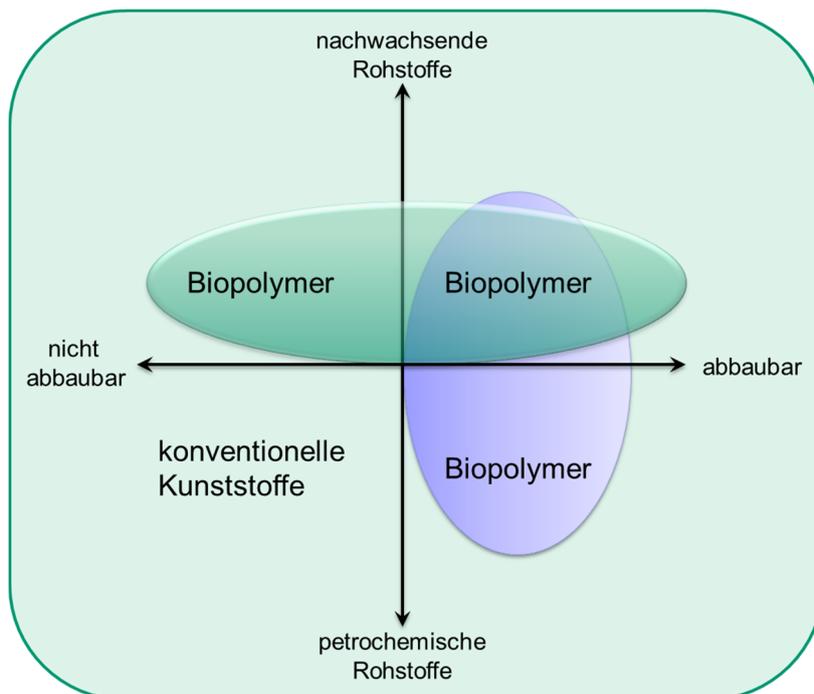


Abbildung 15: Unterteilung der Biopolymere [8, S. 6]

Im Weiteren wird der Schwerpunkt auf **Biopolymere**, d.h. Kunststoffe, die aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellt wurden und zum größten Teil auch biologisch abbaubar sind, gelegt. Abbildung 16 zeigt die Einteilung dieser Polymere in drei Gruppen, wobei auf den Rohstoffursprung, den Herstellungsprozess und auf typische Vertreter eingegangen wird. Vor allem aufgrund der **biologischen Abbaubarkeit** ist diese Art von Biopolymeren für **kurzlebige Anwendungen**, u.a. als **Verpackung**, interessant. Aus diesem Umstand heraus wird in den nachfolgenden Unterkapiteln der Fokus auf diese Kunststoffe gelegt. Auf beständige Biokunststoffe, die für Alltagsanwendungen aber auch für den Einsatz im Verpackungsbereich geeignet sind, wird ebenfalls Bezug genommen. Vertreter von petrochemischen Kunststoffen spielen in der vorliegenden Arbeit nur eine untergeordnete Rolle und werden am Rande gestreift.

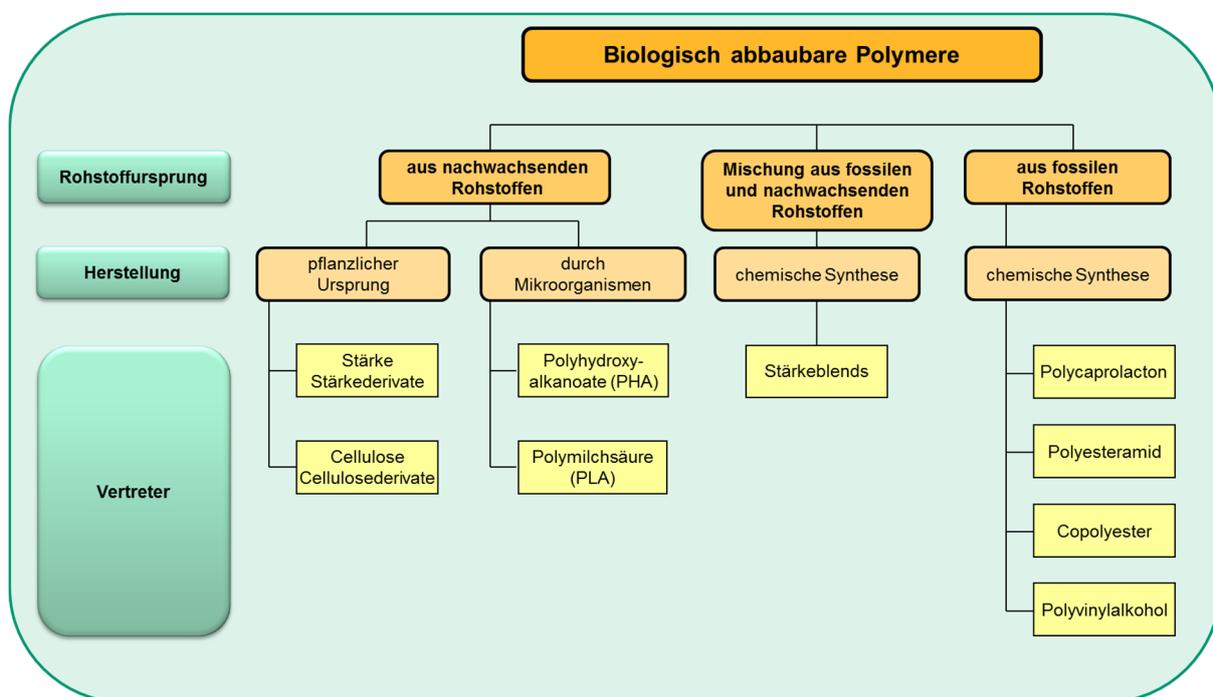


Abbildung 16: Einteilung der biologisch abbaubaren Polymere [9]

Oxoabbaubarkeit

Neben der biologisch induzierten Zersetzungsreaktion durch Enzyme, die bei biologisch abbaubaren (Bio-)polymeren zu verzeichnen ist, wird in der Literatur auch noch ein weiterer primärer Abbaumechanismus beschrieben: die Oxoabbaubarkeit. Dabei kommt es hervorgerufen durch die im Sonnenlicht enthaltene UV-Strahlung zu einer direkten Spaltung der Molekülketten im Polymer. Betroffen davon sind insbesondere Kunststoffe, die chromophore Gruppen (z.B. aromatische Polyester oder Polyamide) in ihrer Molekülstruktur aufweisen. Zusätzlich zum Fotoabbau tritt in der Natur durch das Vorhandensein von (Luft-) Sauerstoff und unter Einwirkung von Hitze ein zusätzlich oxidativer Abbau ein. Dieser photooxidative Vorgang wird durch die Bildung von Radikalen beschleunigt und führt zur Desintegration des Polymers. [8, S. 28f.] Anders als beim biologischen Abbau kann im Zusammenhang mit dem Oxoabbau nur von einer Zersetzung des Materials in kleine

Fragmente gesprochen werden und nicht automatisch von einem vollständigen Abbau zu den Endprodukten CO₂ und Wasser ausgegangen werden. Der Mechanismus bzw. die Methode des Oxoabbaus gilt in der Fachwelt als umstritten, da man in der Wissenschaft davon ausgeht, dass ein vollständiger mikrobiologischer Endabbau allgemein erst bei oligomeren Spaltprodukten mit Kettenlängen von weniger als ca. 20 bis 25 C-Atomen stattfinden kann [31]. Aus diesem Grund, und da es in Europa derzeit keine Normen oder Zertifizierungen für diese Materialien gibt [2, S. 3], wird im Verlauf dieser Arbeit auf fotooxidative Abbauvorgänge bei Polymeren nicht weiter eingegangen.

Ein Polymer wird dann zu einem Kunststoff, wenn es durch die gängigen Verarbeitungsverfahren der kunststofferzeugenden Industrie zu Produkten verarbeitet werden kann. Wie die meisten konventionellen Kunststoffe sind auch die Biokunststoffe als „Roh-Kunststoffe“ aus dem Reaktor kommend i.d.R. nicht zu Endprodukten verarbeitbar. Erst durch das sogenannte „Compoundieren“ erfolgt die eigentliche (optimale) Anpassung bzw. Maßschneiderung an die jeweilige Anwendung. **Compoundieren** bedeutet somit das Aufbereiten des Werkstoffes und beschreibt den Veredelungsprozess von Kunststoffen durch Beimischen von Zuschlagsstoffen (Füllstoffen bzw. Additiven) zur gezielten Optimierung der Eigenschaftsprofile der Polymere. Solche Additive können während der Compoundierung in Form von Granulat, Pulver oder auch flüssig dem Kunststoff-Rohgranulat zugegeben werden. Dabei handelt es sich meist um Verarbeitungshilfsmittel, UV-Stabilisatoren, Schlagzäh-Modifikatoren, Weichmacher und diverse Farbpigmente. Die verarbeitungsfertigen Compounds werden anschließend in unterschiedlichster Weise unter Einhaltung gewisser Verarbeitungsparameter (Temperatur, Druck) zu Halbzeugen oder Endprodukten weiterverarbeitet [13, S. 46f.]

Haltbarkeit, Verträglichkeit, Erschwinglichkeit und Nachhaltigkeit sind die vier großen Schlagworte, die im Zusammenhang mit Biokunststoffen stehen. Sie können auch gleichzeitig als Herausforderungen angesehen werden, wenn es darum geht, auf nachwachsende Ressourcen für die industrielle Fertigung von Produkten zurückzugreifen. [32, S. 6]

Biokunststoffe müssen, damit sie am Markt langfristig bestehen können, mindestens die Eigenschaften von herkömmlichen Kunststoffen besitzen und diese in Teilbereichen, wenn es um die Nachhaltigkeit und Ressourcenschonung geht, z.T. auch übertreffen. So ist der nachwachsende Rohstoffanteil ein Indikator für den nachhaltigen Einsatz von Rohstoffen bei der Produktion von Polymeren. In der nachfolgenden Tabelle 4 wird ein Überblick über derzeit kommerziell erhältliche Biopolymere gegeben und auf deren durchschnittlichen nachwachsenden Rohstoffanteil sowie dem Anwendungsbereich eingegangen. Die in runden Klammern () dargestellten Anwendungsbereiche eignen sich unter Vorbehalt. In Tabelle 4 fett gedruckten Vertretern von Biopolymeren, die vorwiegend im Verpackungsbereich Einsatz finden, wird ein sehr hohes Substitutionspotenzial in den kommenden Jahren vorhergesagt. Generell ist bei Biokunststoffen davon auszugehen, dass das Potenzial sowohl als strukturbestimmendes Matrixpolymer als auch als eigenschaftsverändernde Blend- oder Füllstoffkomponente derzeit bei Weitem noch nicht ausgeschöpft ist [29, S. 57].

Tabelle 4: Biopolymere und deren nachwachsender Rohstoffanteil [8, S. 36f.]

Biopolymer	nachwachsender Rohstoff	Anteil in %	Anwendungsgebiete
Celluloseregenerate	Cellulose	90-99	Barriereschicht, Siegelschicht
Bio-PE	Bioethanol	95-98	vgl. konventionelles PE
Polyhydroxyalkanoate (PHA)	Zucker	90-98	(Lebensmittel-) Verpackungen, Medizintechnik
Polymilchsäure (PLA)	Maisstärke	90-97	(Spritzgussartikel), Cateringprodukte, Büroartikel, Landwirtschaft und Gartenbau, Textilindustrie
Thermoplastische Stärke (TPS)	native Stärke	70-80	Verpackungen, Füllmittel, Landwirtschaft und Gartenbau, Spritzgussartikel, Cateringprodukte
Stärkeblends	native Stärke	25-70	vgl. TPS
PLA-Blends	Maisstärke und Bio-Polyester	30-65	vgl. PLA
Bio-Polyester	Bioethanol	30-40	Medizintechnik
Celluloseacetat	Cellulose	20-30	Textilfasern, Dämmbereich

3.4 Herstellung und Anwendungsgebiete

Polymere und aus ihnen hergestellte Gebrauchsgegenstände des täglichen Alltags sind aus der heutigen, modernen (Konsum-)Gesellschaft nicht mehr wegzudenken. Ausgehend von den jeweiligen Materialeigenschaften und steigenden Produktionskapazitäten werden Biopolymere insbesondere in den letzten Jahren verstärkt für gewisse Anwendungsbereiche eingesetzt. Hier konkurrieren sie trotz der derzeit noch z.T. höheren Produktionskosten im bestimmten Ausmaß mit ihren fossilen Vertretern. Entscheidend dabei ist, dass bereits bestehende konventionelle Anlagen und Herstellungsprozesse zur Produktion von Kunststoffen in den meisten Fällen nur entsprechende Adaptierungen erfahren müssen. So wird J. Zimmermann, Eigentümer der österreichischen Fa. **NaKu**³, die Spritzguss- und Tiefziehteile sowie Folien und Fasermaterial aus Biokunststoff herstellt, in der Literatur [33, S. 176] wie folgt zitiert:

³ NaKu ist die Kurzform für „Natürliche Kunststoffe“ (<http://www.naku.at>)

„Die physischen Abläufe sind die gleichen wie bei konventionellem Plastik: In eine große Maschine wird „Rohmaterial“ in Form von Granulat eingefüllt und dort erhitzt. ... Beim Bioplastik wird nur das Erdöl durch Stärkepulver aus Maiskörnern oder Kartoffeln ersetzt. Die so gewonnenen Werkstoffe sind herkömmlichen Kunststoffen im Grunde sehr ähnlich – und werden auch mit der gleichen Technik produziert. Man muss von der Temperaturführung ein wenig aufpassen. ... Das Material verhält sich beim Aufblasen ein wenig anders. Ein Biopolymer ist etwas feinfühlicher. Nicht so stabil wie herkömmlicher Kunststoff.“

Weltweit sind verschiedene Hersteller, vorwiegend namhafte Großkonzerne, wie BASF und DuPont damit beschäftigt, Polymere, auch auf Basis nachwachsender Rohstoffe zu entwickeln. Auf firmeneigenen, oftmals bestehenden aber auch neu errichteten Anlagen, schreitet die technologische Herstellung basierend auf konzerninternem Know-How stetig voran. Dabei erscheint die Möglichkeit der zunächst teilweisen, später vollständigen Substitution erdölbasierter Komponenten durch biogene Grundstoffe ein vielversprechender Ansatz zu sein. Anders ausgedrückt ist man bereits heute in der Lage, Schlüsselkomponenten beim Herstellungsprozess von Kunststoffen durch nachwachsende Rohstoffe zu ersetzen.

Ein großes und sinnvolles Anwendungsgebiet für Biopolymere stellt die Verpackungsindustrie dar. Biokunststoffe als Material für kurzlebige (Verpackungs-)materialien, die z.T. auch vollständig biologisch abbaubar sind, stellen neben Anwendungen in der Landwirtschaft, im Gartenbau aber auch bei medizinischen Anwendungen eine echte Alternative zu fossilen Standardkunststoffen wie PE, PP und PET dar.

Das wichtigste Ausgangsmaterial für die Herstellung von Biokunststoffen ist Stärke, die wie im Fall der PLA-Produktion aus Mais gewonnen wird. Der geerntete Mais wird nach dem Transport, der Trocknung und der (kühlen) Lagerung im Nassverfahren in Stärkefabriken weiterverarbeitet. Dabei fallen als Nebenprodukte Keime und Glutenfutter an. Die Keime gehen nach deren Trocknung in die Speiseölproduktion, der Presskuchen und das Glutenfutter werden als Tiernahrung genutzt und substituieren hierbei Sonnenblumenschrot. Die abgetrennte Maisstärke bzw. das Maismehl wird zu Packstoffen (Folien bzw. Hohlkörpern) weiterverarbeitet. [29, S. 68]

3.4.1 Chemische Synthese

Die Synthese von Biopolymeren erfolgt entlang verschiedener Herstellrouten, die sowohl durch petrochemische Prozesse als auch auf Basis nachwachsender Rohstoffe beschritten werden können. Wie bereits einführend in Kapitel 2 erörtert, müssen aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellte Kunststoffe nicht zwangsweise biologisch abbaubar sein. Die eigentliche Polymerisationsreaktion kann unabhängig vom Rohstoffursprung sowohl auf künstlichem (chemischem) Wege als auch auf natürlichem (biogenem) Wege erfolgen. Die Abbaubarkeit richtet sich nach der vorhandenen Molekülstruktur des Polymers und ist weder von der Rohstoffherkunft noch von der eigentlichen Synthesereaktion abhängig. In Abbildung 17 werden die unterschiedlichen Herstellrouten von Biopolymeren übersichtlich dargestellt.

Dabei unterscheidet man zwischen in der Natur vorkommenden Substanzen, die entweder direkt vorhanden sind oder entsprechend zum Biopolymer modifiziert werden. Die Synthese biotechnologischer Rohstoffe wird auch als „weiße Biotechnologie“ bezeichnet. Hier werden auf Basis nachwachsender Rohstoffe künstlich Strukturen geschaffen, die große Ähnlichkeit mit konventionellen, fossilen Kunststoffen wie PA, PE, PET usw. aufweisen. In diesem Zusammenhang wird auch von sogenannten „Drop-in-Lösungen“ gesprochen [26].

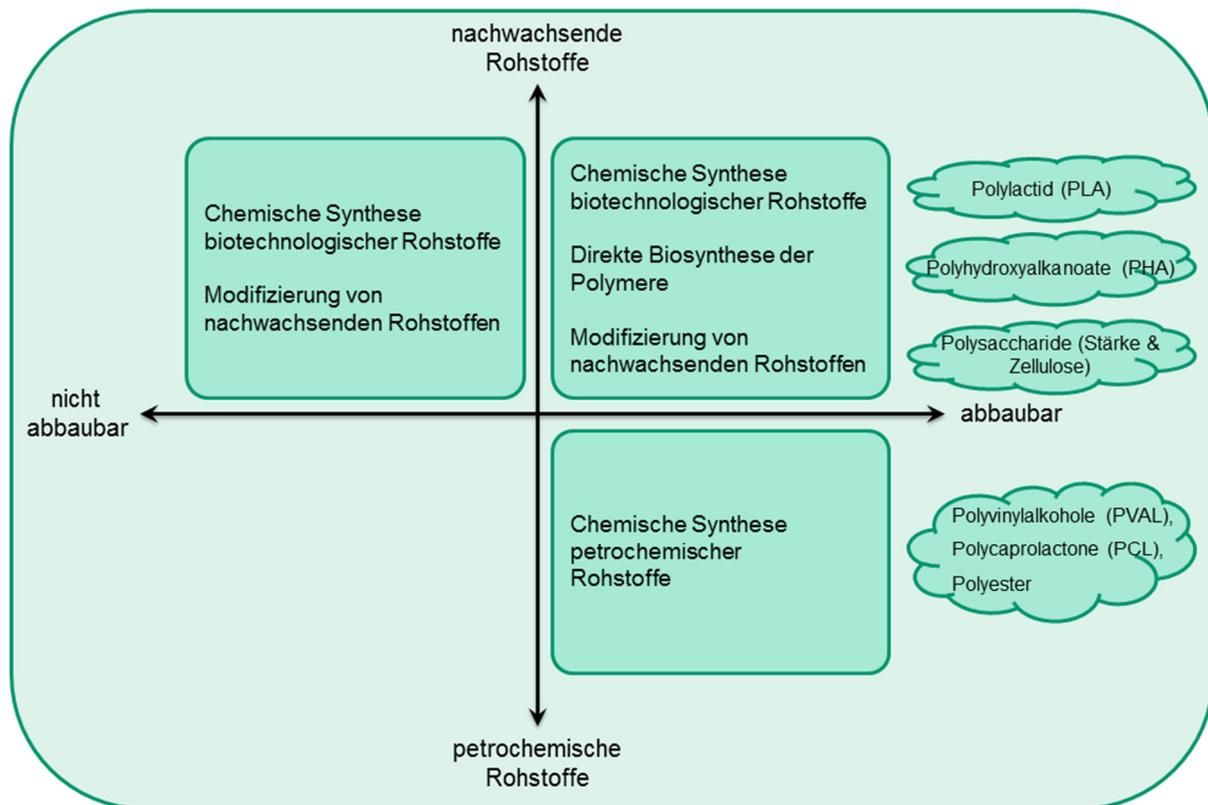


Abbildung 17: Herstellrouten von Biopolymeren [8, S. 93, modifiziert]

3.4.2 Technische Anwendungen

Die Nachfrage an Biopolymerwerkstoffen nimmt parallel zur Anzahl der Einsatzgebiete stetig zu. Abgesehen von steigenden Produktionskapazitäten, u.a. auch in Europa, nähert sich das Preisniveau jenem fossiler Standardkunststoffe an (vgl. Tabelle 5). Die Entwicklung ist klar erkennbar und geht in Richtung einer 100 % nachwachsenden Rohstoffbasis. Auf der einen Seite nimmt der biobasierte Anteil im Blend immer weiter zu, auf der anderen Seite sollen trotz dieser Entwicklung die Materialeigenschaften davon weitgehend unbeeinflusst bleiben. Bei Biokunststoffen ist aufgrund des biologischen Materialursprungs eine gewisse Variabilität der Eigenschaften zu beobachten. Verschiedene Handelstypen desselben Biokunststoffs weisen oft große Unterschiede auf, was auf die unterschiedlichen Molmasseverteilungen in den Rezepturen der Hersteller zurückzuführen ist. Damit ergeben sich auch deutliche Differenzen in der Anwendbarkeit und den technischen Einsatz der Produkte. [34, S. 12] Gerade für technische Anwendungen existieren eine Reihe von Anforderungen, die das Biopolymer zu erfüllen hat. Dazu gehören neben den Verarbeitungseigenschaften,

mechanische und thermische Eigenschaften sowie verpackungsspezifische Kennwerte und nicht zuletzt auch ökonomische Merkmale. Konkrete Angaben über spezielle Materialeigenschaften im Zusammenhang mit Biokunststoffen sind derzeit in der Fachliteratur noch eher rar. Allgemein kann festgehalten werden, dass besonders im Bereich der Biokunststoff-Hohlkörper (z.B. bei Flaschenmaterialien) die Bindehaftfestigkeit deutlich schwächer ausgeprägt ist, als bei konventionellen Kunststoffen [35]. Zur Erforschung und Klassifizierung der Materialeigenschaften dieser neuen Werkstoffgruppe ist derzeit an der Fachhochschule Hannover⁴ im Zuge eines geförderten Forschungsprojekts mit der Fa. M-Base GmbH eine Biopolymerdatenbank⁵ im Aufbau begriffen, die ständig aktualisiert und erweitert wird. Diese vereinheitlicht Daten und Kennlinien unterschiedlicher Prüfmethode, macht diese untereinander vergleichbar und schließt bestehende Lücken im Eigenschaftsprofil von Biopolymeren.

In den anschließenden Unterkapiteln 3.4.2.1 bis 3.4.2.5 werden ausgewählte Eigenschaftsmerkmale bekannter, vor allem am Verpackungssektor vorherrschender Biopolymerarten, näher beleuchtet. Dabei wird auch versucht, neben den technischen Parametern und den jeweiligen Anwendungsgebieten Preise in €/kg für Biopolymere anzugeben. In Kapitel 3.4.2.5 wird ein kurzer Überblick über sonstige, z.T. nicht biologisch abbaubare Biokunststoffe, gegeben. Den technischen, ökologischen und ökonomischen Vorteilen von Biokunststoffen widmet sich Kapitel 3.4.3.

3.4.2.1 Polyhydroxyalkanoate (PHA)

Ein Beispiel für die Erzeugung von Biokunststoffe auf fermentativen Wege unter Mitwirkung von Mikroorganismen stellt PHA dar. So wie viele Säugetiere, u.a. auch der Mensch, Fette als Energiereserven im Körper einlagern, gibt es auch im Bereich der Bakterien Vertreter, die bis zu 80 % ihres eigenen Gewichts PHA intrazellulär als Speicher- oder Reservestoff einlagern. Durch die gezielte Züchtung dieser Bakterien können PHAs (vgl. Abbildung 18) industriell durch Abtrennung des Biopolymers vom Zellmaterial der Bakterien, durch anschließende Reinigungsschritte und dem eigentlichen Compoundieren gewonnen werden. Die erhaltenen aliphatischen Polyester weisen bei unterschiedlichen Eigenschaftsprofilen i.d.R. ein sehr gutes Abbauverhalten bei der Kompostierung (heim bzw. industriell), in Biogasanlagen, in der Erde bzw. auch im Meer auf. Hier bauen sie sich vergleichsweise rasch ab. PHAs können thermoplastisch auf konventionellen Spritzgussanlagen der Kunststoffindustrie verarbeitet werden und eignen sich auch für die Herstellung von Folien. [13, S. 27f.] Generell gilt, dass mit zunehmender Anzahl der funktionellen Seitenketten eine Abnahme der Kristallinität auftritt. Dies wirkt sich wiederum im Anstieg der Zähigkeit bei der Verarbeitung aus. E-Modul, die Härte, die Schmelz- bzw. Glasübergangstemperatur (vgl. Kapitel 2.1.4.2) sinken, während die Bruchdehnung und Schlagzähigkeit ansteigt. Durch

⁴ Institut für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe

⁵ <http://www.materialdatacenter.com>

die Compoundierung, d.h. die Herstellung von PHA-Blends kann eine breite Palette von Eigenschaftsmerkmalen eingestellt werden. PHAs zeichnen sich neben der sehr guten Gassperrwirkung, insbesondere gegen Sauerstoff, und der guten Sperrwirkung gegen Wasserdampf auch aufgrund einer im Vergleich zu anderen Biopolymeren recht hohen Wärmeformbeständigkeit aus. PHAs sind sowohl unter aeroben sowie anaeroben Bedingungen vollständig biologisch abbaubar, wobei ein gewisses Temperaturniveau (industrielle Kompostierung) vorausgesetzt wird. Die Abbaubarkeit gilt auch im zeitverzögerten Ausmaß (längere Abbaueiten) für aquatische Systeme. [36, S. 86] Wegen der relativ guten Hydrolyse-, Wasser- und UV-Beständigkeit sowie der Biokompatibilität und guten Bedruckbarkeit eignet sich diese Gruppe von Biokunststoffen für Lebensmittelanwendungen (Verpackungsmaterial), werden aber auch in der Medizintechnik für resorbierbare Materialien, u.a. auch als Nahtmaterial, eingesetzt. Der relativ hohe Materialpreis von 4 bis 15 €/kg ist mit ein Grund, dass die derzeitige Marktdurchdringung relativ gering ist. Mittelfristig können durch die voranschreitende Kommerzialisierung, die Optimierung von Herstellrouten und durch den Einsatz preiswerter Rohstoffe (z.B. Abfallstoffe aus der Landwirtschaft bzw. Klärwässer) Kostenreduktionseffekte erwartet werden. [8, S. 184ff.] So werden in Neuseeland Experimente durchgeführt, die die Eignung kommunaler, kohlenstoffhaltiger Abwässer als Nährstoffquelle für die Anzucht von PHA-bildender Bakterien untersucht. Erste Versuche verliefen vielversprechend, allerdings werden noch etliche Jahre bis zur kommerziellen Verfügbarkeit vergehen. [13, S. 29] Das technische Substitutionspotenzial von PHA ist dem Anhang A, Tabelle I zu entnehmen.

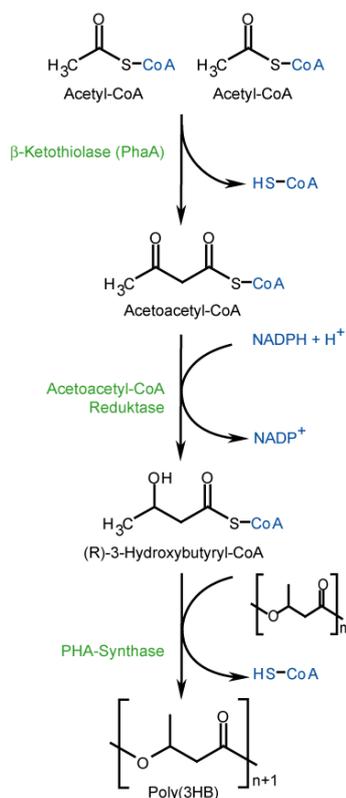


Abbildung 18: Biosynthese von Polyhydroxybutyrat (PHB) über Polyhydroxyalkanoate (PHA)

[37]

Bei PHA gab es vor allem in den letzten Jahren einen deutlichen Zuwachs an Kapazitäten in den USA, China und Brasilien, sodass PHA-Materialien, die durch Fermentation von Mikroorganismen hergestellt werden, derzeit bereits in kommerziellen Mengen verfügbar sind.

3.4.2.2 Polyhydroxybutyrat (PHB)

PHB gilt als das innerhalb der PHA-Familie am besten untersuchte Polymer [29, S. 56]. Es handelt sich dabei um ein optisch aktives aliphatisches Polyester (Homopolymer: Polyhydroxybutyrat, auch Polyhydroxybuttersäure genannt), das neben einem absolut linearen isoaktischen Aufbau (vgl. Abbildung 19) auch eine hohe Kristallinität (60 bis 70 %) besitzt. Diese bewirkt eine exzellente Lösungsmittelresistenz. Die Resistenz gegenüber Fetten und Ölen sowie die UV-Beständigkeit sind ebenfalls gut. Der Kontakt zu Säuren und Basen führt jedoch zu einem Molekülabbau. Die Sauerstoffdurchlässigkeit ist ca. 2 x geringer als jene von PET bzw. 40 x niedriger als jene von PE, was wiederum den Vorteil mit sich bringt, dass das Material sich sehr gut für die Verpackung von sauerstoffsensiblen Lebensmitteln eignet. Da die Gruppe der PHA/PHBs neben Lebensmittelanwendungen, wobei oft ein direkter Kontakt zum Lebensmittel besteht, auch für den medizinischen Bereich (resorbierbare Nähte bzw. Implantate) eingesetzt werden, gelten sie in dieser Beziehung unbedenklich. [8, S. 122 f.], [36, S. 85]

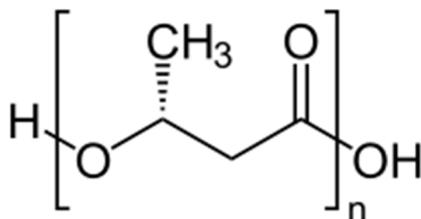


Abbildung 19: Chemische Struktur von Polyhydroxybutyrat

PHB wird auf fermentativem Wege durch Bakterienkulturen hergestellt. Im Unterschied zu der im nachfolgenden Kapitel 3.4.2.3 beschriebene Polymilchsäure, kann bei der Herstellung von PHB auch der Polymerisationsschritt selbst durch Bakterien bewerkstelligt werden. Die Isolierung des Materials aus Bakterien ist dementsprechend aufwändig. Reines PHB ist für viele Anwendungen zu spröde. Abhilfe schafft hierbei meist die Einpolymerisation von Comonomeren⁶. Mit steigender Kettenlänge sinkt die Kristallinität und mit ihr der Schmelzpunkt, was sich positiv auf die Zähigkeit des Materials auswirkt. PHB ist wasserunlöslich und relativ stabil gegenüber einem hydrolytischen Abbau. Diese Eigenschaft

⁶ Bei der Gruppe der Polyhydroxyalkanoate kann durch die Einpolymerisation von Monomeren die Verarbeitungs- und insbesondere die mechanischen Gebrauchseigenschaften variiert werden. Langkettige Seitengruppen führen zur Abnahme der Kristallinität und zu einer inneren Weichmachung. [8, S. 164]

unterscheidet das Material auch von den meisten anderen biobasierten Kunststoffen, die in Gegenwart von Feuchtigkeit sensibel reagieren. [36, S. 85] Aufgrund der niedrigen Viskosität der Schmelze lässt sich PHB am besten auf Polypropylenanlagen verarbeiten [34, S. 17]. Liegen bei der Verarbeitung ungünstige Bedingungen vor, z.B. zu hohe Feuchtigkeit oder Temperatur bei gleichzeitig langer Verweilzeit in der Verarbeitungsmaschine, kann es aber auch bei den herzustellenden Endprodukten wie Folien, Beschichtungen, Fasern zu einem Polymerabbau kommen. Die Produktionskosten selbst sind, getrieben durch die noch immer schlecht beherrschbaren Materialeigenschaften (hohe Brüchigkeit), relativ hoch und liegen im Mittel zwischen 2 bis 5 €/kg. [8, S. 122 f.], [22, S. 30]

3.4.2.3 Polylacticacid (PLA)

Neben den Stärke-Blends zählen Polylactide (Polymilchsäure, vgl. Abbildung 20) z.Z. zu den am weitesten verbreiteten Biopolymeren. Der weltweite Platzhirsch mit einer derzeit noch monopolartigen Herstellerstruktur auf dem Gebiet der PLA-Produktion ist die in den USA ansässige Fa. **NatureWorks LLC**. Mit einer jährlichen Produktionskapazität von bis zu **140.000 t** [38] (derzeit werden ca. 70.000 t an Milchsäure produziert [39, S. 9]) und einer im Raum stehenden Schaffung eines zweiten Produktionsstandorts in Thailand gehört NatureWorks derzeit zweifellos zu den „Big-Playern“ im Bereich der Biokunststoffe. Industrielle PLA-Produktionsanlagen sind mittlerweile auch in den Niederlanden, Japan und China zu finden. In Belgien werden die Produktionskapazitäten von 5.000 auf 35.000 bis 70.000 t/a aufgestockt, ebenso in China, das bis 2013 mit einer Kapazität von 50.000 t/a aufwarten kann. Der Erweiterungstrend an PLA-Kapazitäten ist auch in unseren Nachbarländern Deutschland und der Schweiz zu spüren. Hier haben zwischen Ende 2011 bis Anfang 2012 zwei industrielle Pilotanlagen mit Produktionskapazitäten von 500 t/a (Deutschland) und 1.000 t/a (Schweiz) ihren Dienst aufgenommen.

Die Gründe für den weltweit voranschreitenden Ausbau der Produktionskapazitäten in Richtung von PLA sowie PLA-Blends sind vielfältig. Neben der zunehmend guten Verfügbarkeit und dem damit einhergehenden sinkenden Preisniveau rückt auch die biologische Abbaubarkeit⁷ des Materials als mögliches Alleinstellungsmerkmal in den Vordergrund. [13, S. 18] Primärer Ausgangsstoff für PLA sind stärkehaltige (Abfall-) Materialien aus der Landwirtschaft, die größtenteils fermentativ mit Hilfe von Mikroorganismen umgesetzt werden. Agrarkulturen wie Mais, Weizen, Hirse und Kartoffeln besitzen zwischen 70 und 80 % Stärke [32, S. 4]. Für die Produktion einer Tonne an PLA-Material werden zwischen 0,1 und 0,25 ha (in Europa ca. 0,2 bis 0,5 ha) an landwirtschaftlicher Fläche benötigt. Im Vergleich dazu benötigt man für die Produktion von der selben Menge an Baumwolle die dreifache Fläche. Der Trend zu weltweit steigenden Produktionskapazitäten steht für sich. [40, S. 55f.] PLA-Material ist bioabbaubar (vgl. Anhang A, Abbildung I), wobei erst bei Temperaturen > 58 °C die Reduktion des Molekulargewichts

⁷ Werden biobasierte und bioabbaubare Kunststoffe mit petrochemisch hergestellten und nicht abbaubaren Kunststoffen „geblendet“, so geht die biologische Abbaubarkeit verloren. [13, S. 20]

einsetzt und es zu einer Depolymerisation (Hydrolyse) kommt. [36, S. 56] Die Reinheit der Ausgangsstoffe ist entscheidend für die erfolgreiche Polymerisation und bildet zugleich den ökonomischen Knackpunkt des Verfahrens. Bislang ist die Reinigung der auf dem Fermentationsweg hergestellten Milchsäure relativ aufwändig. [13, S. 30]

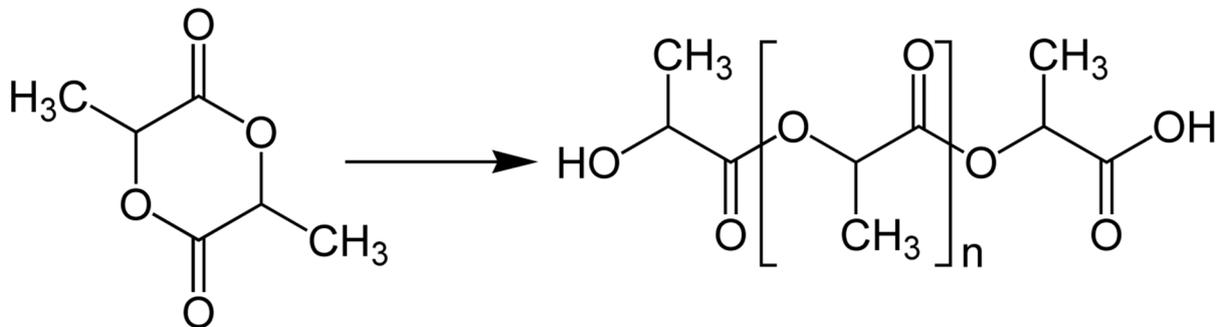


Abbildung 20: Umwandlung von Lactid (links) zum Polylactid (rechts) durch thermische und katalytische Ringöffnungspolymerisation

Abgesehen von Anwendungen auf dem (Lebensmittel-)verpackungssektor, wo PLA als aufstrebende Konkurrenz zu PS, PP und PET anzusehen ist und aufgrund der „*angenehmen Ästhetik was Glanz und Durchsichtigkeit betrifft*“ [22, S. 7] mittelfristig das Potenzial eines ernst zu nehmender Konkurrenten zu herkömmlichen Verpackungsmaterialien besitzt, geht der heutige Einsatz von PLA-Materialien deutlich weiter. Neben Textilfaseranwendungen und „Nonwovens“ setzten japanische Automobilhersteller diese Werkstoffgruppe gemeinsam mit anderen Kunststoffen (Blends) bereits zur Gestaltung des Wageninterieurs ein. [40, S. 55f.] Somit weist dieser Werkstoff über den Einsatz für kurzlebige Verpackungen hinaus auch ein großes Potenzial für dauerhafte, langlebige Produkte auf [13, S. 31].

Auch auf lukrativen Spezialmärkten, z.B. im medizinischen und pharmazeutischen Bereich, kommt PLA seit Längerem erfolgreich zum Einsatz. So wird das Material für vom Körper resorbierbare Schrauben, Nägel, Nahtmaterial, Implantate, Platten und als Wirkstoffdepot verwendet. PLA wird im Körper abgebaut und durch den Stoffwechsel ausgeschieden. Dem Patienten bleibt dadurch eine Zweitoperation erspart. [13, S. 32]

PLA-Materialien besitzen je nach eincompoundierten Blendkomponenten unterschiedliche Eigenschaften. Im Spritzguss- aber auch im Faser- und Folienbereich eingesetzt, zählen zu den Eigenschaftsmerkmalen das hohe E-Modul, die gute Kratzfestigkeit, die hohe Transparenz sowie die hervorragende Bedruckbarkeit. Somit ist das Material von den mechanischen Eigenschaften (Härte, Steifigkeit etc.) her gesehen sehr gut zur Verarbeitung geeignet. [36, S. 55] Gute **Barriereigenschaften** gegenüber Sauerstoff sowie die Beständigkeit gegenüber Fett, Wasser und Alkohol sowie die gute Wärmeleitfähigkeit und die daraus resultierende gute Heiß-Siegelbarkeit [36, S. 55] sprechen für den Einsatz im Lebensmittelbereich; zudem besitzt PLA auch eine lebensmittelrechtliche Zulassung. Im Gegensatz zu PHA besitzt PLA eine relativ hohe Hydrophilie und **Wasserdampfdurchlässigkeit** sowie geringe Wärmeformbeständigkeit. [8, S. 187ff.] Besonders geeignet erscheinen Verpackungen aus PLA für Hochpreis- und Nischensegmente wie z.B. Bio-

Produkte mit begrenzter Haltbarkeit bzw. fermentierte Milchprodukte. Aufgrund der mäßigen Barriereigenschaften (bzw. guten Wasserdampfdurchlässigkeit) ist ein Einsatz von PLA u.a. auch als Verpackungsmaterial im Lebensmittelbereich überall dort denkbar, wo es nicht darum geht, CO₂-beladene Flüssigkeiten aufzunehmen. Demzufolge sind für bestimmte Einsatzfelder, z.B. die Aufbewahrung unter Schutzatmosphäre, Verpackungen aus PLA nur bedingt geeignet [34, S. 19]. Abhilfe würde hier die Verwendung von Mehrschichtsystemen schaffen, wobei es hier weiterer intensiver Forschung bedarf [22, S. 21ff.] Die gute Barrierewirkung für Aromastoffe sei ebenso erwähnt, wie die hohe Polarität des Materials, die für eine hohe Oberflächenspannung sorgt und eine Bedruckbarkeit sowie eine Metallbeschichtung und Materialeinfärbung, u.a. mit schwermetallfreien, natürlichen Farben, ermöglicht. Die Bedruckbarkeit ist ähnlich ausgeprägt wie bei PET und somit besser als bei PE und PP. Die Beständigkeit gegenüber Säuren und Basen ist nicht sehr ausgeprägt. Wegen der linearen aliphatischen Struktur besitzt PLA eine gute UV-Resistenz. [36, S. 56]

Im Nachfolgenden wird ein grafischer Vergleich bestimmter technischer Eigenschaftsmerkmale von PLA zu petrobasierten Standardkunststoffen gegeben. So ist aus Abbildung 21 die hohe Wasserdampfdurchlässigkeit von PLA ersichtlich. Abbildung 22 zeigt, dass die Sauerstoffdurchlässigkeit bei bestimmten Polyolefinen (PE, PP) deutlich höher ist als bei PLA-Materialien.

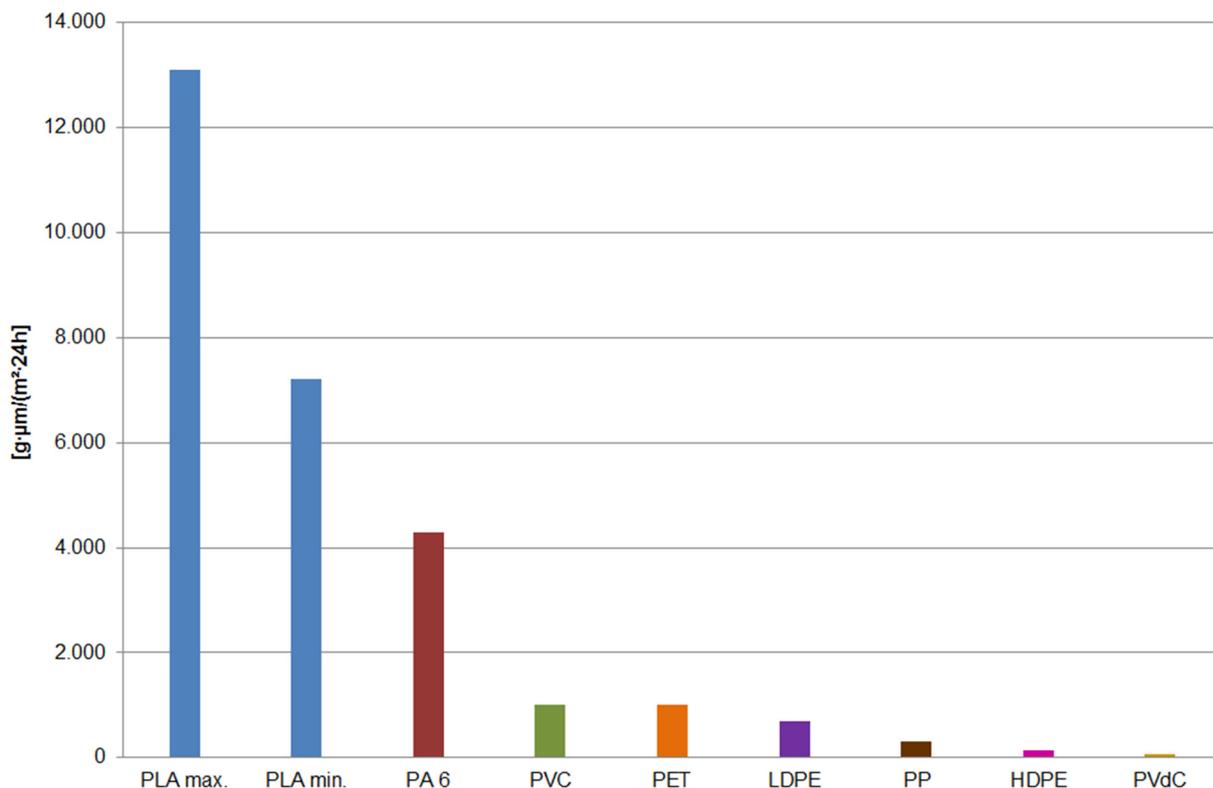


Abbildung 21: Wasserdampfdurchlässigkeit (37,8 °C, 90 % relative Feuchte) von PLA im Vergleich zu fossilen Standardkunststoffen [39, S. 32, modifiziert]

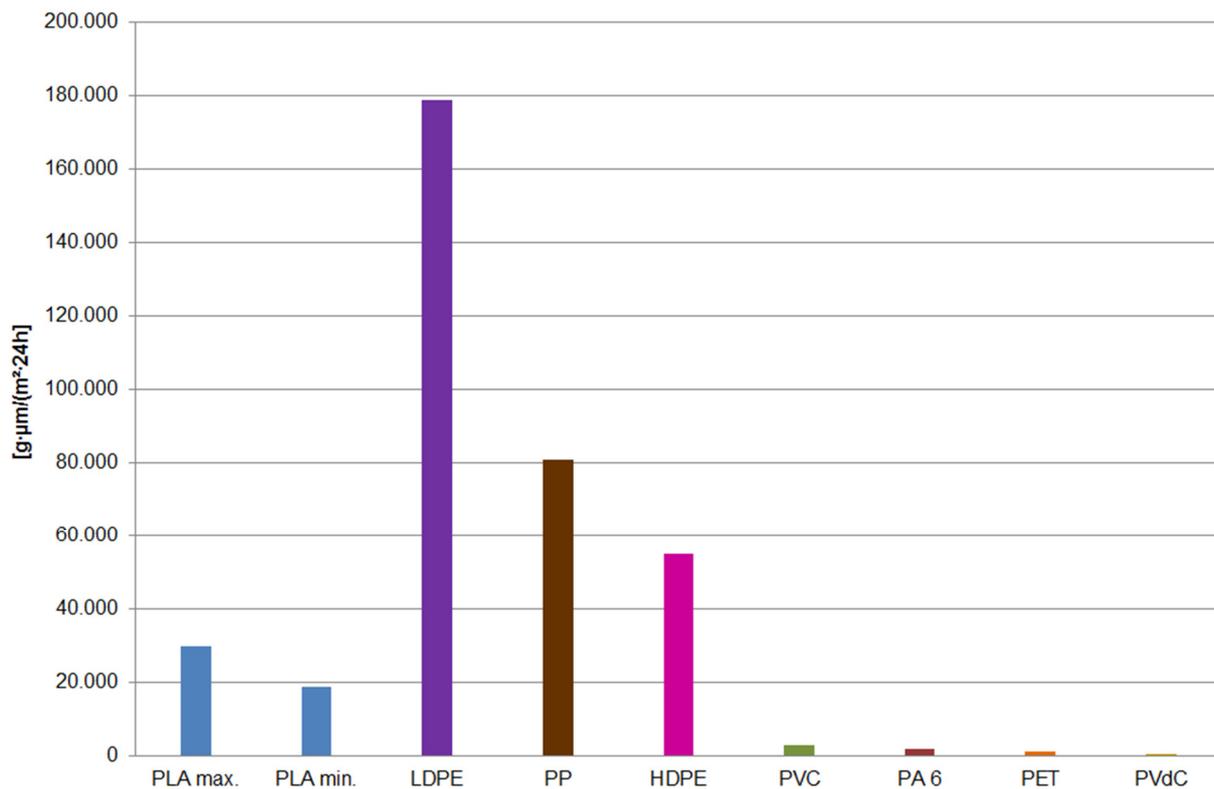


Abbildung 22: Sauerstoffdurchlässigkeit (23 °C, 0 % relative Feuchte) von PLA im Vergleich zu fossilen Standardkunststoffen [25, S. 33, modifiziert]

Ein weiterer Nachteil im Hinblick auf die Verarbeitungstechnik des Biopolymers PLA ist die langsame Kristallisation beim Spritzgießen und die sich daraus ergebenden längeren Zykluszeiten. Die Verarbeitung im Heißkanal mit relativ kurzen Verweilzeiten in der Maschine ist anzustreben. Eine gute Vortrocknung des Materials, bevor es in die Spritzgussmaschine kommt, ist unerlässlich, da die Hydrolyseanfälligkeit von PLA den Herstellungsprozess zusätzlich erschwert. Diese hängt nicht nur vom Werkstoff, sondern auch von den vorherrschenden Umgebungsbedingungen, wie der Feuchtigkeit, der Temperatur und der Dauer der thermochemischen Belastung (Verarbeitungsparametern) ab. Eine gute Maschinenreinigung ist zwangsläufig erforderlich, da im Herstellungsprozess die Vermischung mit PET zu Verarbeitungs- und Stabilitätsproblemen führt. Ohne den Zusatz von Additiven ist das Material relativ spröde, besitzt eine Glasübergangstemperatur von nur 50 bis 55 °C (ca. 60 °C [36, S. 55]) sowie eine geringe Schlagzähigkeit. Somit scheiden PLA-Materialien im Cateringbereich zum Einsatz als Becher für Heißgetränke (> 60 °C) aus [13, S. 31]. Je nach Literatur wird die Schmelztemperatur von PLA zwischen 85 °C und 120 bis 170 °C angegeben. Die geringe Erweichungstemperatur kann neben der bedingten Eignung zur Heißbefüllung mitunter auch zu Problemen bei der Lagerung von in PLA-verpackten Produkten führen bzw. auch den Einsatz in der Automobilindustrie limitieren. [36, S. 55] Durch Materialmischungen von 40 % PDLA⁸ und 60 % PLA können auch neue,

⁸ Poly-D-Lactid, hergestellt durch Blending.

kochfeste (bis zu 123 °C) PLA-Materialien erzeugt werden (Handelsnamen: Synbra®, FKUR®) [40, S. 4]. Dies wird vorwiegend durch eine gezielte Additivierung, bestimmte Verarbeitungsmethoden oder auch durch die gezielte Kombination von L- und D-Lactiden (Stereokomplexe) erreicht [13, S. 31]. Durch den Zusatz von Additiven, wie z.B. Farbbatches oder Batches können neben der Form- und Temperaturbeständigkeit auch die antistatischen Eigenschaften verbessert und die UV-Barriereigenschaften sowie die UV-Beständigkeit des Werkstoffes erhöht werden. Die Beimengung von Polyethylenglykol und Talk-Pulver trägt zur Verbesserung der Kristallinität (Bildung von Kristallisationskeimen) bei und hat auch positive Auswirkungen auf die Reaktionskinetik. Mäßige Barriereigenschaften können wiederum durch die Zugabe von Polyaminosacchariden verbessert werden. Zum Einsatz kommt hierbei insbesondere Chitosan, ein semikristallines Polymer, das aus Chitin gewonnen wird. [22, S. 8f.]

Trotz der zuvor genannten Einschränkungen im Hinblick auf die technischen Anwendungsgebiete wird PLA besonders im Bereich von Lebensmittelverpackungen häufig eingesetzt. Dabei wird die hohe Wasserdampfdurchlässigkeit gezielt bei Obst- und Brotverpackungen ausgenutzt. PLA zeichnet sich durch die Möglichkeit der Warmverpackung von Speisen (z.B. frisches Brot) aus, ohne dass die Verpackungsfolie dabei beschlägt. Das Material erreicht dabei aber nicht die Wärmebeständigkeit von PET-Folien [36, S. 57]. Intensive Forschungen für eine breitere Einsatzfähigkeit am Sektor der Lebensmittelverpackungen sind derzeit am Laufen. Bakteriologische Tests haben gezeigt, dass es in Bezug auf die Keimzahl keine Unterschiede zu konventionellen Kunststoffen gibt. PLA-Materialien können so wie andere Biokunststoffe, die lebensmittelrechtlich eine entsprechende Zulassung besitzen, ohne weiteres auch für den direkten Lebensmittelkontakt eingesetzt werden. Sie stellen keinen Nährboden für Mikroorganismen dar [25]. PLA-Flaschenmaterial ist mit der Schlagzähigkeit von PET-Material zu vergleichen, wenngleich es etwas spröder ist. So wie PET ist PLA nicht für die Befüllung (z.B. im Lebensmittelbereich) bei erhöhten Temperaturen geeignet. [36, S. 55] Zur Erhöhung der Zähigkeit wird PLA meist mit anderen (fossilen) Polyestern geblendet. Der auf Frischhalteverpackungen reduzierte Einsatz insbesondere im Folienbereich wird schrittweise auch auf die Herstellung von Flaschen aus PLA erweitert. Die hohe Wasserdampfdurchlässigkeit wird im Plasmabeschichtungsverfahren durch das Auftragen einer Sperrschicht, wie z.B. einer Siliziumoxid- (SiO₂)-Beschichtung, deutlich reduziert. Aufgrund der guten Verfügbarkeit sowie des geringen Preisniveaus, der Marktpreis von reinem PLA liegt bereits unter 2 €/kg, haben PLA Materialien schon heute eine gute Marktdurchdringung und werden laufend auf das jeweilige Einsatzgebiet hin optimiert. [8, S. 187ff.] Abgesehen vom Lebensmittelbereich kann PLA auch als Sichtfenster für Briefumschläge eingesetzt werden und im Agrarbereich für verrottbare Pflanzenclips⁹. Für den Einsatz als Mulchfolie eignet sich PLA bedingt. Hier ist

⁹ Pflanzenclips bzw. -klammern aus Biokunststoffmaterial werden in der Aufzucht von Pflanzen bereits heute eingesetzt und dienen zur Fixierung von Pflanzentrieben. Sie können samt der Pflanze kompostiert werden.

ein biologischer Abbau bereits bei Temperaturen um 25 °C wünschenswert und nicht erst bei ca. 60 °C. [36, S. 59] Durch die Zugabe von antimikrobiellen Additiven kann die Lebensdauer in Abhängigkeit von vorher definierten Zielbedingungen verlängert werden. In der Landwirtschaft wird die Kontrolle über das Zeitfenster des biologischen Abbaus von Biofolien zum Schutz von Saaten und Jungpflanzen vor Witterungseinflüssen (z.B. Unwettern) verwendet (vgl. Anhang A, Abbildung II). Dadurch lassen sich Qualität und Erträge steigern. [41, S. 77]

Mischt man PLA mit anderen Polymeren außer PET, entstehen PLA-Blends mit optimierten Eigenschaften, die vorwiegend als Folienmaterial zum Einsatz kommen. Zu den (fossilen) Copolymeren zählen z.B. PLA/PCL-Mischungen bzw. Blends mit anderen Biopolymeren z.B. PLA/PHA oder PLA/Stärke. [36, S. 56] Die Palette der Compoundierungsmöglichkeiten ist sehr groß und hängt vom jeweiligen Einsatz ab. Grundsätzlich verleiht die zweite Werkstoffkomponente, die beim Compoundieren eingesetzt wird, dem daraus hervorgehenden PLA-Blend einen deutlich flexibleren Einsatz, erhöht aber auch die Zähigkeit des Werkstoffes. Betrachtet man die mechanischen Eigenschaften der PLA-Blends näher, liegen diese meist zwischen denen der Blendkomponenten, d.h. dem reinen PLA und dem verwendeten aliphatisch/aromatischen Copolyester. Die Preise sind ähnlich wie die Polymereigenschaften, d.h. sehr variabel und bewegen sich noch vor wenigen Jahren im Schnitt um 5 €/kg. [8, S. 192f.] Der Siegeszug von biologisch abbaubaren PLA-Materialien beginnt dann, wenn sie im Schnitt gleich viel kosten wie heutige erdölbasierte Standardkunststoffe. Derzeit liegt das Preisniveau von PLA im Schnitt bei 1,70 bis 2,50 €/kg. Demgegenüber lag der Preis für PET-Flaschenware vor der Krise bei 0,70 €/kg, und bewegt sich derzeit bei 1,40 €/kg. [35] Das technische Substitutionspotenzial von PLA ist dem Anhang A, Tabelle I zu entnehmen.

Der Lebensmittelkonzern Danone hat im Jahr 2011 einen Joghurtbecher für die Marke Activia aus maisstärkebasierten PLA eingeführt am europäischen Markt eingeführt. Die dazu bislang zum Einsatz kommende PLA-Menge beläuft sich auf ca. 3.000 t [43, S. 21]. Anzumerken ist, dass nur der Becher-Körper, nicht aber die Deckelfolie aus biologisch abbaubarem Material besteht. Der Deckel ist aus einer nicht biologisch abbaubaren Kunststoffverbundfolie hergestellt. [43, S. 33] Neben den PLA-Joghurtbechern hat das Unternehmen auch Bio-PET-Flaschen und Bio-PE-Verpackungen auf dem deutschen Markt [43, S. 21].

Ebenfalls von Danone werden gegenwärtig HDPE-Joghurtflaschen der Marke Actimel vertrieben, die nahezu vollständig auf Basis von Zuckerrohr hergestellt werden. Dabei ist der Flaschenkörper, der 95 % der Gesamtmasse beträgt, komplett aus nachwachsenden Ressourcen hergestellt. Banderole und Deckel werden derzeit noch aus fossilen Rohstoffen produziert. Die Joghurtflaschen sind nicht biologisch abbaubar und können, erfasst über die LVP-Sammlung, wie herkömmliches fossiles HDPE in eine stoffliche Verwertung gehen. [44]

3.4.2.4 Polysaccharide bzw. Stärke (Blends) / Thermoplastische Stärke (TPS)

Stärkematerialien bzw. Stärkeblends sind der Gruppe der Polysaccharide zugeordnet und gehören neben der Cellulose, bezogen auf die Verfügbarkeit, zu den zweitwichtigsten

nachwachsenden Rohstoffen. Somit stellen auf Stärke basierte Polymere mengenmäßig die älteste und bedeutendste Biopolymergruppe dar. Die Stärke (Mais, Weizen, Kartoffel) kann dabei im Biokunststoff auf verschiedene Arten eingesetzt werden: als Rohstoff für den fermentativen Herstellungsprozess, als partikelförmiger Füllstoff oder in destrukturierter, thermoplastischer Form. Zur Destrukturierung von Stärke wird in Anwesenheit von Weichmachern (z.B. Wasser in Anteilen unter 45 %) ausreichend mechanische Energie und Wärme eingebracht und somit die granuläre Struktur sowie die ursprüngliche Kristallinität (linksdrehende Doppelhelix) zerstört. [13, S. 21] Ohne diese Vorbehandlung ist der Werkstoff alleine unbrauchbar, da sich das Material glasspröde und absolut wasserunbeständig verhält. Zudem kann das Material alleine nur sehr schwer und unter hoher Scherwirkung thermoplastisch verarbeitet werden. Abhilfe schafft die Zugabe von Blendpartnern, die die Festigkeit des Biokunststoffs steigern, die Kosten reduzieren und die Bioabbaubarkeit fördern. [8, S. 195ff.]

TPS mit einem Stärkeanteil über 90 % (plus Wasser) ist im Wesentlichen nur für die Herstellung von geschäumten Loose Fill-Verpackungschips verwendbar. Zur Erzeugung von anderen TPS-Werkstoffen wird Stärke mit anderen Biokunststoffen geblendet. [13, S. 21] Der Stärkeanteil beträgt derzeit im Blend maximal 70 % (vgl. Tabelle 4). Hergestellt durch konventionelle Folien- und Spitzgussverfahren finden stärkebasierte Biopolymere, die auch biologisch abbaubar sind, im Agrar- und Verpackungsbereich für Serviceverpackungen (Tragetaschen) aber auch z.B. als kompostierbarer Bioabfallbeutel oder als verrottbarer Blumentopf bzw. Agrarfolie ihre Haupteinsatzgebiete. [8, S. 195ff.], [36, S. 43] Neben dem klassischen Verpackungsbereich werden Stärkeblends auch bei der Autoreifenproduktion eingesetzt und tragen dazu bei als Füllmaterial den Rollwiderstand und somit den Energieverbrauch zu senken [29, S. 56]. Mehr als $\frac{3}{4}$ aller Anwendungsgebiete entfallen bei TPS-Kunststoffen auf den Einsatz im Verpackungsbereich. Stärkeblends, die synthetische Polyester enthalten, sind in ihrem mechanischen Eigenschaftsprofil mit konventionellen PE-LD- und PE-HD-Kunststoffen sowie mit PS zu vergleichen. Der mögliche Einsatz von stärkebasierten Biopolymeren ist dennoch aufgrund der auftretenden Depolymerisierung in Gegenwart von erhöhter Luftfeuchtigkeit und im direkten Kontakt mit Wasser eingeschränkt. Aufgrund der hydrophilen Eigenschaften kommt TPS in seiner reinen Form kaum zur Anwendung. In zahlreichen Anwendungsfällen wird TPS mit anderen (Bio-)kunststoffen zu wasserfesten bzw. wasserabweisenden Blends compoundingiert [13, S. 21]. Der TPS-Gehalt ist hier recht unterschiedlich und schwankt zwischen 30 bis 50 % und beträgt fallweise sogar 75 % [34, S. 8]. Stärkematerialien zeichnen sich wie bereits erwähnt durch eine gute Wasserdampfdurchlässigkeit aus. Diese Eigenschaft ist vor allem beim beschlagsfreien Einschließen von warmen Lebensmitteln nützlich, aber auch vorteilhaft bei der Bioabfallsammlung in Stärkesäcken, da hier der Bioabfall abtrocknen kann (geringere Schimmelbildung) [29, S. 56]. Andere Barriereigenschaften wie z.B. die Sauerstoff- bzw. Kohlendioxiddurchlässigkeit sind mittel bis gut ausgeprägt. Zur Laminierung von Papier, Karton, Baumwoll- und anderen Naturfasern werden ebenfalls Polymere auf Stärkebasis eingesetzt. [36, S. 43f.] Weltweit existiert ein großer Markt für Packstoffe, sogenannte Loose Fill Chips, der mehrere Millionen Tonnen pro Jahr umfasst. Zu einem weiteren Merkmal des TPS-Materials gehören u.a. die ausgeprägten antistatischen Eigenschaften [36, S. 43].

Derzeit dominiert bei Loose Fill Chips expandiertes Polystyrol (EPS) den Markt, das äußerst energieintensiv durch den Einsatz von Treibmitteln (Pentan) unter Druck und Temperatur hergestellt wird. EPS ist nicht biologisch abbaubar und wird aufgrund von kostenintensiven Sammel- und Recyclingprozessen oftmals auch keiner Verwertung zugeführt. Landen kleinstückige Loose Fill Chips nach dem Gebrauch in der Umwelt, führt dies zwangsweise zu Problemen (Stichwort: Littering). Loose Fill Chips aus TPS können nicht nur umweltschonend durch schnelles Erhitzen von Wasser und der darin gelösten thermoplastischen Stärke hergestellt werden, auch der Einsatz des Treibgases Pentan entfällt. [42, S. 28f.] Dies macht den Einsatz von TPS gerade für kurzlebige Anwendungen am Verpackungssektor (Tragetaschen, Joghurt- und Trinkbecher, Einwegbesteck, Windelfolien, Pflanzentöpfe etc.) interessant. Langlebige technische Anwendungen sind aufgrund der hygroskopischen Eigenschaft von Stärke nicht möglich, eine breite Verwendung ist in diesem Bereich unrealistisch. Durch Zugabe von unterschiedlichen Blendkomponenten und Additiven können die Eigenschaften von TPS-Biokunststoffen optimal auf das jeweilige Anwendungsgebiet hin eingestellt werden. Generell gilt, dass die Wärmeformbeständigkeit aller Stärkeblends relativ gering ist. Dies liegt in der Hauptkomponente, der Stärke, begründet. Zu den mengenmäßig wichtigsten Herstellern weltweit zählt die europäische Fa. **Novamont** mit ihrem Hauptsitz in Italien. Die Preise für verschiedene Stärkeblendwerkstoffe belaufen sich auf 2,5 bis 5,5 €/kg. [8, S. 195ff.] Das technische Substitutionspotenzial von stärkebasierten Polymeren ist dem Anhang A, Tabelle I zu entnehmen.

3.4.2.5 Sonstige Biopolymere

Im Nachfolgenden werden Kunststoffe beschrieben, die auch im Verpackungsbereich Einsatz finden. Die Bezeichnung Biopolymere trifft hier nur bedingt zu. Einige der aufgelisteten Vertreter dieser Gruppe sind partiell biobasiert, andere wieder rein aus petrochemischen Rohstoffen hergestellt. In der Literatur [8] den Biokunststoffen zugeordnet, zeigen sie, wenn es um die Auflösung bzw. den Zerfall in terrestrischen bzw. aquatischen Systemen geht, ein mehr oder weniger ausgeprägtes Abbauverhalten.

- **Polyvinylalkohole (PVAL)** werden i.d.R. nicht aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellt und sind als Granulat oder als gemahlene Pulver im wasserfreien Zustand spröde. Durch die Zugabe des flüchtigen Weichmachers Wasser wird die Sprödigkeit verringert. Die Ausdunstung des Wassers wird durch die Zugabe von Glycerin oder Glykol reduziert. Gleichzeitig verbessert sich dadurch die Verarbeitbarkeit des Materials. PVALs besitzen hervorragende Gasbarriereigenschaften, die daraus hergestellten Folien hohe Festigkeiten und eine gute Pigmentbindekapazität. Aufgrund der teilweisen lebensmittelrechtlichen Zulassung eignen sie sich auch als Papierbeschichtung. Vollhydrolysierte PVALs dienen dabei u.a. als Träger für optische Aufheller, steigern die mechanischen Papiereigenschaften und erhöhen die Beständigkeit gegenüber Fett-, Lösungsmittel und Wasser. Teilhydrolysierte PVALs werden auch in Klebstoffen zur Erhöhung der Klebkraft und im Textilbereich zur Verbesserung der mechanischen

Fasereigenschaften eingesetzt. Zu den weiteren typischen Anwendungsgebieten zählt die Beschichtung von Kunststoffen wie PET (Barrierefolien) aber auch die Steuerung der Partikelgröße bei der PVC-Herstellung. Im Folienbereich können die hohe Klarheit und der Glanz der Folie, die gute Bedruck- und Färbbarkeit sowie die hohe Wasserdampfdurchlässigkeit und die gute Schweiß- und Verklebbarkeit ausgenutzt werden. Zudem ist die geringe elektrostatische Aufladung bei guter Lichtstabilität ein weiterer Vorteil dieser Werkstoffgruppe. Die nachweisliche Abbaubarkeit von PVAL-Folien wird insbesondere im Bereich der wasserlöslichen Verpackungen eingesetzt. Darunter fallen Verpackungen für Pestizide, Düngemittel, Detergenzien etc. Wasserlösliche (Wasch)Säcke, die sich aufgrund ihrer warm- und heißwasserlöslichen Eigenschaften im Zuge des Waschvorgangs vollständig auflösen, werden vor allem im Krankenhausbereich eingesetzt. Abgesehen von der Abbaubarkeit in wässriger Lösung ist die vollständige biologische Destabilisierung unter Standardbedingungen (vgl. Kapitel 2.3) derzeit noch umstritten. Dies spiegelt sich wiederum in der Tatsache wider, dass es derzeit noch keine PVAL-Kunststoffe am Markt gibt, die als kompostierbar zertifiziert sind. Derzeitige Marktpreise für PVAL-Typen bewegen sich zwischen 3 bis 5 €/kg, wobei modifizierte Spezialtypen oder hochmolekulare Produkte auch deutlich darüber liegen. [8, S. 176ff.]

- **Bio-Copolyester** sind im Wesentlichen aus aromatischen und aliphatischen Dicarbonsäuren und mehrwertigen Alkoholen aufgebaut. Während die Dicarbonsäuren meist auf fossilen Rohstoffen basieren, sind die eingesetzten, meist zweiwertigen Alkohole zunehmend biobasierten Ursprungs. Die Verarbeitungseigenschaften dieser thermoplastischen Polymere, die partiell biobasiert und teilweise auch bioabbaubar sind, ähneln jenen herkömmlicher Polyester wie z.B. PET. Zusätzlich zeichnen sie sich durch eine gute Schweiß- und Bedruckbarkeit aus. Zu den grundsätzlichen Eigenschaften zählen neben der Unlöslichkeit in Wasser, Alkohol, Aceton, Ether etc. die guten Barriereigenschaften gegenüber dem Sauerstofftransport. Aufgrund des höheren Preises im Vergleich zu fossilen Standardkunststoffen, die im Bereich von 3,5 bis 6,5 €/kg liegen, und bedingt durch die gute Temperaturbeständigkeit im Bereich von 120 bis 230 °C kommen Bio-Copolyester derzeit eher für höherwertige technische Anwendungen (Automotivbereich und Sportartikel) infrage. [8, S. 194f.]
- **Celluloseregenerate** gehören nicht zur Gruppe der thermoplastischen Werkstoffe. Kunststoffe auf Cellulosebasis kamen mit der Erfindung des Celluloids Mitte des 19. Jahrhunderts auf den Markt und gelten als erste Kunststoffe, die für die industrielle Massenproduktion verwendet wurden. Aufgrund der leichten Brennbarkeit wurde dieses Produkt im Laufe der Jahre durch andere Kunststoffe ersetzt. [34, S. 8] Zu den bekanntesten Vertretern von cellulosebasierten Kunststoffen gehört das klassische Cellophan, das sich durch eine ausgeprägte Abbaubarkeit, die mit einer vergleichsweise hohen Hydrophilie und Wasserdampfdurchlässigkeit einhergeht, auszeichnet. Cellulose kommt natürlich in unterschiedlichen Rohstoffen vor. So besitzen Holzfasern 40 bis 45 % und Hafer-, Gerste-, Reis-, Roggen- bzw. Weizenstroh allesamt zwischen 29 und 35 % Cellulose [32, S. 5]. Den Ausgang zur

Herstellung von Celluloseregenerate bildet der weltweit mengenmäßig bedeutendste nachwachsende Rohstoff Cellulose. Ca. 1,3 Mrd. t werden derzeit jährlich für technische Anwendungen gewonnen. Wird dieser Rohstoff chemisch gelöst und neu in Form von Fasern oder Folien zusammengesetzt, spricht man von Celluloseregeneraten. [13, S. 22] Das für die Herstellung von Folien, u.a. im Verpackungsbereich unter der Bezeichnung Cellulosehydrat bzw. Zellglas (auch unter dem Markennamen Cellophan bekannt) verwendete Material, weist eine hohe Transparenz auf. Es ist licht- sowie fett- und ölbeständig und bedingt durch die sehr gute Wasserdampfdurchlässigkeit nicht beständig im wässrigen Milieu. Im unbehandelten Zustand ist Cellophan nicht siegelbar, dafür aber klebbar, antistatisch und besitzt eine gute Sperrwirkung gegenüber Mikroorganismen und Aromen. Aus diesem Grund und wegen der Geruchs- und Geschmacksneutralität sowie der guten Bedruckbarkeit wird der Werkstoff überwiegend als Verpackungsfolie im Lebensmittelbereich eingesetzt. Cellophan ist zudem mikrowellengeeignet. In der Vergangenheit wurde der Werkstoff zunehmend durch günstigere Folienmaterialien, wie z.B. PE ersetzt. Je nach Anwendungsbereich können die z.T. nachteiligen Eigenschaften von Celluloseregeneraten durch Beschichtungen und Lackierungen optimiert werden. Im Biopolymerbereich werden Celluloseregenerate vorwiegend von der belgischen Fa. **Innovia** hergestellt. Die Preise liegen noch etwas über dem Durchschnitt von anderen Biopolymeren und bewegen sich im Bereich zwischen 5 und 7 €/kg. [8, S. 197ff.]

- **Cellulosederivate**, dazu zählen u.a. auch Celluloseacetate, werden bereits seit über 20 Jahren, weit vor der Einführung der ersten Generation von Biopolymeren, in der Kunststofftechnik hergestellt.

Celluloseether werden durch die Veretherung von Cellulose mit Alkoholen hergestellt, gelten als thermoplastisch verarbeitbar und zersetzen sich unter geeigneten Kompostierungsbedingungen, wenngleich der biologische Abbauvorgang deutlich langsamer vonstatten geht als bei reiner Cellulose. Ungiftig, geruchs- und geschmacklos sowie beständig gegenüber Fetten, Ölen und Benzin finden Cellulosederivate heute nur mehr in Nischenbereichen Anwendung. Dazu zählen Folien (Verpackungen, Brief Sichtfenster), Filter (Ölfiler, Zigarettenfilter etc.), Bedarfsgegenstände (Brillengestelle, Kämmen, Zahnbürsten etc.), Griffe (Regenschirm, Werkzeuge) und Kosmetikverpackungen.

Celluloseester wird durch die Veresterung der Cellulose mit organischen Säuren hergestellt. Zu den technisch wichtigsten Vertretern gehört Celluloseacetate, denen zur Verbesserung der thermoplastischen Verarbeitbarkeit und der mechanischen Gebrauchseigenschaften ein Anteil von Weichmachern zwischen 3 und 35 % zugesetzt werden. Der Preis für Celluloseacetat variiert zwischen 3,5 und 5 €/kg. [8, S. 199f.], [13, S. 23f.]

- **Drop-in-Lösungen**, sogenannte „**Green Polymers**“ der jüngsten Generation aus denen **Bio-PE**, **Bio-PET**, **Bio-PP**, **Bio-PA**, **Bio-PUR** usw. hergestellt werden, befinden sich derzeit teilweise an der Schwelle zum Markteintritt. Die Einführung

dieser neuartigen nicht abbaubaren Bio-PE-, Bio-PET- und Bio-PP-Kunststoffe stützt sich meist auf Ethanol, das aus (brasilianischem) Zuckerrohr gewonnen wird. Der biogene Anteil im Bio-PE dürfte derzeit zwischen 85 und 100 % betragen, wobei Bio-PE-LLD einen höheren Zusatz von fossilen Co-polyestern benötigt als Bio-PE-LD oder Bio-PE-HD [43, S. 21f.]. Derartige Kunststoffmaterialien stellen vor allem für langlebige Anwendungsbereiche, bei denen die Bioabbaubarkeit weniger im Fokus ist, einen sinnvollen Einsatzstoff dar. [45, S. 14] Nach Schätzungen des Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (ifeu) wird der Hauptanwendungsbereich dieser Werkstoffgruppe mit über 80 % der produzierten Bio-PE- und Bio-PET-Mengen in den kommenden Jahren im Verpackungsbereich liegen [43, S. 13]. Der brasilianische Produzent **Braskem**¹⁰ bietet bereits Polyethylen an, das zu 100 % aus nachwachsenden Rohstoffen (Zuckerrohr) erzeugt wird. Der Konzern **Solvay International Chemical Group**¹¹ hat bereits begonnen, PVC aus biobasierten Ethylen herzustellen [34, S. 8]. Meist auf Zucker basierend, sind die Materialeigenschaften weitgehend ident mit den heutigen marktbeherrschenden fossil basierten Varianten. Neben dem klassischen Verpackungsbereich werden auf nachwachsender Rohstoffbasis hergestellte Green Polymers auch zunehmend für den Einsatz in anderen Branchen interessant. Dabei geht es um die schrittweise Substitution von erdölbasierten Komponenten durch Rohstoffe auf nachwachsender Basis. Der japanische Autohersteller Toyota Motor Corporation setzt verstärkt auf den Einsatz von nachwachsenden Rohstoffen und hat nach eigenen Angaben auf den heimischen Markt ein Auto eingeführt, dessen Innenraum bis zu 80 % auf Bio-PET basiert. Ähnlich wie bei der **PlantBottle** des **Coca Cola**-Konzerns (vgl. Kapitel 4.4.5.1), werden derzeit ca. 30 % des zur PET-Herstellung benötigten Monoethylenglykols aus nachwachsenden Ressourcen (Zuckerrohr) hergestellt. [40, S. 23] Neben der Anwendung von Bio-PET für Interieur Anwendungen ist in der Automobilbranche auch biobasiertes Polyamid (PA) gefragt. PA und PA-Faserverbunde werden heutzutage zu ca. 10 % für Kunststoffteile im KFZ eingesetzt. Der Autoproduzent **Toyota Motor Corporation** setzt hier ebenfalls auf die Schiene der Green Polymers und entwickelte zusammen mit der Fa. **DuPont** ein Bio-PA (Zytel® RS, PA 6.10), das aus 62,5 % nachwachsenden Rohstoffen besteht. Zukünftigen Einsatz findet dieses Biopolymer, das derzeit noch als Prototyp gilt, als Gaspedal. [40, S. 15] Betrachtet man den Markt der Green Polymers näher, so sind über Materialkennwerte sowie Preise bislang ebenso wenig bekannt, wie über derzeitige und zukünftige Produktionskapazitäten. Kommerziell noch nicht wirklich verfügbar ist ausgehend von der Bezeichnung damit zu rechnen, dass diese neuartigen Biopolymere vergleichbare Eigenschaften wie konventionelle Standardkunststoffe besitzen (werden). Aufgrund der festgestellten geringen

¹⁰ <http://www.braskem.com>

¹¹ <http://www.solvay.com>

Marktdurchdringung, insbesondere was den Einsatz am Verpackungssektor in den kommenden Jahren betrifft, wird diese Gruppe von Biokunststoffen fast ausschließlich für höherwertige, technische Anwendungen zur Verfügung stehen. [8, S. 202]

3.4.3 Technische, ökologische und ökonomische Eigenschaften

Biokunststoffe besitzen neben dem Vorteil, dass sie ganz bzw. teilweise auf nachwachsenden Rohstoffen basieren und somit einen wichtigen Beitrag zur Ressourcenschonung leisten auch noch andere, auf das jeweilige Einsatzgebiet bezogene, günstige Eigenschaften. Es existieren im Zusammenhang mit **Biopolymeren** (der Fokus wird im Anschluss zumeist auf PLA gelegt, weil großtechnisch) aber auch (noch) ungelöste Probleme, was die Einstellung optimierter Materialeigenschaften betrifft sowie (verfahrens-) technische Schwierigkeiten in Bezug auf die großtechnische Herstellung. Im Folgenden werden taxativ verschiedene technische, ökologische und ökonomische **Vorteile** der Gruppe der Biokunststoffe im Umfeld der Anwendung am Verpackungssektor beschrieben.

3.4.3.1 Vorteile von Biokunststoffen

- Mittels handelsüblichen Kunststoffverarbeitungsmaschinen und im Zuge von Standardverfahren der Kunststofftechnik (z.B. Tiefziehen¹², Extrusion¹³, Spritzguss¹⁴)

¹² Beim Tiefziehen (Thermoformen) wird eine Kunststoffplatte so lange erwärmt, bis sie weich und dehnbar ist und unter Druck dauerhaft die äußere Form eines Werkstücks angenommen hat.

¹³ Beim Extrudieren werden thermoplastische Kunststoffe aufgeschmolzen und durch eine speziell geformte Düse gepresst. Dadurch entstehen Körper mit dem Querschnitt der Düse in beliebiger Länge.

¹⁴ Beim Spritzgießen werden Kunststoffe durch Erwärmen in einen plastischen Zustand gebracht und in ein Werkzeug (Form) eingespritzt.

- unter Berücksichtigung ihrer thermischen¹⁵, mechanischen¹⁶ und rheologischen¹⁷ Eigenschaften (vgl. dritter Punkt bei den Nachteilen, Kapitel 3.4.3.2) können Biopolymere für vielfältige Einsatzbereiche ressourcen- und energieeffizient hergestellt werden. Aus einer Vielzahl von unterschiedlichen Studien und Ökobilanzen für Biokunststoffe ist die Tendenz abzulesen, dass Biokunststoffe gegenüber konventionellen Polymeren oftmals besser abschneiden. Natürlich gilt es in jedem Fall zu beachten, dass die Ökoeffizienz von Biopolymeren nicht per se als vorteilhafter gilt. Der Einsatz von Additiven bei der Produktion und der damit verbundene Aufwand an Energie und Hilfsstoffen sind ebenso wie bei rein petrobasierten Kunststoffen gegeben. Positive ökologische Effekte hängen sehr stark von der Rohstoffbasis (und dem Anbau), den damit verbundenen Transportwegen und dem Produktionsverfahren sowie dem jeweiligen Anwendungsbereich ab. Bei Biokunststoffen besteht die Chance, die Wertschöpfungskette im eigenen Land zu stärken, indem die Produktion auf regionale und dezentrale Standbeine gestellt wird. Dies hat auch den Vorteil, dass durch die heimische Rohstoffproduktion und die dezentrale Herstellung und Verwertung von biobasierten Materialien die Transportwege und der damit verbundene CO₂-Ausstoß gering gehalten werden können. Durch eine lokale Rohstoffaufbringung wird nicht nur die regionale und überregionale Wertschöpfung gesteigert, sondern auch neue Perspektiven (Schaffung von green jobs) für den ländlichen Raum eröffnet. Ausgangspunkt dieser nachhaltigen Entwicklung sind die in der heimischen Landwirtschaft produzierten Rohstoffe, aber auch Reststoffe (Abfälle), die durch die Nutzung bzw. den Konsum von landwirtschaftlichen Erzeugnissen anfallen. Durch ein konsequentes Zurückgreifen auf regionale Ressourcen wird nicht nur die Versorgungssicherheit im Inland gewährleistet, sondern in Zeiten tendenziell steigender fossiler Rohstoffpreise die Unabhängigkeit gesichert und die Nachhaltigkeit des Gesamtproduktes gesteigert. [45, S. 7ff.], [22, S. 4ff.]
- Biokunststoffe besitzen eine Reihe von spezifischen Materialeigenschaften, die sie neben der (Lebensmittel-)Verpackungswirtschaft auch für neue Einsatzgebiete in der Landwirtschaft aber auch der Medizin interessant machen. Diese Eigenschaften sind zum einen natürlich bedingt, zum anderen durch den gezielten Zusatz von Additiven gesteuert. Ausgehend von dem am weitesten verbreiteten **Biokunststoff PLA** kann die Verbesserung der Eigenschaften durch die Zugabe von Additiven anhand von drei Feldern beschrieben werden: Verbesserung der Kristallinität und Kinetik der

¹⁵ Verhalten des Materials bei höheren Temperaturen (ab ca. 60 °C aufwärts); Auftreten von Phasenübergängen zwischen den Zuständen kristallin, amorph und flüssig; Auswirkungen auf die Stabilität des Materials etc.

¹⁶ Verhalten des Materials bei bestimmten Beanspruchungsarten (Schlag, Bruch).

¹⁷ Lehre von dem Verformungs- und Fließverhalten von Materialien (bei Kunststoffen u.a. die Viskosität)

Kristallisation des Materials, Optimierung der mechanischen und thermomechanischen Eigenschaften des Materials sowie Verbesserung der Barriereigenschaften. [22, S. 8] Neben der teilweisen biologischen Abbaubarkeit, ausgezeichneter Bedruckbarkeit und guter antistatischer Eigenschaften profitiert man gerade im Lebensmittelbereich von der hohen Wasserdampfdurchlässigkeit einiger Biokunststoffvertreter. [2, S. 2] Versuche haben gezeigt, dass die Frischhaltungswirkung und der damit verbundene Erhalt von Aromastoffen, die bei der Aufbewahrung von Obst, Gemüse und Gebäck eine wichtige Rolle spielen, bei Verpackungen aus Biopolymermaterial über einen bestimmten Zeitraum gesehen deutlich besser sind. [45, S. 7] Gerade im Bereich der verlängerten Haltbarkeit von Lebensmitteln spielen gasdurchlässige Biokunststofffolien bei gleichzeitig guter Aromabarriere ihren Vorteil gegenüber luftdichten petrobasierte Folienmaterialien aus.

- Biopolymere im Verpackungsbereich beginnen sich insbesondere auf jenen Märkten kommerziell erfolgreich zu etablieren, wo es gelingt, die besonderen Eigenschaften und Vorteile gegenüber petrobasierten Werkstoffen in den Vordergrund zu heben. Neben diesen ökologischen Benefit kommt es durch die vermehrte Einführung von Biokunststoffen auch zu einer Erweiterung der Rohstoffbasis und zur Senkung der Rohstoffpreise. Mittelfristig können somit Perspektiven geschaffen werden, die zur Verbesserung der Wettbewerbsfähigkeit beitragen. Zusätzlich kann dadurch auch der Absatz bestimmter Produkte wie z.B. Bio-Lebensmittel gesteigert werden. Überall dort, wo eine nützliche Produktfunktionalität und ein Mehrwert mit der Verpackung verknüpft werden können, wird sich auch eine Nachfrage entwickeln. Als Beispiel wird dabei gerne der biologisch abbaubare und kompostierbare Biomüllbeutel für organische Abfälle genannt bzw. die in der Landwirtschaft bereits eingesetzten Agrarfolien, die direkt nach dem Gebrauch unterpflügt werden können. [2, S. 2ff.]
- Wird der Klimaschutz und die damit verbundenen Treibhausgasemissionen betrachtet, so sind Biokunststoffe im Vergleich zu konventionellen Kunststoffen gemäß dem European Bioplastic-Verband ökologisch vorteilhafter. Abhängig von der Rohstoffbasis, dem Herstellungsverfahren und dem Anwendungsbereich können **zwischen 30 und 70 % CO₂-Emissionen eingespart** werden. Dies wird dadurch begründet, dass aus nachwachsenden Substraten gewonnene Rohstoffe bei der Verbrennung bzw. Kompostierung nur jenes CO₂ freisetzen, das die Pflanze während ihrer Wachstumsphase aus der Atmosphäre entnommen hat. Betrachtet man die Eigenschaft der biologischen Abbaubarkeit, die für manche Biopolymere zutrifft, so können sie mithelfen, in einigen Bereichen der Anhäufung von Kunststoff(verpackungs-)abfällen entgegenzuwirken. [45, S. 8f.], [22, S. 7]
- Betrachtet man die Entsorgungsmöglichkeiten von zu Abfall gewordenen Biopolymeren, so gelten mehrere Varianten als technisch möglich, wobei nach der stofflichen bzw. rohstofflichen Verwertung die Nutzung des Energieinhalts bei der Abfallverbrennung als ökologisch vorteilhafter anzusehen ist, als die reine Kompostierung von biologisch abbaubaren Kunststoffen. Die biologische Abbaubarkeit alleine ist noch kein Kriterium für die Umweltverträglichkeit eines Werkstoffes bzw. einer Verpackung. Entscheidend in diesem Zusammenhang ist

vielmehr, welchen konkreten Entsorgungsweg der Abfall geht und wie sich die biologische Abbaubarkeit auf die Nutzungsdauer bzw. Haltbarkeit des Produktes auswirkt. [43, S. 79] Werden Biopolymere im Zusammenhang mit der in Kapitel 4.3 angeführten Diskussion zum Thema Littering gesehen, so tragen insbesondere biologisch abbaubare Biopolymerverpackungen über einen längeren Zeitraum gesehen zu einer Reduzierung der Umweltverschmutzung bei. Hierbei gilt aber zu beachten, dass die achtlose und vor allem systemlose Entsorgung in die Umwelt (Littering) trotz biologischer Abbaubarkeit keinen adäquaten Lösungsansatz darstellt. Betrachtet man dies am Beispiel fossiler Massenkunststoffe wie PE, PP, PET, so sind in vielen Ländern der Erde und vor allem in den Ozeanen, aufgrund der über mehrere Jahrhunderte (bis zu 600 Jahre [32, S. vii]) andauernden Präsenz dieser Materialien, deutliche negative Umweltauswirkungen zu verzeichnen. Das Thema „Littering“ wird in den Kapiteln 4.3 und 4.4.4.1 von unterschiedlichen Standpunkten aus betrachtet. Abschließend bleibt hier noch zu sagen, dass das Entsorgen gebrauchter Verpackungen in der Landschaft ein Verhaltens-, Erziehungs- und ggf. auch Kontrollproblem darstellt und ausschließlich über Maßnahmen in diesen Bereichen gelöst werden kann [2, S. 3].

3.4.3.2 Nachteile von Biokunststoffen

Neben den Vorteilen gibt es wie bei einer Vielzahl von anderen Materialien auch bei Biokunststoffen **Nachteile**, die auf ihre thermischen, mechanischen und rheologischen Eigenschaften zurückzuführen sind und im Zuge der folgenden Punkte näher erläutert werden:

- Verfolgt man die Diskussion um den Einsatz von Biokunststoffen als Verpackungsmaterial im Lebensmittelbereich und hier in erster Linie die Eignung von PLA-Materialien für kohlenensäurehaltige Getränke, die mittel- bis langfristig herkömmliche PET-Flaschen aus den Regalen der Supermärkte verdrängen sollen, so spielen Diffusionsbarrieren, d.h. die Undurchlässigkeit gegenüber bestimmten Gasen, eine wichtige Rolle. Verpackungen sollen in ihrer Funktion als Schutz für Lebensmittel dienen, den direkten Kontakt mit der Umwelt unterbinden und die Haltbarkeit der Lebensmittel über einem gewissen Zeitraum hinweg garantieren. Wie in Kapitel 3.4.2.3 bereits beschrieben, besitzt **reines PLA keine guten Barriereigenschaften**. Für die Aufbewahrung leicht verderblicher Inhalte unter Schutzatmosphäre sind Verpackungen aus Polymilchsäure nur bedingt einsetzbar, wie Untersuchungen gezeigt haben [22, S. 25]. Die Reduktion der Gasdurchlässigkeit kann zwar durch den vermehrten Einsatz von chemischen Additiven, Blends und Mehrschichtsystemen, die auch zum Teil auf fossilen Rohstoffen (Kunststoffen) basieren, Abhilfe schaffen, sind aber aus Sicht des Recyclings problematisch. Die Frage des Einsatzes von Additiven muss auch im Zusammenhang mit dem möglichen Verlust der vollständigen biologischen Abbaubarkeit gestellt werden.
- Bleibt man beim bereits großtechnisch herstellbaren PLA-Material, so ist im Vergleich zu konventionellen Kunststoffen die Beständigkeit bei Temperaturen über 60 °C ein

weiterer limitierender Faktor, der wiederum unter Zugabe von meist erdölbasierenden Additiven in den Griff zu bekommen ist. Geht es im Lebensmittelbereich um die Wärmestabilität des Verpackungsmaterials, so ist eine Heißbefüllung bzw. das Erhitzen von Speisen und Getränken in PLA-Materialien ohne Zusätze von Additiven stark eingeschränkt. Eine geringe Thermostabilität kann bei Verpackungen auch Einschränkungen für den Transport (z.B. in nicht klimatisierten Übersee-Containern) bzw. für die Lagerung und Präsentation (Produktpräsentation in Auslagenfenster) mit sich bringen [22, S. 17]. Bei Granulaten bzw. Regranulaten ist mitunter auf eine mögliche Neigung zur Wasseraufnahme während der Lagerung zu achten, d.h. vor der Verarbeitung muss gegebenenfalls eine Trocknung erfolgen, die mit Kosten verbunden ist.

- Obwohl sich, wie im Zuge der Vorteile beschrieben (vgl. Kapitel 3.4.3.1), meist herkömmliche, standardisierte Verfahren der kunststoffverarbeitenden Industrie für die Herstellung von Biopolymeren eignen, bedarf es in Hinblick auf die thermischen, mechanischen und rheologischen Eigenschaften einer angepassten Prozessführung. Dabei spielt die Struktur des Kunststoffes, die teils kristallin, teils amorph ist, und die Kristallinität eine entscheidende Rolle. Eine Adaption bzw. Modifikation bestehender Herstellungsverfahren für konventionelle Kunststoffe ist ohne entsprechendes Know-How über das Biopolymermaterial und dessen Eigenschaften nicht möglich. Dabei kommt der zeitaufwendigen Ermittlung optimaler Parameter, die sich auch gegenseitig beeinflussen können, eine besondere Rolle zu. Für die breitflächige kommerzielle Herstellung und Nutzung von Biokunststoffen ist Detailwissen zur molekularen Struktur (Schmelzflussverhalten sowie stereochemische Zusammensetzung¹⁸) und den technisch relevanten Eigenschaften zwingend erforderlich [22, S. 11]. Die Aneignung dieses Wissens ist aus Sicht der Hersteller mit einem hohen Zeit- und vor allem Kostenfaktor verbunden. Das technische Risiko, das sich aus der Umstellung der Produktion von petrobasierten Polymeren auf Biopolymere ergibt, trägt allein der Produzent.
- Besonders im Bereich der Getränkeflaschen und der hier bereits im kleinen Maßstab beginnenden Substitution von PET-Getränkeflaschen durch PLA-Flaschenmaterialien spielt die Homogenität des Ausgangsmaterials eine entscheidende Rolle. Die Anforderungen beim Herstellungsprozess für Biopolymeren sind im Allgemeinen höher als bei ausgereiften Verfahren zur Produktion herkömmlicher Massenkunststoffe. Es existieren zum Teil große Unterschiede was die Verarbeitbarkeit angeht. Diese Sensibilität kann am Beispiel der PLA-Getränkeflaschenproduktion verdeutlicht werden. Blasversuche von spritzgusstechnisch hergestellten Pre-Formen aus PLA-Material der Fa. **NaKu** unter Serienproduktionsbedingungen haben gezeigt, dass hohe Anforderungen an die

¹⁸ Insbesondere relevant bei PLA-Materialien, erfolgt hierbei die Messung der „optischen Rotation“, d.h. die Bestimmung des Winkels um welchen die Polarisationssebene von polarisiertem Licht durch das Probenmaterial gedreht wird (D- und L-Milchsäure).

Homogenität des Materials gestellt werden. Dies hat vor allem Auswirkungen auf ein zukünftiges Recycling von Biokunststoffmaterialien. Beim PLA-Blasprozess ist das Vorhandensein einer geraden Blase ohne Asymmetrien eine zwingend notwendige Grundvoraussetzung. Dies spiegelt sich u.a. bei der Herstellung von Flaschen mit mehr als 0,5 L Füllvolumen ($\geq 1,5$ L) wieder und stellt die derzeitige Verfahrenstechnik vor große Herausforderungen. Geht man einen Schritt weiter und bezieht man den Verschluss (meist nicht aus Biokunststoffmaterial) mit ein, so kommen einzuhaltende Toleranzen, die im Zehntel-Millimeterbereich und darunter liegen hinzu. Diffusionsdichtheit ist vor allem bei Getränkeverpackungen eine Grundvoraussetzung. [22, S. 17]

- Schlussendlich ist bei bioabbaubaren Biokunststoffen im Gegensatz zu petrobasierten Polymeren zu beachten, dass sowohl die Granulate aber auch die daraus gefertigten Produkte auch unter optimierten Lagerbedingungen ein Ablaufdatum besitzen. [22, S. 17]

3.4.4 Preisentwicklung am Biopolymersektor

Neben den vorhin beschriebenen technischen und ökologischen Vor- und Nachteilen wird anhand von Tabelle 5 die ökonomische Seite von Biokunststoffen betrachtet und auf die derzeitige Preissituation im Bereich von Verpackungsmaterialien eingegangen. Je nach Quelle und abhängig von der bestellten Menge variieren die Preise. So schätzt der Niederösterreichische Kunststoffcluster Preise für Stärke gegenwärtig zwischen 3 bis 5 €/kg. PLA ist ab 2,5 €/kg zu haben, hingegen kommen PHAs immerhin auf 10 bis 15 €/kg. [34, S. 10] Insbesondere die Preise für PHA-Kunststoffe divergieren stark zu den Angaben aus Tabelle 5, die für PHA z.Z. einen deutlich niedrigeren Marktpreis ansetzt. Die gegenwärtig (deutlich) höheren Preise von Biokunststoffen gegenüber herkömmlichen Massenkunststoffen lassen sich größtenteils auf einen Entwicklungsnachteil von 30 bis 40 Jahren rückführen. Die Produktionsverfahren von Biokunststoffen sind derzeit weder in technischer noch in wirtschaftlicher Hinsicht mit denen für PP, PE, PET usw. vergleichbar. [29, S. 166] Gerade in den letzten Jahren haben sich Biopolymere dank stetig gewachsener weltweiter Produktionskapazitäten z.T. dem Preisniveau von petrobasierten Vertretern angenähert, wenngleich sie preislich nach wie vor nicht ganz mit herkömmlichen Massenkunststoffen konkurrieren können. Man begegnet auch dem Argument der Wirtschaft, warum es bis dato noch nicht bzw. nur ansatzweise zu einem forcierten Einsatz von Biokunststoffen, gerade für Anwendungen im Verpackungsbereich, gekommen ist. Demnach lässt sich der eingeschränkte Einsatz momentan rein rational nur aufgrund der vorherrschenden Preisdifferenz zu petrobasierten Polymeren begründen. Dabei wird die billigere Massenware einer in vielen Fällen umweltverträglicheren (unter gewissen Einflüssen einsetzender biologischer Abbau) und ökologisch sinnvollen (Kreislaufführung, CO₂-neutrale Verbrennung) sowie ressourcensparenden (nachwachsender Rohstoffaspekt) Alternative vorgezogen. Mittelfristig kann davon ausgegangen werden, dass unabhängig von den Entsorgungskosten, aber unter Berücksichtigung der wachsenden Produktionskapazitäten und der zunehmenden Verteuerung von Rohöl, eine Annäherung der Preise erfolgt [29, S. 167].

Tabelle 5: Vergangene (2003) [36, S. 47, S. 63, S. 90] und gegenwärtige Preissituation am Sektor der Verpackungskunststoffe (Granulat) [46]

Material	Marktpreis 2003 [€/kg]	Marktpreis 2011/2012 [€/kg]
Standardverpackungskunststoffe (PE, PP, PET)	1,5-2,5 ¹	1-1,5
Green Polymers (PET, PA etc.)	k.A.	> 1,2
PHA, PHB	10-20	2-5
PLA	>2, 5,5-6 ²	>> 1,5
div. Bio-Compounds	k.A.	3-4
Wood-Plastic-Composite (WPC)	k.A.	>> 1
Mineral-filled-plastic	k.A.	> 1
TPS	1,5-4	k.A.

¹ Folienmaterial aus PP.

² Folienmaterial aus PLA.

Allein für den deutschen Markt wurde im Jahr 2007 bei den Biopolymeren von einem zukünftigen, monetären Marktvolumen von über 2 Mrd. €, bei Wachstumsraten größer als 5 % pro Jahr, ausgegangen. Neben kurzlebigen Anwendungen wie z.B. in der Verpackungsindustrie wird davon ausgegangen, dass Biokunststoffe auch im Bereich der dauerhaften Produkte, hier vor allem in der Konsumgüterindustrie und bei Automobilherstellern, zukünftig verstärkt eingesetzt werden. Abgesehen von der an den Erdölpreis gekoppelten Marktentwicklung bei Kunststoffen im Allgemeinen, fällt die prozentuale Preissteigerung in diesem Segment umso geringer aus, je höherwertiger der Kunststoff ist. Dies bedeutet, dass der Kostenanteil der primären Ressource Erdöl als stofflicher und energetischer Input variiert und bei teuren Polymermaterialien tendenziell geringer als bei billigeren Massenkunststoffen wie z.B. PP ausfällt. Die Herstellungsrouten von PP ist im Vergleich zu anderen Kunststoffen kurz und deshalb die Kosten auch stark vom Erdölpreis abhängig. 90 % der weltweiten Produktion laufen über die Primärressource Erdöl, nur 10 % der Herstellung basieren auf dem alternativen Pfad über Erdgas. Generell ist bei steigenden Rohölpreisen eine Verschiebung in Richtung nachwachsender Rohstoffbasis zu beobachten. Biokunststoffe auf Basis erneuerbarer Ressourcen werden unter diesen Voraussetzungen zunehmend konkurrenzfähiger, da auch die Industrie auf der Suche nach Erdöl-unabhängigen Werkstoffen ist. Rückblickend auf die historische Entwicklung im Bereich der Werkstoffgenerationen bei Biopolymeren ist es aus strategischer Sicht sinnvoll, den Schwerpunkt nicht in die Erforschung neuer Polymerwerkstoffe zu legen, sondern gezielt die Modifizierung und Optimierung bereits entwickelter und am Markt eingeführter Biokunststoffe voranzutreiben. So wie die Anforderungen im Verpackungsbereich äußerst vielseitig sind, soll auch die Werkstoffgruppe der Biopolymere flexibel darauf angepasst werden. Dieser Trend ist auch an der derzeitigen Entwicklung von marktfähigen **Stärke/PLA-Blends** abzulesen, wobei im Bereich der Verpackungen die Abbaubarkeit zweifelsohne in gewissen

Bereichen einen wichtigen Zusatznutzen besitzt. So sehen dies auch mehrere Hersteller von abbaubaren Biokunststoffverpackungen, wobei die Fähigkeit des biologischen Abbaus nur dann einen Sinn ergibt, wenn direkt nach dem Anfall als Abfall eine Kompostierung des Materials sichergestellt werden kann. Abbaubare Polymerwerkstoffe aus petrochemischen Rohstoffen sind dabei nicht als Konkurrenz zu Kunststoffen auf nahezu 100 % nachwachsender Rohstoffbasis zu sehen, sondern fungieren eher als Ergänzung zur breiten Materialpalette. Zukünftig wird sich der Trend in Richtung nachwachsender Ressourcen verlagern. [47, S. 12ff.] Weltweit steigende Produktionskapazitäten haben natürlich auch Auswirkungen auf den Materialpreis (€/kg Granulat). Betrachtet man die Herstellung des weltweit am häufigsten eingesetzten Biokunststoff PLA, der aus stärkehaltigen (Mais, Weizen, Kartoffel, Roggen etc.) oder zuckerhaltigen (Zuckerrohr) Rohstoffen hergestellt wird, so ist der in Abbildung 23 dargestellte Vergleich zulässig. Die PLA-Produktion und die damit verbundenen Kosten sind sehr rohstoffdominiert, gefolgt von den Energiekosten, d.h. 30 bis 70 % der Kostenstruktur sind darauf basierend [47, S. 98]. Zur Herstellung von einer Tonne PLA werden rund 2,4 t Weizen benötigt. Ein Kilogramm PLA entspricht somit dem Einsatz von 1,5 bis 2 kg Stärke. [47, S. 97]

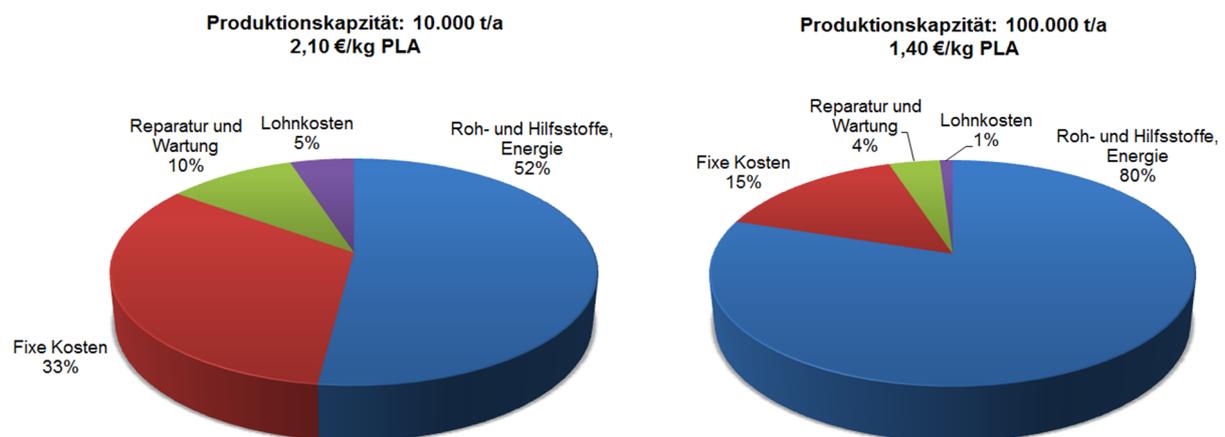


Abbildung 23: Beispielsrechnung zur Herstellung von PLA abhängig von der Produktionskapazität [47, S. 91]

3.5 Aktueller Kunststoffmarkt

Biokunststoffe, die in Studien oft in der Gruppe der sonstigen Polymere geführt werden, haben vor allem in den letzten Jahren eine rasante Marktentwicklung erfahren. Derzeit werden von Kunststoffexperten jährliche Wachstumsraten bei den Biopolymeren prognostiziert, die sich im zweistelligen Prozentbereich bewegen (vgl. Kapitel 3.5.2). Anhand der nachfolgenden Unterkapitel wird ausführlich auf den Markt von petrobasierten Kunststoffen (vgl. Kapitel 3.5.1) eingegangen sowie der aktuelle Biopolymermarkt (vgl. Kapitel 3.5.2) beschrieben.

3.5.1 Fossile Kunststoffe

Nach einer Studie von **PlasticsEurope**, dem europaweit tätigen Verband der Kunststoffhersteller, wurden im Jahr 2011 weltweit ca. 280 Mio. t (2010: 265 Mio. t) an Kunststoffen produziert, davon entfiel eine Produktionskapazität von rund 58 Mio. t (2010: 57 Mio. t auf Europa) [48, S. 6], [49, S. 6]. Dies entspricht einem Zuwachs von beinahe 2 %. Vor allem die Volksrepublik China hat im letzten Jahr einen deutlichen Kapazitätswachstum erfahren. So ist der Anteil am Weltmarkt von 15 % im Jahr 2009 auf 23 % im Jahr 2011 gestiegen. China hat somit in den letzten beiden Jahren Europa als größten Kunststoffproduzenten überholt [48, S. 6], [49, S. 5]. Ein knappes Viertel aller weltweit produzierten Kunststoffe kommt mittlerweile aus China. Die Schwankungsbreiten der restlichen Hauptproduzentenländer (Europa (EU 27+Norwegen und Schweiz), Lateinamerika, Japan, Russland, Rest-Asien) bewegen sich bei ca. 1 % und darunter. Bei den NAFTA-Staaten¹⁹ ist von 2009 auf 2011 ein Produktionsrückgang von 23 auf 20 % zu verzeichnen [48, S. 6], [49, S. 6].

Setzt sich der Trend der letzten Jahre fort, kann im Durchschnitt von einem jährlichen Durchschnittswachstum der weltweit tätigen, kunststoffherstellenden Branche von 5 bis 6 % ausgegangen werden. Dieser jährliche Zuwachs kann auch auf die europäischen Produktionskapazitäten heruntergebrochen werden. [49, S. 5f.] Von 2010 auf 2011 ist der globale Kunststoffmarkt um ca. 6 % gewachsen.

Aus einem Bericht der PlasticsEurope Market Research Group (PEMRG) aus dem Jahr 2011 geht hervor, dass der Kunststoffbedarf einzelner europäischer Länder recht unterschiedlich ausgeprägt ist (vgl. Abbildung 24). Abzüglich der Exporte aus Europa (ca. 11 Mio. t) wird im Jahr 2011 von einem europäischen Bedarf von rund 47 Mio. t ausgegangen. Dies entspricht gegenüber dem Jahr 2010 einer Steigerung von rund 1,1 %. Die größte Nachfrage direkt nach der Gruppe der sonstigen Kunststoffe, die zusammen 20 % ausmachen, entfällt auf die Polypropylenkunststoffe (19 %), gefolgt von der Gruppe der Polyethylenkunststoffe (12 % PE-HD bzw. 17 % PE-LD, PE-LLD) sowie auf Polyvinylchlorid (PVC)-Kunststoffe mit 11 %. [48, S. 7f.]

¹⁹ North American Free Trade Agreement (Nordamerikanische Freihandelszone): Mexiko, Kanada, Vereinigte Staaten

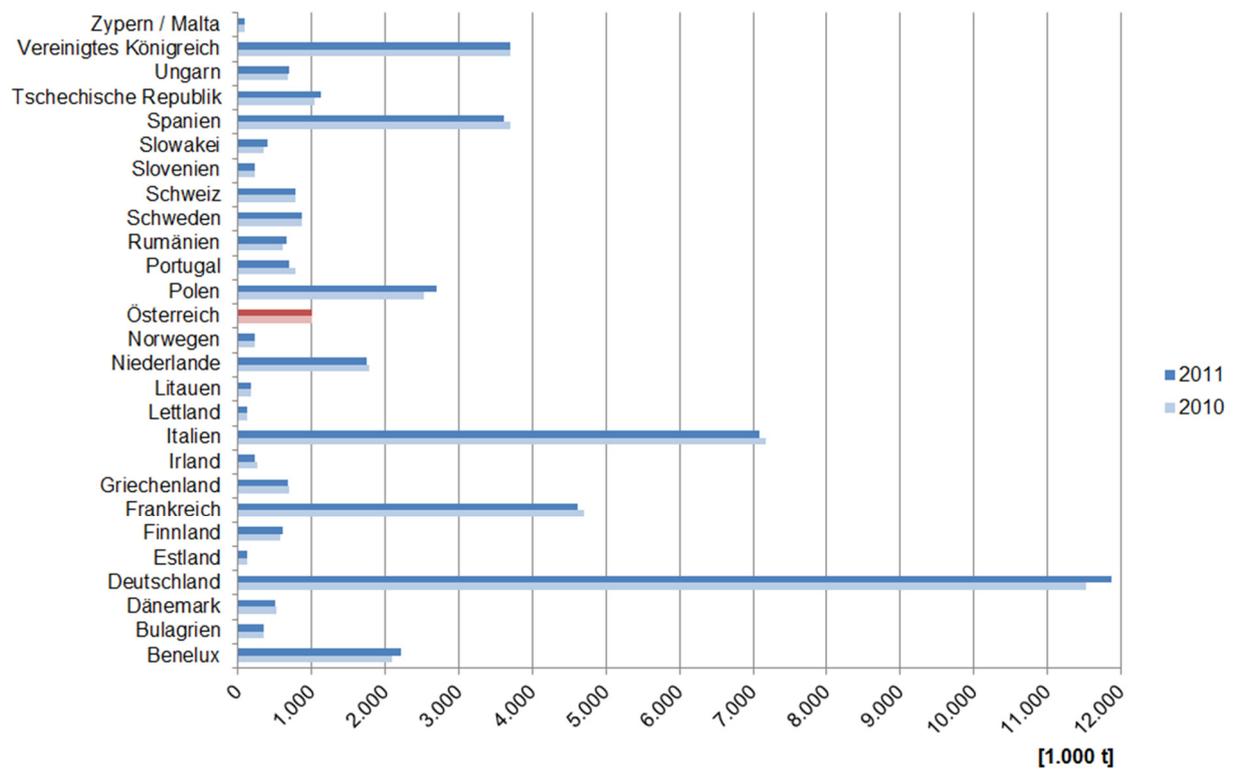


Abbildung 24: Länderspezifischer Kunststoffbedarf in 1.000 t im Jahr 2010 bzw. 2011 [48, S. 6, modifiziert]

Gemäß PlasticsEurope betrug der **Kunststoffbedarf**, d.h. die in **Österreich** in den Jahren 2010 und 2011 verarbeitete Kunststoffmenge je **ca. 1 Mio. t**. In den beiden letzten Jahren hat sich der Kunststoffbedarf in Österreich kaum (Zuwachs < 1 %) verändert. Die Stagnation bei ca. 1 Mio. t ist auch aus Abbildung 24 erkennbar. Unberücksichtigt von dieser Gesamtsumme bleiben Mengen, die sich aus dem Import sowie Export von Kunststoffen zusammensetzen. Darunter fallen auch Importüberschüsse bei befüllten Kunststoffverpackungen und bei Kunststoffteilen, die aus Waren unterschiedlicher Zusammensetzung (z.B. Kunststoffteile in Autos, Elektro- und Elektronikgeräten, Möbeln etc.) resultieren. [48, S. 6], [49, S. 6] Für diese Anteile ist kein aktuelles Datenmaterial vorhanden und betrifft, wie oben beispielhaft angeführt, weniger den kurzlebigen Verpackungsbereich. Nach groben Schätzungen aus dem Jahr 1996 beläuft sich der Anteil an Importüberschüssen nach [50] auf ca. 100.000 t/a. Es kann angenommen werden, dass diese Menge zumindest gleich geblieben bzw. über die letzten Jahre bis heute leicht angestiegen ist. Dieser Anteil findet in den nachfolgenden Hochrechnungen und Darstellungen (beginnend mit Tabelle 6), die vom Fokus her auf den Verpackungsbereich abzielen, keine Berücksichtigung.

Betrachtet man die Menge an Kunststoffen am deutschen Markt, die 2011 aufgerundet ca. 11.900.000 t [48, S. 6] beträgt, so kann unter Bildung des Quotienten²⁰ aus den unterschiedlichen Einwohnerzahlen der Kunststoffbedarf in Österreich näherungsweise

²⁰ Österreich (2011): 8.430.558 Einwohner
 Deutschland (2011): 81.768.000 Einwohner

abgeleitet werden. Dieser beträgt nach diesem Ansatz näherungsweise rund 1.224.000 t und passt ausgehend von ca. 1 Mio. t/a (Basis) unter Einrechnung der Importüberschüsse (100.000 t/a) somit gut ins Bild. In der nachfolgenden Abbildung 25 werden die Import- und Exportflüsse befüllter bzw. leerer Verpackungen sowie der einheimische Konsum dargestellt.

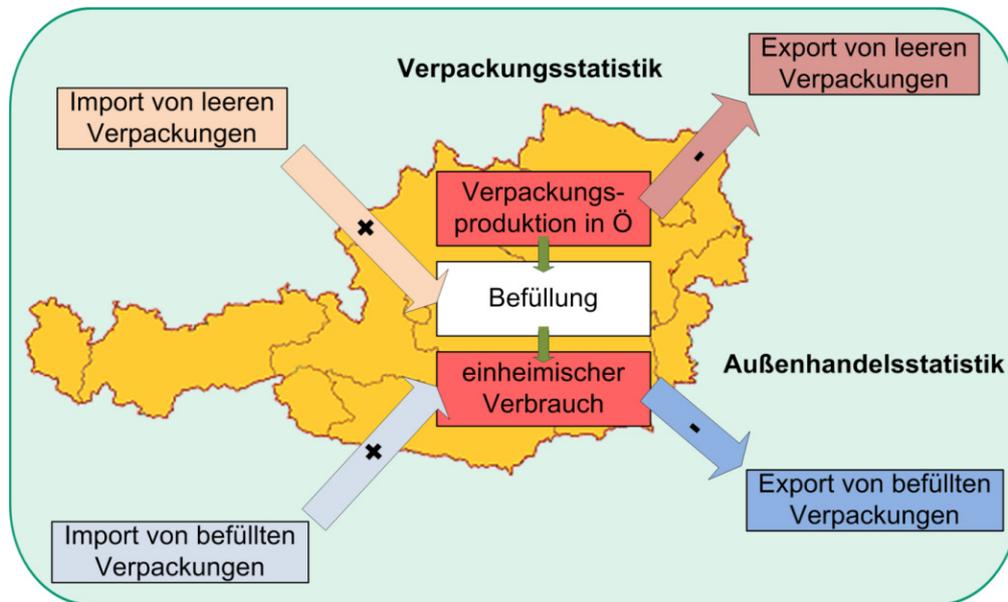


Abbildung 25: Verpackungsmarkt in Österreich

Das Spektrum für den Kunststoffeinsatz ist fast unbegrenzt und wird laufend erweitert. Das größte Einsatzgebiet von Kunststoffen am europäischen Markt weist die Gruppe der **Verpackungsmaterialien** mit **rund 39,4 %** auf. Aus Abbildung 26 ist erkennbar, dass der Sektor Bauwirtschaft und Konstruktion mit einem Anteil von 20,5 % den zweiten Platz, gefolgt vom Automobilbereich (8,3 %) und der E-Industrie (5,4 %), einnimmt. In Klammer sind die Änderungen im Vergleich zu 2010 dargestellt. [48, S. 7]

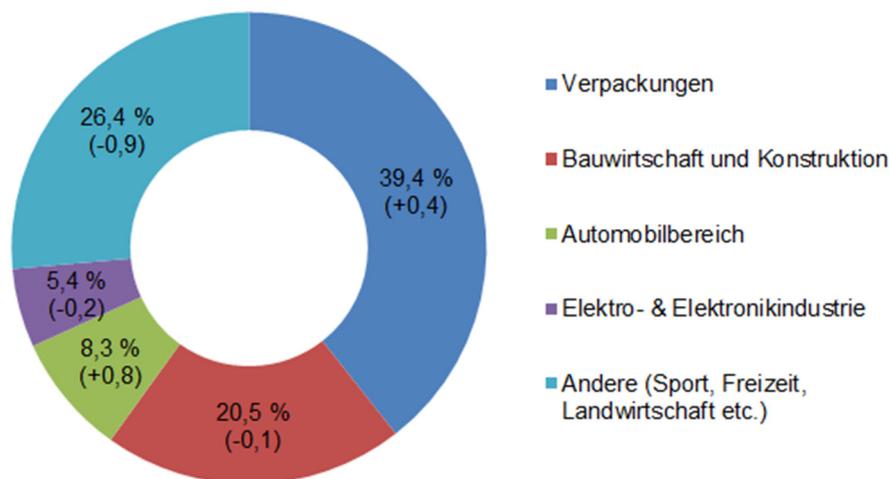


Abbildung 26: Zuordnung der Kunststoffe zu Anwendungsbereichen am europäischen Markt 2011, Angabe in Prozenten [%] [48, S. 7], [49, S. 7]

Während der Zuwachs des Kunststoffeinsatzes in den meisten Anwendungsbereichen im Vergleich zum Jahr 2010 stagnierte, konnte 2011 auf dem Automotivsektor ein 10-prozentiger Zuwachs verzeichnet werden.

Verschiedene Studien die in den letzten Jahren durchgeführt wurden und im Anschluss näher beleuchtet werden, beschäftigten sich intensiv mit dem österreichischen Kunststoffmarkt. Dabei ist zu vorweg zu erwähnen, dass der in Tabelle 6 Kunststoffeinsatz (zweite Spalte von links), basierend auf der in Abbildung 26 dargestellten Verteilung, zweifelsohne nicht der gegenwärtigen Situation in Österreich entspricht. Eine Marktmenge an Kunststoffverpackungen von 394.000 t/a scheint im Vergleich zu den anderen Quellen über 40 % erhöht.

Ein Bericht über die Klimaschutzpotenziale beim forcierten Einsatz biogener und konventioneller Kunststoffe [51] weist für die Hauptanwendungsgebiete 2007, die in der dritten Spalte von links dargestellten Mengen auf. Nach einer 2006 erschienenen Studie²¹ über die Kunststoffabfallströme in Österreich und Polen [52], [53] (basierend auf zwei Studien von Consultic (2004) und GUA (2000)) setzt sich die Marktmenge bezogen auf das Jahr 2004 in Österreich, wie in der letzten Spalte beleuchtet, zusammen.

Tabelle 6: Einsatz von Kunststoffen in verschiedenen Anwendungsbereichen österreichweit [48, S. 7], [52, S. 35], [50], [51, S. 14]

Anwendungsbereich	Marktmenge 2010 Hochrechnung ^I [t]	Marktmenge 2007 [t]	Marktmenge 2004 [t]
Verpackungen	394.000 ^{II}	269.000	265.000
Bauwirtschaft und Konstruktion	205.000 ^{III}	249.800	265.000
Automobilbereich	83.000 ^{III}	84.600	71.000
Elektro- & Elektronikindustrie	54.000 ^{III}	72.700	85.000
Haushaltsbereich	264.000 ^{III} (Sonstige Anwendungen)	54.000	54.000
Möbel		43.200	82.000
Landwirtschaft		27.000	31.000
Medizinischer Bereich		18.400	8.000
Andere Anwendungen (z.B. für Schuhwerk)		12.100	265.000 ^{IV}
Sonstiges		169.300	159.000
Gesamt	1.000.000	1.000.000	1.285.000

^I Hochrechnung berechnet nach Abbildung 26 basierend auf der prozentualen Aufteilung gemäß Plastics Europe (2010).

^{II} Basis 1.000.000 t; Anmerkung: Die Jahrestonnage liegt deutlich über der österreichischen Marktmenge in diesem Segment.

^{III} Importüberschüssen von insgesamt 100.000 t/a wurden nicht berücksichtigt.

^{IV} Nicht näher beschriebene Summe an „Non-plastic applications“.

²¹ Masterarbeit an der TU Wien.

In den einzelnen Bereichen ist, wie aus Tabelle 6 ersichtlich, eine gewisse Streuung zu beobachten. Dies ist einerseits damit verbunden, dass je nach Studie eine andere Gruppierung, d.h. die Zuordnung des Kunststoffaufkommens zu den einzelnen Anwendungsbereichen (erste Spalte), getroffen wurde. Andererseits wurde der Bilanzierungsraum, wie im Fall der „Non-plastic applications“ mit 265.000 t aus [52], im Vergleich zu den anderen beiden Studien weiter gefasst. Daraus ergibt sich auch die Abweichung in der Gesamtsumme.

Bei der Aufteilung im Jahr 2010 (zweite Spalte in Tabelle 6) liegt die Annahme zugrunde, dass sich die Verteilung der Haupteinsatzgebiete bzw. Anwendungsbereiche von Kunststoffen in Österreich ähnlich verhält wie im Rest Europas. Die vorher beschriebenen Importüberschüsse von rund 100.000 t/a bleiben unberücksichtigt. Aus diesem Grund ergeben sich mit Ausnahme bei Verpackung und der Gruppe der Sonstigen Anwendungen im Vergleich zu den Literaturdaten aus dem Jahr 2007 niedrigere Teilsummen je Sektor.

Eine von der ARA AG in Auftrag gegebene Analyse zum Mengenaufkommen an Verpackungskunststoffen [54, S. 19] weist für 2009 ein Gesamtaufkommen (Bandbreite) von 259.500 und 274.500 t (Mittelwert 2009: 267.000 t; entspricht 100 %) aus. In der Fortschreibung dieser Studie liegt die Bandbreite für das Jahr 2010 zwischen 270.000 und 275.000 t (Mittelwert 2010: 272.500 t; entspricht 100 %) [55, S. 37]. Das hier dargestellte Aufkommen an Kunststoffverpackungen passt somit gut zu den Mengenangaben aus Spalte drei und vier in Tabelle 6. Wird in den o.a. Studien das Aufkommen der Fraktion „Kunststoffe klein²²“, zu denen u.a. Verpackungen aus dem Lebensmittelbereich und Getränkeverpackungen (PET-Flaschen) zählen, im Detail betrachtet, so beläuft sich diese Menge im Jahr 2009 auf 167.700 bis 172.700 t (Mittelwert 2009: 170.200 t bzw. 64 %) [54, S. 32] und im Jahr 2010 auf ca. 180.000 bis 190.000 t (Mittelwert 2010: 185.000 t bzw. 68 %) [55, S. 37]. Der andere Teil, 91.800 bis 101.800 t im Jahr 2009 (Mittelwert: 96.800 t bzw. 36 %) bzw. 80.000 bis 90.000 t im Jahr 2010 (Mittelwert: 85.000 t bzw. 31 %) entfällt auf die Gruppe „Kunststoffe Groß²³“.

Unter Einbeziehung von [52], [51], [54] und [55] kann davon ausgegangen werden, dass das **Gesamtaufkommen von Verpackungskunststoffen in Österreich** sich gegenwärtig auf **ca. 275.000 t/a (27,5 %)**, bei einer Gesamtmarktmenge an Kunststoffen von ca. 1 Mio. t/a, beläuft. Dieses Mengenaufkommen (Befund) bietet auch die Basis für die weiteren Ausführungen und Schlussfolgerungen in dieser Arbeit.

Ausgehend vom Bedarf an Verpackungskunststoffen können gemäß PlasticsEurope [48, S. 8] die Anteile der Kunststoffarten am europäischen Markt wie folgt eingeteilt werden (vgl. Abbildung 27). In Klammer ist jeweils die Veränderung im Vergleich zu 2010 dargestellt.

²² Nicht näher erläuteter berichtsinterner Begriff.

²³ Nicht näher erläuteter berichtsinterner Begriff.

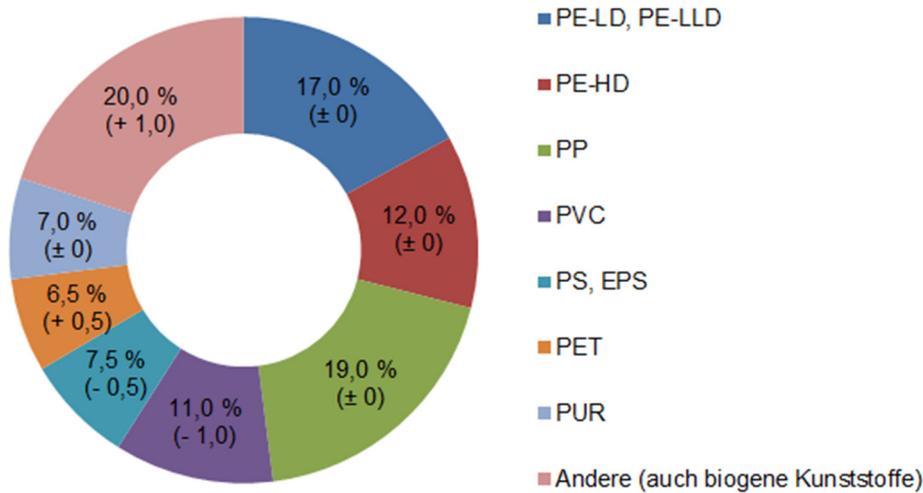


Abbildung 27: Nachgefragte Arten von Verpackungskunststoffen am europäischen Markt 2011, Angabe in Prozenten [%] [48, S. 8], [49, S. 7]

In Mengen ausgedrückt, ergibt die in Abbildung 27 gezeigte Verteilung, folgende Darstellung (vgl. Abbildung 28).

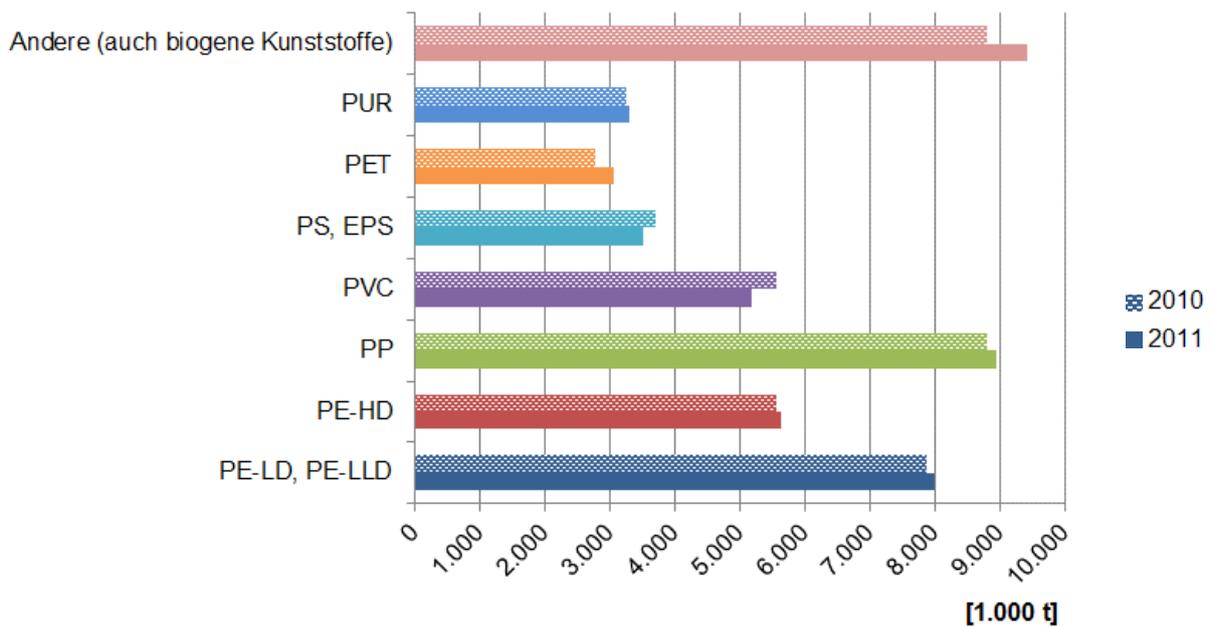


Abbildung 28: Vergleich der nachgefragten Kunststoffmengen am europäischen Markt, Angabe in Tonnen [t] [48, S. 8], [49, S. 7]

Für den österreichischen Verpackungsmarkt können die die folgenden Gruppen als relevant angesehen werden:

- PE-LD/PE-LLD,
- PE-HD,
- PP,
- PVC,
- PS,
- EPS,
- PET;

Die Aufteilung wird aus einer Studie der Fa. **denkstatt GmbH** [56, S. 25], die 2010 insgesamt sieben Fallstudien zu Kunststoffverpackungen in Modellen ausgewertet hat, übernommen. Die Studie berücksichtigt nur jene Kunststoffsorten, die auch für den Verpackungsbereich interessant sind. Da die prozentuale Verteilung der Verpackungsarten dieser zitierten Studie im Wesentlichen auf einer 2009 erschienenen Studie von **PlasticsEurope** basiert und hier ein Verpackungsanteil von 26,9 % am Gesamtkunststoffaufkommen angenommen wurde, werden in Tabelle 7 die Marktanteile für das Jahr 2010, die sich in Summe auf 27,5 % belaufen, entsprechend aktualisiert. Das Verhältnis der Gruppen zueinander bleibt davon unberührt.

Da exakte Angaben über die durchschnittlichen Verweildauern von Kunststoffverpackungen am österreichischen Markt aufgrund der individuellen Lebensdauer von Verpackungsmaterialien und unter Einbeziehung von nicht kontrollierbaren Exporten äußerst schwer zu treffen sind, wird davon ausgegangen, dass nahezu 100 % des jährlichen Kunststoffverpackungsaufkommens wieder als Abfall anfallen. Dies ist zulässig, da aufgrund fehlender Daten über den Rücklauf von (Lebensmittel-)verpackungen ohnehin eine gewisse Streuung existiert. Hinzu kommt, dass die meisten Mengenangaben für die in Verkehr gebrachten Kunststoffverpackungen auf Schätzungen basieren und die Daten mit mehr oder weniger großen Unsicherheiten behaftet sind. Es wird in weiterer Folge aber versucht, die anschließenden Hochrechnungen mit verfügbaren, belastbaren Daten auf Plausibilität zu überprüfen. Die Mengen- bzw. Prozentangaben in den folgenden Tabellen sind aus Gründen der Lesbarkeit auf 100 t gerundet. Für Berechnungen werden die in der entsprechenden Literatur angegebenen Originalwerte (meist auf Schätzungen basierend) herangezogen. Somit wird die Fortpflanzung von Rundungsfehlern und daraus resultierenden Abweichungen vermieden. Die Originalberechnungen befinden sich in Tabelle I bis Tabelle V in Anhang D.

Tabelle 7: Kunststoffverpackungen unterteilt in Produktgruppen bezogen auf das Jahr 2010
[51, S. 15ff., modifiziert]

Verpackungsart	Marktmenge gerundet ¹ [t]	Marktanteil [%]
Kleinverpackungen	20.500	2,0
Getränkeflaschen (PET)	41.600 ³	4,2
Sonstige Flaschen	16.300	1,6
Sonstige starre Verpackungen	84.600	8,4
Schrumpf- und Stretchfolien	28.800	2,9
Tragetaschen	8.800	0,9
Sonstige (flexible) Verpackungen	74.500	7,4
Gesamt	275.000	27,4²

¹ Teilmengen auf 100 t gerundet (Summe: 275.000 t).

² Ausgangswert 27,5 %, Rundungsfehler können sich beim Aufsummieren der gerundeten Teilergebnisse ergeben.

³ Laut Statistik der WKÖ wird 2010 von einer Marktmenge von 43.300 t (+4 %) ausgegangen.

Insbesondere die in Verkehr gesetzten, gesammelten und stofflich bzw. thermisch verwerteten Mengen an PET-Getränkeflaschen sind in Österreich durch die Berichte der Wirtschaftskammer Österreich (WKÖ) gut dokumentiert. Vergleicht man die hochgerechneten PET-Marktmengen aus dem Getränkeflaschenbereich aus Tabelle 7 mit aktuell verfügbaren Daten der WKÖ über in Verkehr gebrachte Getränkeverpackungen, so stimmen diese gut überein. Die WKÖ gibt für 2010 eine in Verkehr gebrachte PET-Flaschenmenge von 43.300 t [57, S. 26] an. Diese ist nur um rund 4 % höher als der in Tabelle 7 errechnete Menge. Für die weitere Berechnung wird die Mengenangabe der WKÖ übernommen. Bei den Stoffstromdarstellungen in Kapitel 6.8 wird aus bilanztechnischen Gründen (Ausgangsbasis Gesamtverpackungen: 275.000 t) der in Tabelle 7 angegebene Menge von 41.600 t PET-Getränkeflaschen übernommen.

Betrachtet man die Angaben der WKÖ im Detail, so wurden von den 43.300 t PET-Getränkeflaschen rund 74,2 % (32.161 t) über Sammelsysteme der ARA AG (29.333 t) und andere (2.828 t) erfasst. Rund 78 % der insgesamt gesammelten PET-Flaschen wurden einer stofflichen Verwertung zugeführt, dies entspricht einer stofflichen Verwertungsquote von ca. 58 % der gesamten Marktmenge. [57, S. 26] Zahlen für 2011 waren zum Zeitpunkt der Recherche noch nicht veröffentlicht.

Die Menge an Serviceverpackungen (Tragetaschen) beläuft sich nach Tabelle 7 auf rund 8.800 t. Diese Menge erscheint bei kritischer Betrachtung und unter Berufung auf verschiedene Quellen, wie dies in weiterer Folge in Kapitel 4.4.1 beschrieben wird, um rund 5 bis 25 % zu hoch. Realistische Schätzungen gehen von einer Streuung zwischen 7.000 t/a [58, S. 12], [59, S. 8] und maximal 8.400 t/a [60, S. 7] aus.

Laut Angaben der Fachzeitschrift PackReport verbuchen Tragetaschen und Serviceverpackungen den größten Marktanteil beim Einsatz von Biokunststoffen. Abgesehen davon erfahren flexible und starre Verkaufsverpackungen für Obst und Gemüse und andere

Frischeprodukte auf biogener Basis einen regelrechten Boom. Dagegen ist die derzeitige Nachfrage bei Verkaufsverpackungen für den Non-Food-Bereich noch vergleichsweise bescheiden. [61, S. 40]

Teilt man die Kunststoffverpackungsgruppen (vgl. Tabelle 7) nach ihrer Materialart ein, so kann laut [51, S. 23] auf folgende Verteilung geschlossen werden (vgl. Tabelle 8).

Tabelle 8: Massenanteile der einzelnen Kunststoffsorten an der jeweiligen Verpackungsart [51, S. 23]

Verpackungsart	PE-LD [%]	PE-HD [%]	PP [%]	PVC [%]	PS [%]	EPS [%]	PET [%]
Kleinverpackungen	2	41	36	4	11	-	6
Getränkeflaschen (PET)	-	-	-	-	-	-	100
Sonstige Flaschen	3	70	14	1	-	-	12
Sonstige starre Verpackungen	-	41	32	-	21	6	-
Schrumpf- und Stretchfolien	100	-	-	-	-	-	-
Tragetaschen	100	-	-	-	-	-	-
Sonstige (flexible) Verpackungen	72	-	22	3	3	-	-

Anhand der Angaben aus Tabelle 7 und Tabelle 8, die sich einerseits auf Mengen, andererseits auf die prozentuale Verteilung beziehen, können in der nachfolgenden Tabelle 9 die absoluten Mengen der einzelnen Kunststoffsorten je Verpackungsart dargestellt werden.

Tabelle 9: Kunststoffmengen verteilt auf die jeweilige Verpackungsart (gerundet)

Verpackungsart	PE-LD [t]	PE-HD [t]	PP [t]	PVC [t]	PS [t]	EPS [t]	PET [t]
Kleinverpackungen	400	8.400	7.400	800	2.300	-	1.200
Getränkeflaschen (PET)	-	-	-	-	-	-	43.300
Sonstige Flaschen	500	11.400	2.300	160	-	-	2.000
Sonstige starre Verpackungen	-	34.700	27.000	-	17.800	5.100	-
Schrumpf- und Stretchfolien	28.800	-	-	-	-	-	-
Tragetaschen	8.800	-	-	-	-	-	-
Sonstige (flexible) Verpackungen	53.700	-	16.400	2.200	2.200	-	-
Summe¹	92.100	54.500	53.100	3.160	22.200	5.100	46.500
Gesamt (gerundet)²	276.660						

¹ Rundungsfehler können sich beim Aufsummieren der gerundeten Teilergebnisse ergeben.

² Gesamtsumme beläuft sich laut Tabelle 7 auf 275.000 t.

Werden Statistikdaten der eurostat aus dem Jahr 2009 über die erfassten (gesammelten) Kunststoffverpackungen herangezogen und von einer (stofflichen) Recyclingrate von 32,7 % [62] (2009, vgl. Tabelle 33) ausgegangen, so kann in Anlehnung an [51, S. 30] und [57, S. 26] eine Aufteilung nach Produktgruppen (Verpackungsarten), wie in Tabelle 10 bzw. Tabelle 11 dargestellt, erfolgen.

Tabelle 10: Abschätzung der prozentualen Verteilung der recycelten Mengen an Kunststoffverpackungen in Österreich [51, S. 30]¹, [57, S. 26]², [62]³

Verpackungsart	Recycling-rate [%]	PE-LD [%]	PE-HD [%]	PP [%]	PVC [%]	PS [%]	EPS [%]	PET [%]
Kleinverpackungen	32,7 ³	15 ¹	-	15 ¹				
Getränkeflaschen (PET)		-	-	-	-	-	-	58 ²
Sonstige Flaschen		50 ¹	50 ¹	50 ¹	50 ¹	-	-	50 ¹
Sonstige starre Verpackungen		-	20 ¹	20 ¹	-	20 ¹	20 ¹	-
Schrumpf- und Stretchfolien		65 ¹	-	-	-	-	-	-
Tragetaschen		35 ¹	-	-	-	-	-	-
Sonstige flexible Verpackungen		20 ¹	-	20 ¹	20 ¹	20 ¹	-	-

Tabelle 11: Abschätzung der je nach Materialtyp recycelten Mengen an Kunststoffverpackungen in Österreich (gerundet auf 10 t)

Verpackungsart	Recycling-menge [t]	PE-LD [t]	PE-HD [t]	PP [t]	PVC [t]	PS [t]	EPS [t]	PET [t]
Kleinverpackungen	89.930	60	1.260	1.110	120	340	-	180
Getränkeflaschen (PET)		-	-	-	-	-	-	25.110
Sonstige Flaschen		240	5.700	1.140	80	-	-	980
Sonstige starre Verpackungen		-	6.940	5.410	-	3.550	1.020	-
Schrumpf- und Stretchfolien		18.700	-	-	-	-	-	-
Tragetaschen		3.080	-	-	-	-	-	-
Sonstige flexible Verpackungen		10.730	-	3.280	450	450	-	-
Summe¹	-	32.820	13.890	10.940	650	4.340	1.020	26.280

¹ Rundungsfehler können sich beim Aufsummieren der gerundeten Teilergebnisse ergeben.

Unter Berücksichtigung der WKÖ-Angaben über die in Verkehr gesetzte Menge an PET-Getränkeflaschen, die im Jahr 2011 43.300 t betragen hat, liegt die stoffliche Verwertungsquote in Österreich bei 58 % [57, S. 26] und entspricht laut dieser Quelle ca. 25.170 t. Im Vergleich dazu liefert die Berechnung in Tabelle 11 einen ähnlichen Wert von 25.110 t.

3.5.2 Biokunststoffe

Derzeit ist der Marktanteil von biologisch abbaubaren bzw. nicht abbaubaren Biokunststoffverpackungen im europäischen Raum noch relativ gering. Im Wesentlichen tragen die drei Verbände **PlasticsEurope**²⁴, **Industrievereinigung Kunststoffverpackungen (IK)**²⁵ und **European Bioplastics (EuBP)**²⁶ zur Schaffung von Informationen im Bereich des Aufkommens von Biokunststoffen in Europa bei. Schätzungen gehen davon aus, dass im Jahr 2007 in Europa zwischen **70.000** und **100.000 t** an **Biokunststoffen** (nicht nur aus dem Verpackungsbereich) verbraucht wurden [63, S. 14]. Aussagen, die den deutschen Verpackungsmarkt betreffen, sind weiter unten im Detail ausgeführt und gehen von einem **Biokunststoffanteil** von **unter einem Prozent des Gesamtverpackungsaufkommens** aus. Umgelegt auf die Leichtverpackungssammelmenge der österreichischen ARA AG im Jahr 2011, die rund 182.363 t an Leichtverpackungen betragen hat, würde dies einer Menge von etwas mehr als 1.800 t entsprechen. Aus internen Berichten der ARA AG über das Verpackungsaufkommen in Österreich aus den Jahren 2009 und 2010 wird das jährliche Aufkommen von **Packstoffen auf biologischer Basis**²⁷ mit **430 bis 600 t (2009)** bzw. mit **565 bis 580 t (2010)** beziffert. Die Mengen sind in den letzten Jahren relativ konstant geblieben. Nach neuen Hochrechnungen der **ARA AG**, die auf den Lizenzmengen aus dem Jahr 2011 beruhen, beläuft sich die Marktmenge von **Packstoffen auf biologischer Basis** in Österreich (größtenteils aus dem Verpackungsbereich und durch kommunale Sammelsysteme erfasst) auf **ca. 750 t**. Zu beachten gilt, dass unter die Gruppe der Packstoffe auf biologischer Basis auch z.B. Kork und andere Materialien biogenen Ursprungs geführt werden. Somit ist die tatsächliche Menge an Biokunststoffen in der Fraktion „Packstoffe auf biogener Basis“ nur schwer schätzbar. Ausgehend von einer Lizenzmenge von ca. 750 t beträgt der **Anteil an Biokunststoffen** nach Schätzungen der ARA AG ca. 2/3, d.h. rund **500 t**. Der Rest (ca. 250 t) entfallen demnach auf Korkmaterialien. [64] J. Zimmermann, Geschäftsführer der Fa. **NaKu** schätzt, dass der Biopolymermarkt in Österreich zu jeweils der **Hälfte aus PLA- und TPS-Materialien** zusammensetzt. Die in Verkehr gesetzte Menge je Kunststoffart beläuft sich nach seinen Schätzungen gegenwärtig auf ca. 350 t/a. Dies entspricht einem **Gesamtaufkommen von ca. 700 t/a** und liegt von der

²⁴ <http://www.plasticseurope.org>

²⁵ <http://www.kunststoffverpackungen.de>

²⁶ <http://en.european-bioplastics.org>

²⁷ inkl. Kork und andere Materialien biogenen Ursprungs.

Größenordnung her gesehen etwa im Bereich der Angaben der ARA AG. [65] Im Vergleich dazu wird in Deutschland im Jahr 2007 das Marktaufkommen an Biopolymerwerkstoffen (nicht nur Verpackungsbereich) laut Experten auf 15.000 t geschätzt. Bei 90 % (ca. 13.500 t) handelt es sich auch tatsächlich um Biopolymerwerkstoffe. Rund 70 % davon (9.450 t) sind Biopolymeren auf Stärkebasis gefolgt von PLA-Materialien. [47, S. 98] Andere Quellen [1, S. 74] gehen im Jahr 2009 in Deutschland von einem Marktanteil von ca. 0,5 % (ca. 13.200 t) an Verpackungen aus Biokunststoffen aus. Zu diesem Ergebnis kommt eine ifeu-Studie, die im Herbst 2012 veröffentlicht wurde. Hier wurde der Anteil an Biokunststoffverpackungen in Deutschland im Jahr 2009 mit unter 0,5 % abgeschätzt, wobei sich dieser im Zeitraum von 2011 bis 2015 auf 1 bis 2 % erhöhen soll. Dies betrifft vor allem Serviceverpackungen (Tragetaschen, Kontenbeutel), Getränkeflaschen, Schalen und Joghurtbecher [63, S. 15]. Im Vergleich dazu beträgt in Deutschland das Aufkommen an Kunststoffverpackungen rund 2,645 Mio. t. [66, S. 5]. Insgesamt lässt sich das mögliche Ausmaß eines größeren Marktimpulses in unmittelbarer Zukunft nicht exakt quantifizieren. [43, S. 18ff.]

Das aktuelle Marktvolumen von PLA-Biokunststoffen in Österreich wird sich gemäß einer Schätzung von J. Zimmermann, Geschäftsführer der Fa. NaKu, von gegenwärtig ca. 350 t bis zum Anfang der nächsten Dekade nahezu verzehnfacht haben (bis zu 3.000 t im Jahr 2020). [65]

Hohe Wachstumsraten sind neben dem Einsatz als Agrarfolie in der Landwirtschaft in Zukunft auch den Verpackungsmärkten zuzuschreiben. Hier werden Biokunststoffe vor allem im Bereich von Lebensmittelverpackungen (Folien und Flaschen) und Serviceverpackungen (Kunststofftragetaschen), aber auch als Beschichtung von Papier- und Kartonagenverbunden sowie als Blisterverpackungen im Obst- und Gemüsebereich Marktanteile erobern. Zudem wird diese Werkstoffgruppe verstärkt für (Bio-)Abfallsäcke, Blumentöpfe, Netze für Obst- und Gemüse und Trays eingesetzt werden. Verpackungshilfsmittel wie Loose Fill Chips werden heute bereits aus biologisch abbaubaren Polymeren hergestellt. [61, S. 40] Die nachfolgende Abbildung 29 aus dem Jahr 2008 soll anhand der vorangegangenen Entwicklung der letzten Jahre und den prognostizierten weltweiten Produktionskapazitäten das rasante Wachstum von Biopolymeren verdeutlichen.

Eine Marktanalyse der deutschen Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.²⁸ definiert vier Marktsegmente für stärkebasierte Biopolymere [47, S. 97]:

- Verpackungen in der Lebensmittelindustrie,
- Mulchfolien und Pflanztöpfe im Garten-/Landschaftsbau,
- Dauerhafte Produkte in der Konsumgüterindustrie,
- Interieurwendungen in der Automobilindustrie;

²⁸ <http://www.fnr.de>

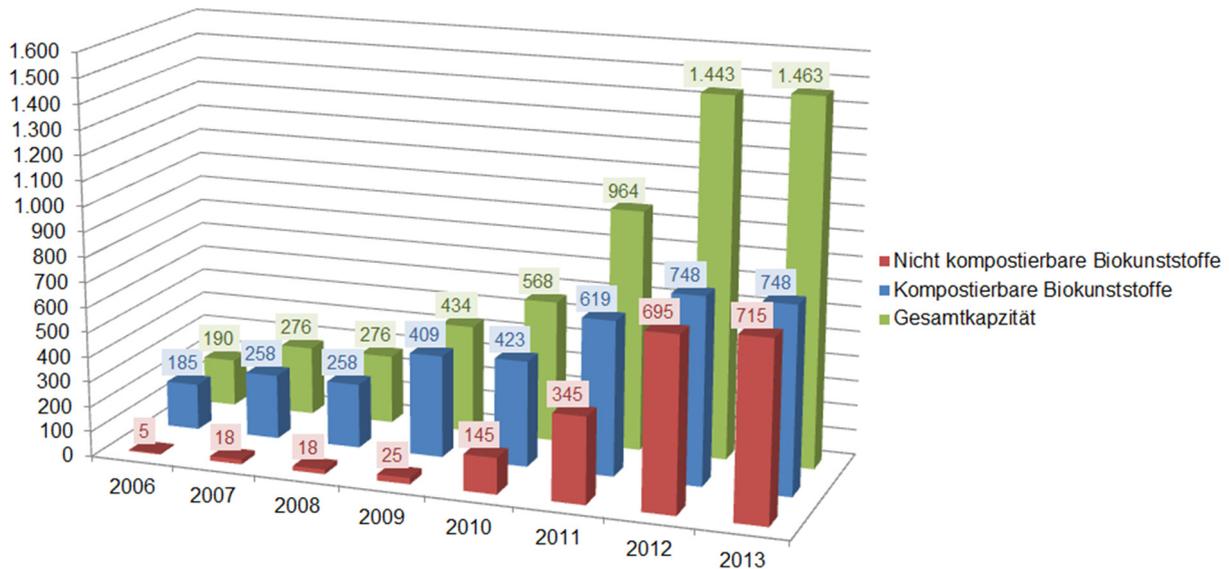


Abbildung 29: Globale Wachstumsraten bei Biokunststoffen, Angaben in 1.000 t [67, S. 19], [68]

Je nach zitierter Literaturquelle und dem Jahr der Erstellung differieren die Angaben in Bezug auf die fortschreitende rasante Entwicklung der Biopolymere. Bei der Datenerhebung ist zwangsläufig eine gewisse Unschärfe zu beobachten, die sich aus den vielfältigen Hersteller-Verarbeiter-Kunden-Beziehungen und den dahinter stehenden spezifischen Lieferbedingungen ergibt. Aus Vertraulichkeitsgründen ist es oftmals nicht möglich, bei den Produzenten Mengenangaben zu deren Produkten abzufragen. Doppelzählungen in den Angaben können somit auch nicht immer ausgeschlossen werden. [43, S. 18] Um dieser Unsicherheit zu begegnen und um belastbare Daten über das Mengenaufkommen von Biopolymeren zu generieren, wurde im Mai 2011 erstmals von der **Fachhochschule Hannover** die globale Entwicklung am Sektor der Biopolymere zusammen mit **European Bioplastics** [68], dem Interessensverband der europäischen Biopolymerindustrie, dargestellt. Im Oktober 2012 erfolgte ein Update, basierend auf der Marktmenge von 2011²⁹. In einer Prognose wird das weltweite Mengenaufkommen von Biokunststoffen für das Jahr 2016 abgeschätzt. Der positive Zuwachs bei der Mengenentwicklung von 2009 bis 2011 ist auch aus Abbildung 31 deutlich erkennbar. Bis 2016 ist im Vergleich zu heute mit einer Verfünffachung der weltweiten Produktionskapazitäten für Biokunststoffe zu rechnen.

Der weltweite Einsatz von Biokunststoffen ist neben diversen technischen Anwendungen, wobei hier vor allem Nischen bedient werden, vorwiegend dem Verpackungsbereich und der Produktion von (Getränke-)flaschen zuzuordnen. Dies geht auch aus einer auf dem Jahr 2011 basierenden Marktstudie der Fachhochschule Hannover (Institut für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe) hervor, deren Ergebnisse in Abbildung 30 dargestellt sind. Danach

²⁹ Anmerkung: Anfang 2013 ist zusammen mit European Bioplastics die Veröffentlichung von aktuellen Daten was die weltweiten und regionalen Produktionskapazitäten, die Hersteller von Biokunststoffen sowie die Materialtypen, Einsatzfelder, usw. betrifft, geplant.

beläuft sich die weltweite Einsatzmenge von Biokunststoffen im Jahr 2011 insgesamt auf etwas mehr als 1,16 Mio. t (vgl. Abbildung 30 und Abbildung 31). Biologisch abbaubare Biopolymere sind neben dem Catering vorwiegend im landwirtschaftlichen Einsatz bzw. im medizinischen Bereich zu finden (vgl. blaue Umrahmung). Der Anwendungssektor für (Getränke-)Flaschen setzt sich derzeit überwiegend aus den Materialien PLA und Bio-PET (vgl. Kapitel 4.4.5.1) zusammen. Hier kommen vermehrt sogenannte Drop-in-Lösungen zum Einsatz, d.h. petrobasierte Einsatzstoffe werden gezielt durch nachwachsende Rohstoffe ersetzt, ohne dass sich hierbei die Kunststoffart bzw. das damit verbundene Eigenschaftsprofil ändert.

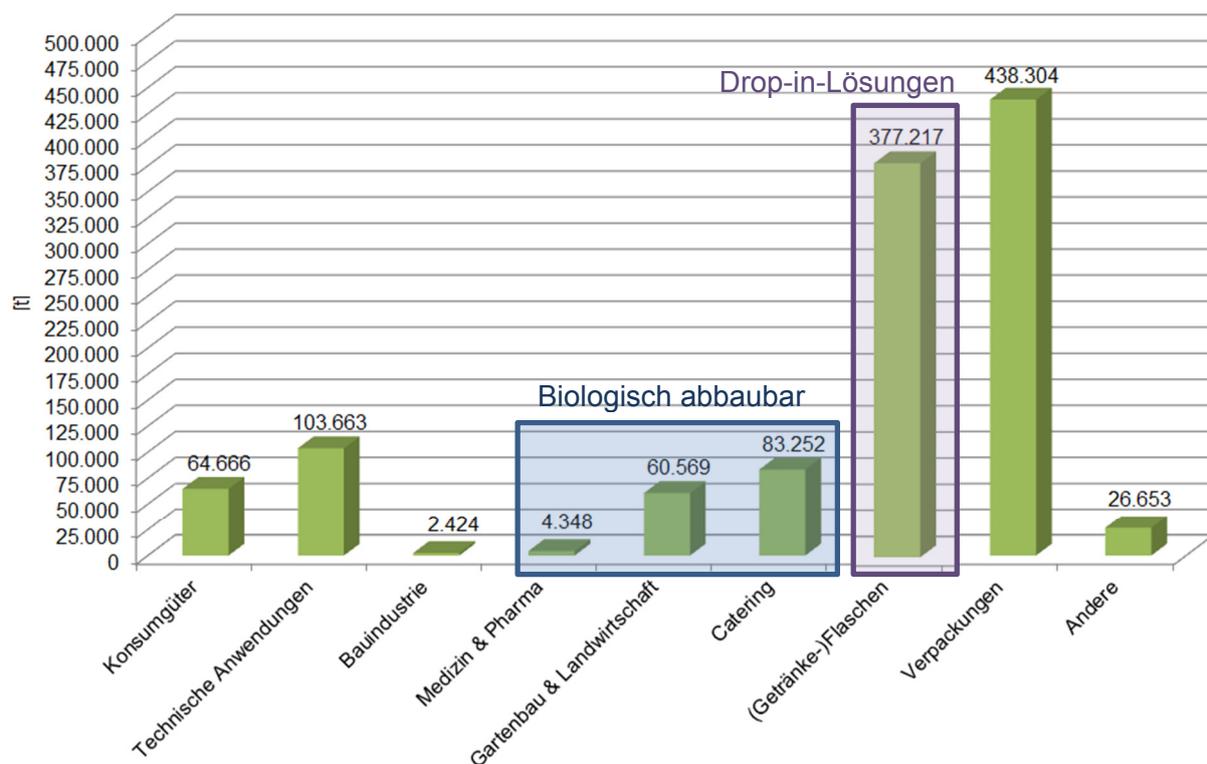


Abbildung 30: Einsatzgebiete Biopolymere 2011 [1, S. 6, modifiziert]

Insbesondere bei den Massenkunststoffen wie PE und PET, die auf nachwachsender Rohstoffbasis hergestellt werden, biologisch jedoch nicht abbaubar sind, wird ein starker Marktzuwachs prognostiziert. Betrachtet man alleine die Produktion von PET-Getränkeflaschen, so wird die Produktionskapazität von teil-biobasiertem PET (Bio-PET) bis zum Jahr 2016 weltweit auf über 4,6 Mio. t anwachsen. Bereits heute umfasst die PET-Produktion aus z.T. nachwachsenden Rohstoffen rund 40 % aller Biokunststoff-Produktionskapazitäten. 2016 wird der Anteil bei 80 % liegen. Biobasiertem PE (Bio-PE) wird ein Kapazitätzuwachs auf rund 250.000 t/a vorausgesagt. Dies entspricht etwa 4 % der weltweiten PE-Produktionskapazität. Bei den bioabbaubaren Polymeren werden zukünftig PLA (derzeit ca. 298.000 t) und PHA (derzeit ca. 142.000 t) zu den führenden Wachstumsträgern zählen. Steigerungen zwischen 50 bzw. 550 % sind möglich. Allgemein werden die Produktionskapazitäten bei biologisch abbaubaren Biokunststoffen laut H. von Pogrell, Geschäftsführer von European Bioplastics, um zwei Drittel steigen. [69, S. 15]

In einer Studie der Ceresana Research [70] aus dem Jahr 2011 wird bei Biokunststoffen weltweit von einem jährlichen Wachstum von 17,8 % ausgegangen. Bis 2018 soll der globale Umsatz bei Biopolymeren bei ca. 2,8 Mrd. US\$ liegen. Innerhalb von Europa wird es laut einer Einschätzung von Frost & Sullivan [71] aus dem Jahr 2010 zwischen 2009 und 2016 zumindest zu einer Verdreifachung des Wachstums am europäischen Markt für Biokunststoffverpackungen kommen. In monetären Einheiten ausgedrückt entspricht dies einer Umsatzsteigerung von 142,8 Mio. Euro (2009) auf 475,5 Mio. Euro (2016).

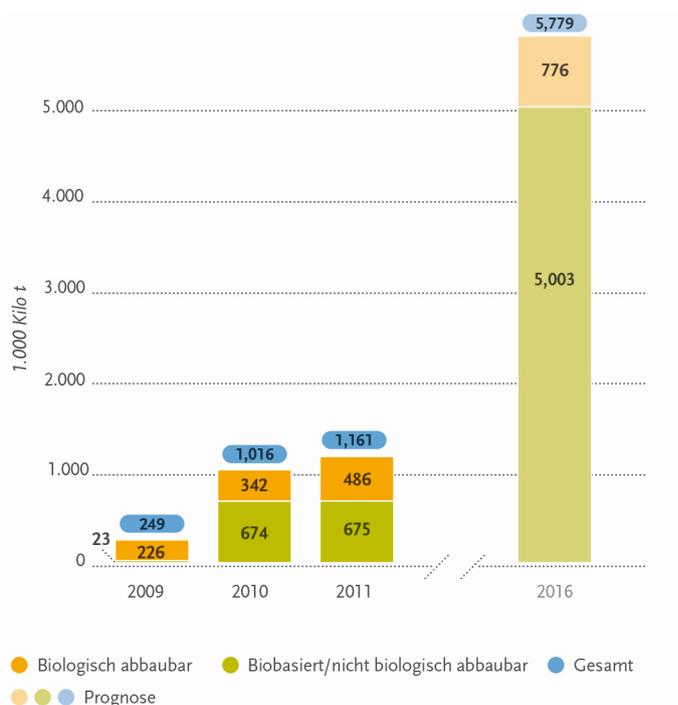


Abbildung 31: Entwicklung der globalen Produktion von Biopolymeren (Stand: Oktober 2012) [72]

Betrachtet man das **europäische Marktgeschehen im Bereich der Biopolymere**, so kann **im Jahr 2011** von einer **Produktionskapazität von ca. 215.000 t** ausgegangen werden. Dies deckt sich auch mit den Angaben aus einer aktuellen Marktstudie von Frost & Sullivan, der zu Folge der europäische Markt für Biopolymerverpackungen von 142,8 Mio. € (2009) auf 475,5 Mio. €. (2016) zulegen soll, was wiederum einer Verdreifachung entspricht [43, S. 22]. **Weltweit** gesehen wurden **im Jahr 2011** (siehe oben) etwas weniger als **1,2 Mio. t Biopolymere** hergestellt. Die Aufteilung der globalen Biokunststoff-Produktionskapazitäten bezogen auf das Jahr 2011 ist aus Abbildung 32 erkennbar. Europa nimmt hier nach dem asiatischen Raum und Südamerika den dritten Platz ein. Der Kontinent Südamerika, u.a. der Staat Brasilien, der weltweit führend in der Zuckerrohrproduktion³⁰ ist, zählt mit einer jährlichen Produktionskapazität von über 380.000 t an Biokunststoffen mit Abstand zu den Hauptproduzenten. Wie aus Tabelle 4 ersichtlich und bereits in Kapitel

³⁰ 420.121.000 t/a (2005)

3.4.2.5 erwähnt, bildet Zucker bzw. das Nebenprodukt Melasse, die Basis zur Herstellung bestimmter Biopolymere. Mittel- bis langfristig werden Europa und Nordamerika als Biokunststoffproduzenten im Vergleich zu den aufstrebenden Märkten in Asien und Südamerika stark an Bedeutung verlieren. So lagen die Produktionskapazitäten von Europa und Nordamerika gefolgt von Asien noch vor ein paar Jahren ex äquo an zweiter Stelle. Südamerika hatte den ersten Platz inne. [73] Der asiatische Markt hat massiv aufgeholt und hält derzeit die Vorreiterrolle inne, was die Biokunststoffproduktion betrifft. Daran wird sich in absehbarer Zukunft, wie aus Abbildung 32 ersichtlich, auch nichts ändern. Experten gehen aber davon aus, dass, abgesehen von den günstigeren Produktionsbedingungen in Fernost, Europa weiterhin, wenn es um das Know-How, den Maschinenbau sowie das ökologische Bewusstsein geht, global gesehen ein wichtiger Impulsgeber in diesem Bereich bleibt [74].

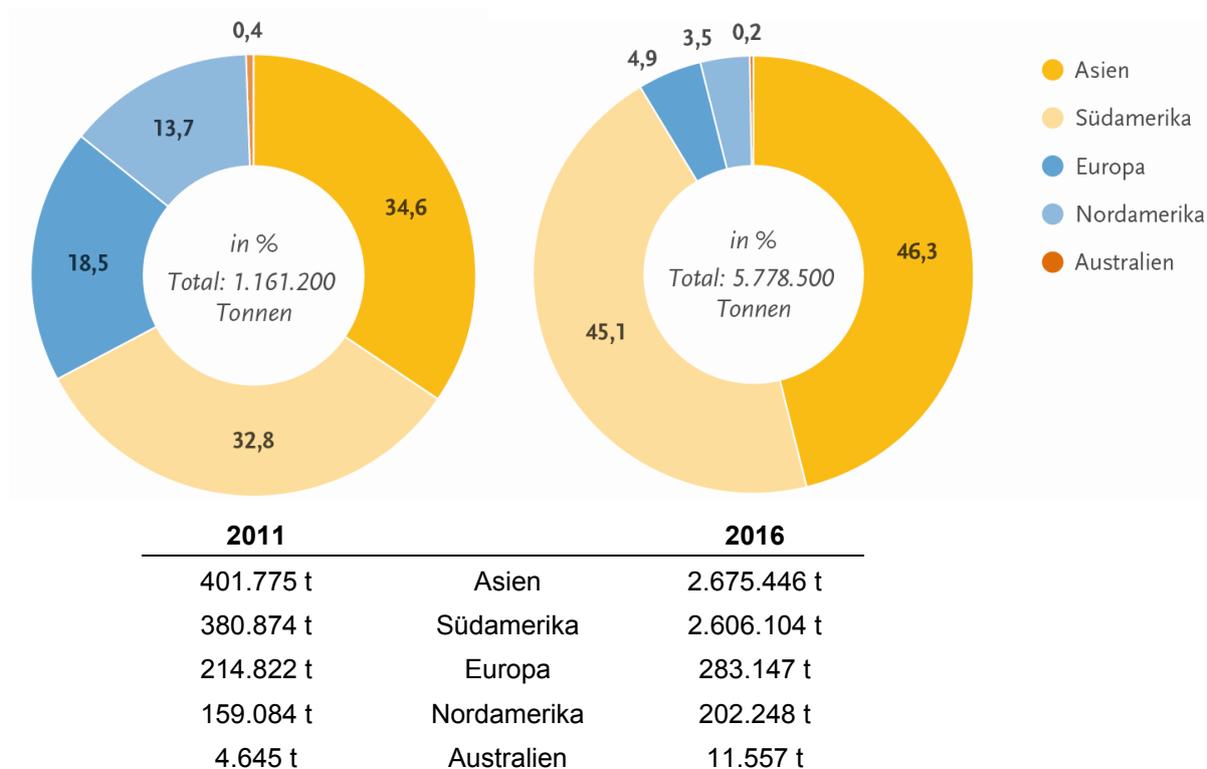


Abbildung 32: Aufteilung der Biopolymer-Produktionskapazitäten 2011 (linke Grafik) sowie Prognose 2016 (rechte Grafik) (Stand: Oktober 2012) [72]

Angesichts der weltweiten Zunahme an Produktionskapazitäten wird in der folgenden Abbildung 33 ein vertiefender Einblick in den Herstellermarkt von Biopolymeren gegeben. Die Daten stammen aus dem Jahr 2009. Das Know-How für die Herstellung und Verarbeitung von Biokunststoffen wird häufig in Eigenregie entwickelt und ist entscheidend, wenn es um die Konkurrenzfähigkeit am Markt geht [43, S. 17].

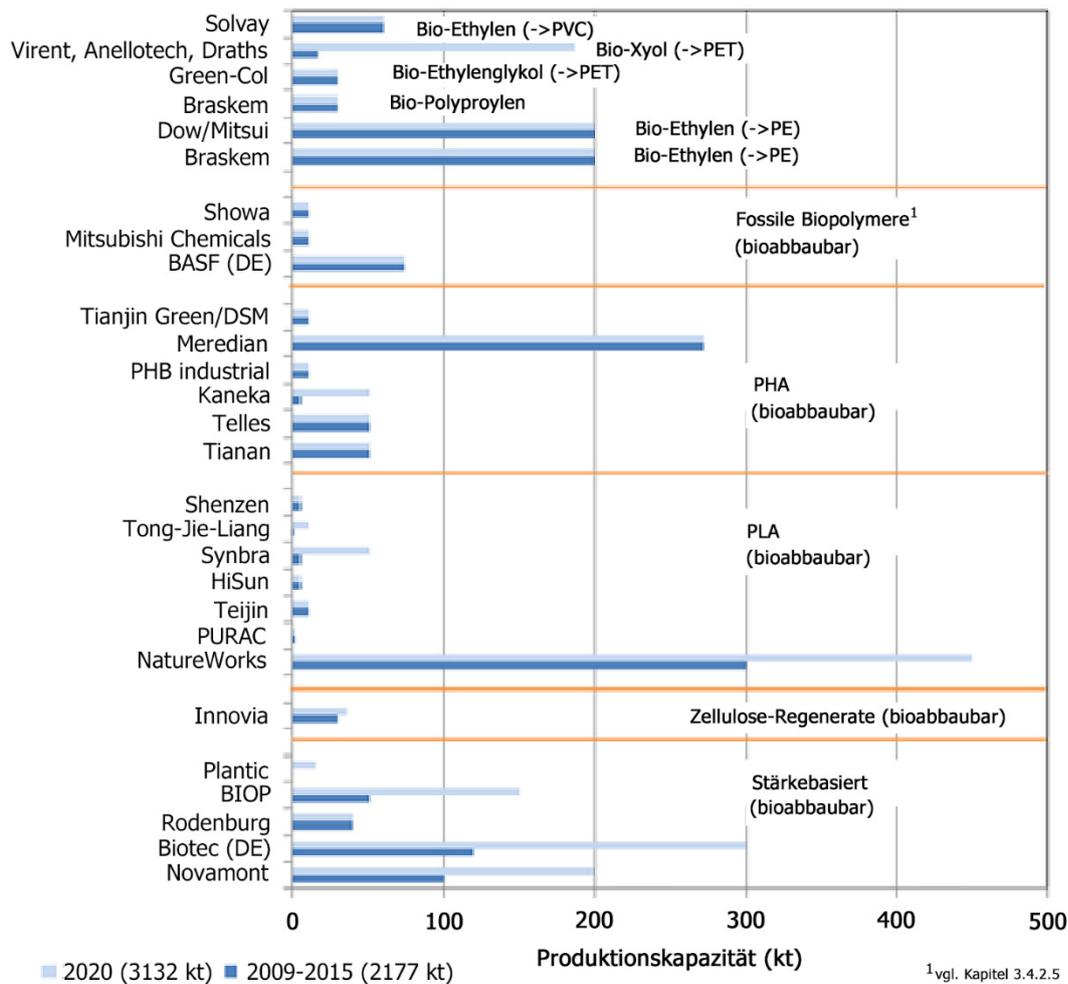


Abbildung 33: Globale Produktionskapazitäten für Biokunststoffe aufgeteilt nach Herstellern [43, S. 16, modifiziert]

Experten gehen davon aus, dass mittelfristig, d.h. bis ins Jahr 2020, ca. 10 % der gesamten Kunststoffproduktion und sogar bis zu 70 % der Kunststoffverpackungen durch Biopolymere ersetzt werden können. Dieser Trend ist auch aus der Steigerung der jährlichen Zuwachsrates seit dem Jahr 2000 um 62,3 % abzuleiten. Für **Österreich** wird das **Potenzial von Biokunststoffen für kurzlebige Anwendungen (Verpackungen)** auf rund **50.000 t pro Jahr** geschätzt [75, S. 28]. Dies würde gemäß einer Studie der **Austrian Bioenergy Centre GmbH**³¹ ein **Klimagaseinsparungspotenzial** von **147.500 t CO₂-Äquivalente pro Jahr** bedeuten und dem durchschnittlichen jährlichen CO₂-Ausstoß der Auto fahrenden Bevölkerung einer 120.000 Einwohner Stadt entsprechen. [45, S. 5]

Global gesehen können die produzierten Biopolymerarten in die in Abbildung 34 gezeigten Gruppen eingeteilt werden.

³¹ <http://www.bioenergy2020.eu>

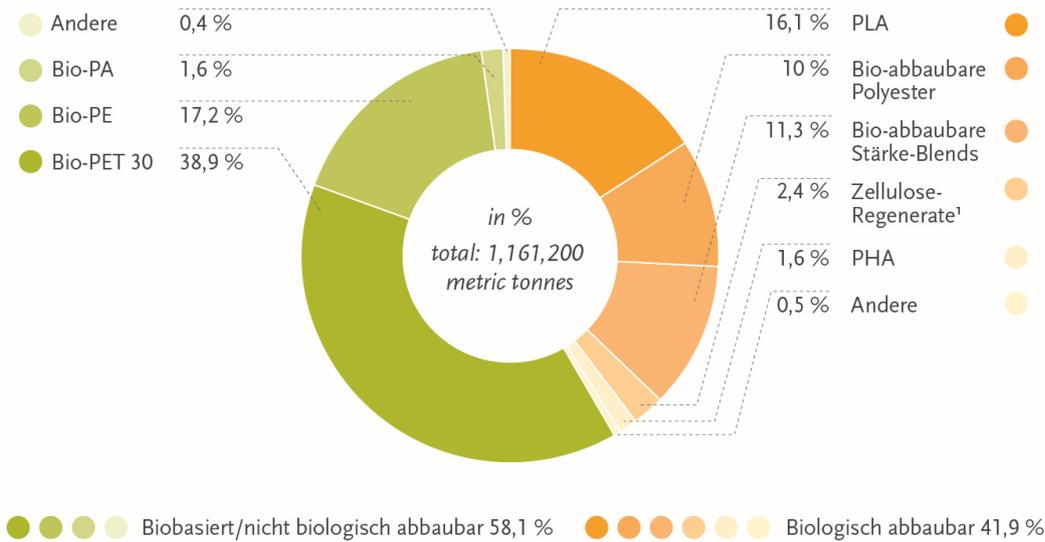


Abbildung 34: Einteilung der globalen Biopolymere nach Werkstoffgruppen 2011 (Stand: Oktober 2012) [72]

Im Anschluss daran wird in Abbildung 35 die globale Produktionskapazität unterteilt in Biopolymergruppen für das Jahr 2016 abgeschätzt. [72] Hier ist langfristig ein eindeutiger Trend in Richtung der in Kapitel 3.4.2.5 beschriebenen **Drop-in-Lösungen (Green Polymers)** erkennbar. Das Interesse der Industrie an bioabbaubaren Materialien wird in Zukunft offensichtlich zugunsten des Einsatzes von nachwachsenden Rohstoffen als regenerierbare Werkstoffbasis für langlebige technische Anwendungen verlagert werden. Die Bioabbaubarkeit verliert somit zunehmend an Bedeutung. Der Anteil an biologisch abbaubaren Biopolymeren schrumpft von derzeit etwas mehr als 40 % auf rund ein Zehntel im Jahr 2016. Der Trend geht hier ganz klar in Richtung des verstärkten Einsatzes von erneuerbaren Ressourcen.

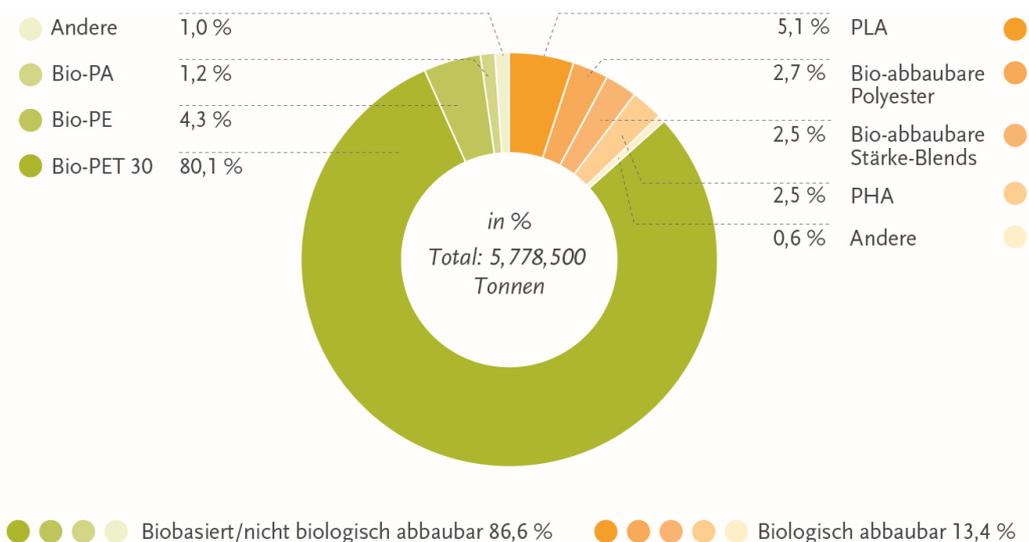
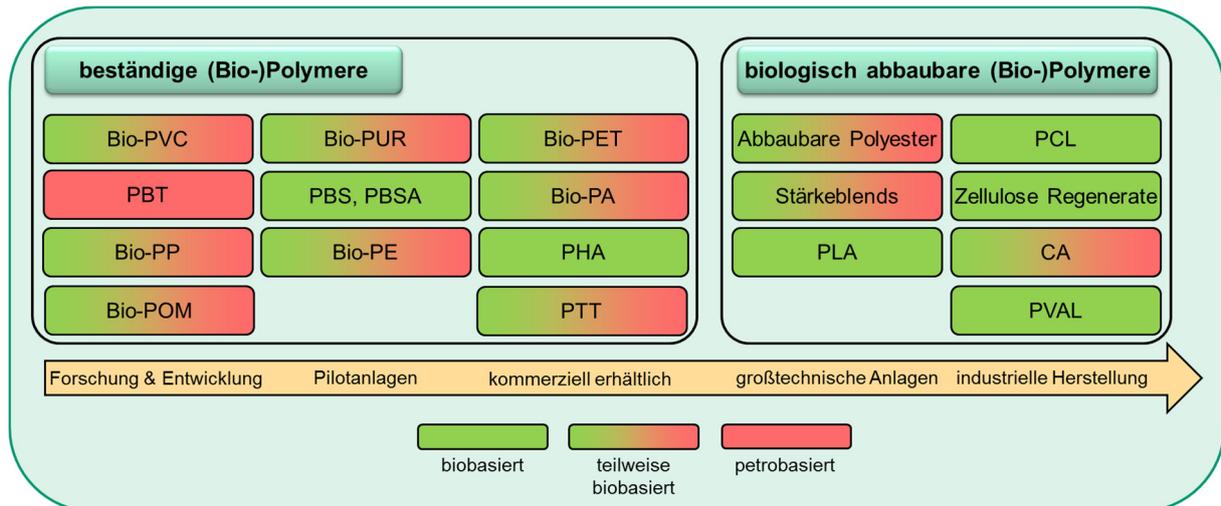


Abbildung 35: Einteilung der globalen Biopolymere nach Werkstoffgruppen, Prognose für das Jahr 2016 (Stand: Oktober 2012) [72]

Im Zuge einer Tagung zur Thematik der Verwertung und Recycling von Biokunststoffen³² Ende 2012 in Dresden, Deutschland [1] wurde der aktuelle Entwicklungs- und Produktionsstand im Bereich der Biopolymere, wie aus Abbildung 36 hervorgeht, beschrieben. Neben den biologisch abbaubaren Biokunststoffen, beginnend bei den klassischen stärkebasierten Blends bis hin zu den großtechnisch verfügbaren PLA-Polymeren verlagert sich der zukünftige Trend in Richtung von Drop-in-Lösungen bzw. dem Einsatz von beständigen Biokunststoffen für verschieden technische Anwendungen.



Legende:

PBT ... Polybutylenterephthalat POM ... Polyoxymethylen PUR ... Polyurethan PBS ... Polybutylensuccinat
 PBSA ... Polybutylensuccinat-Adipat PTT ... Polytrimethylenterephthalat CA ... Celluloseacetat

Abbildung 36: Derzeitiger Entwicklungs- und Produktionsstand bei (Bio-)polymeren [1, S. 4, modifiziert]

Zweifelloos geht der Einsatz von Biopolymeren in den letzten Jahren mit einer äußerst dynamischen Marktentwicklung einher. Ausgehend von der in Tabelle 36 (Seite 201) durchgeführten Abschätzung des Substitutionspotenzials von Biokunststoffen in einzelnen Bereichen der Verpackungsindustrie ist eine gemeinsame Studie von European Bioplastics³³ und dem European Polysaccharide Network of Excellence³⁴ (EPNOE) erschienen, die zu dem Schluss kommt, dass die Umstellung von bis zu 90 % der weltweiten Polymerproduktion von derzeit Erdöl und -gas auf erneuerbare Rohstoffe technisch realisierbar wäre. Geht es aber nach P. Navard, Vorstand des Verwaltungsrats bei EPNOE, wird das Wachstum des Biopolymermarkts auch in naher Zukunft, bedingt durch weniger technische sondern eher wirtschaftliche Faktoren, limitiert bleiben. Zu diesen Einflüssen gehören u.a. der im Jahr 2009 vergleichsweise niedrige Ölpreis (vgl. Abbildung 12) sowie der Zusammenhang

³² Biokunststoffe in Verwertung und Recycling vom 03.-04. Dezember 2012 in Dresden (Deutschland).

³³ <http://www.european-bioplastics.org>

³⁴ <http://www.epnoe.eu>

zwischen den noch geringen (weltweiten) Produktionskapazitäten und dem daraus resultierenden hohen Preisniveau der Biopolymere. Basierend auf den Annahmen in der zuvor erwähnten Studie wird sich der globale Biokunststoffmarkt zwischen 2007 (360.000 t) bis 2013 (2,3 Mio. t) mehr als versechsfacht haben. Dies geht mit einer 37 %-tigen Wachstumsrate pro Jahr einher. [76, S. 5]

3.6 Akteure in Österreich

Die Anzahl der Akteure, die derzeit im Bereich der Biokunststoffe in Österreich aktiv sind, ist überschaubar aber trotzdem sehr vielfältig und gliedert sich in Unternehmen, (Forschungs-) Institutionen und Organisationen. Im Rahmen der Programmreihe „klima:aktiv“, die vom Umweltministerium zusammen mit der österreichischen Energieagentur (Austrian Energy Agency) ins Leben gerufen wurde, ist eine sogenannte NAWARO¹-Landkarte veröffentlicht worden. Neben Unternehmen und Forschungsinstitutionen, die sich mit Biokunststoffen beschäftigen, werden auch Anwendungsbereiche aus nachwachsenden Rohstoffen erfasst, wie z.B. Dämmstoffe, Verbundwerkstoffe, (Druck-)farben, Lacke, Öle und sonstige Werkstoffe auf pflanzlicher Basis. [45, S. 11] Aus Abbildung 37 und Tabelle 12 gehen die Akteure, die am österreichischen Biokunststoffmarkt tätig sind, hervor.



Abbildung 37: Akteure am österreichischen Biokunststoffmarkt [77, modifiziert]

In Tabelle 12 werden die in Abbildung 37 dargestellten Stakeholder namentlich genannt und in Gruppen eingeteilt. Dabei werden nur jene erwähnt, die auch im Umfeld von Verpackungen angesiedelt sind.

¹ NAWARO steht für Nachwachsende Rohstoffe (<http://www.maps.klimaaktiv.at>)

Tabelle 12: Stakeholder am Biokunststoffmarkt in Österreich (Auszug, März 2012) [77]

Bezeichnung/ Firmierung	Internetadresse	Gruppe	Produktion/Dienstleistung bzw. Forschungsgebiet
ALPLA Werke Alwin Lehner GmbH & Co KG ①	www.alpla.com	Unternehmen/ Produzent	Verpackungen (Hohlkörper) aus Biokunststoffen
Pro-Tech GmbH ②	www.pro-tech.info	KMU/ Produzent	Atmungsaktive Verpackungen (bioMat®), 100 % biologisch abbaubar
CSV Compostsack- VertriebsgmbH ③	www.compostsack.com	KMU/ Produzent	Biologisch abbaubare Kompostbeutel und Cateringprodukte
Borealis Polyolefine GmbH ④	www.borealisgroup.com/ linz	Unternehmen/ Produzent	Produktion von Basischemikalien aus nachwachsenden Rohstoffen
BioBag Austria ⑤	www.biobag.at	KMU/ Produzent	Biologisch abbaubare Werkstoffe (Serviceverpackungen)
Montanuniversität Leoben – DKT, IAE ¹ ⑥	www.kunststofftechnik.at iae.unileoben.ac.at	Forschungs- einrichtung	Kompostierbares Kunststoffpapier, angewandte Grundlagenforschung zum Thema Biokunststoffe in der (österreichischen) Abfallwirtschaft
Steindl new starch ⑦	www.new-starch.com	Dienstleistung/ F&E	Substitution petrochemischer Rohstoffe durch den Einsatz nachhaltiger Technologien
Verpackungs- zentrum Graz ⑧	www.vpz.at	KMU/ Produzent/ F&E	Biogene Verpackungen aus nachwachsenden Rohstoffen
Kunststoffcluster – ecoplus. Niederösterreichs Wirtschaftsagentur GmbH ⑨	www.kunststoff-cluster.at	Unternehmens- netzwerk/ Dienstleister/ F&E	Branchenübergreifendes Netzwerk auf dem Kunststoffsektor
Zuckerforschung Tulln Gesellschaft m.b.H. ⑩	www.zuckerforschung.at	Forschungs- einrichtung	Biokunststoffe auf Stärkebasis
Institut für Naturstofftechnik – IFA Tulln BOKU ①	www.ifa- tulln.boku.ac.at/614.html	Forschungs- einrichtung	Entwicklung von Biopolymeren auf Stärkebasis, Faserstoffe
Institut für innovative Pflanzenforschung achemia-nova ②	www.achemia-nova.net	Forschungs- einrichtung	Untersuchungen und Lobbying zum Thema Biokunststoffe in der Verpackungsindustrie

¹ DKT steht für das Department für Kunststofftechnik der Montanuniversität Leoben

IAE steht für das (ehemalige) Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik der Montanuniversität Leoben, das ab 01.01.2013 in eine Departmentstruktur mit Lehrstühlen eingegliedert wurde.

Die überwiegende Mehrheit, etwa 80 % der Unternehmen, die im Bereich der Biokunststoffproduktion angesiedelt sind, entfällt auf klein- und mittelständige Unternehmen (KMU) [29, S. 165]. Zwei zentrale Akteure am österreichischen Markt sind die Unternehmen **BioBag** und **Pro-Tech**, die ein breites Produktportfolio im Bereich der Bio(verpackungs)-kunststoffe aufweisen. Aus Sicht des Umweltministeriums und der Österreichischen Energieagentur ist eine Veränderung in der Entwicklung des Biokunststoffmarkts erkennbar. Neben den bereits seit Längerem am Markt erhältlichen auf **Stärke** und **Cellulose** basierenden traditionellen Biokunststoffen geht der derzeitige Trend bei biologisch abbaubaren Polymeren (auf nachwachsender Rohstoffbasis) klar in Richtung von **PHA** und **PLA**. Insbesondere beim Einsatz von PLA-Materialien im Cateringbereich wird derzeit intensiv an der Verbesserung der Hitzebeständigkeit oberhalb von 60 °C geforscht. [45, S. 14]

Einen entscheidenden Einfluss auf das z.T. noch überschaubare Marktgeschehen in Österreich am Sektor der Biopolymere hat zweifelsohne auch der relativ große einheimische Anteil an ungenutzter Biomasse. Dabei spielt die sinnvolle stoffliche Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen bzw. biogener Abfallprodukte (z.B. Küchenabfälle) und Reststoffe (z.B. Resthölzer aus der Industrie) aber auch von lebender Biomasse (z.B. Algen) eine wichtige Rolle. Anhand neuer innovativer Verfahren, die derzeit in Österreich entwickelt und erprobt werden, ist man zukünftig auf einem guten Weg, die Entkoppelung von Grundnahrungsmitteln als Basis für die Herstellung von Biopolymeren zu schaffen. Dazu wird in Kapitel 7.4.3.2 ein Forschungsprojekt der EVN¹ zusammen mit der BOKU vorgestellt, bei dem es um die sinnvolle rohstoffliche Verwertung des abgetrennten CO₂ im Zuge der Abfallmonoverbrennung geht. Algen spielen hierbei eine zentrale Rolle. Neben der **Biokunststoffproduktion aus Mikroorganismen** rückt die Herstellung von Biokunststoffen über niederenergetische Umsetzungsprozesse aus landwirtschaftlichen Rückständen immer stärker in den Fokus. Im Zuge dessen wird derzeit von der TU Graz in einem Forschungsvorhaben mit internationaler Beteiligung ein industrieller Prozess entwickelt, der aus kohlenstoffreichen Abfallströmen Rohstoffe für die Biopolymer- und Biotreibstoffproduktion gewinnt. Konkret wird in diesem Projekt die Eignung von Schlachtabfällen der fleischverarbeitenden Industrie, aber auch kohlenstoffreiche Abwässer und Industriegase für die Biokunststoffproduktion untersucht. In einem zweiten Forschungsvorhaben, in dem ebenfalls die TU Graz und das Verpackungszentrum Graz beteiligt sind, wird versucht, landwirtschaftliche Abfälle und Überproduktionen aus der Milch- und Käseindustrie sowie aus der Saftproduktion in einem Bioreaktor zu Biopolymeren umzuwandeln. [45, S. 14f.] Der sinnvolle Einsatz von heimischen Reststoffen und Nebenprodukten aus dem landwirtschaftlichen Bereich hat weit weniger Umweltauswirkungen als Produkte, die zwar auf nachwachsenden Rohstoffen (meist aus speziellen angebauten Industriepflanzen) hergestellt werden, aber z.T. aus nicht nachhaltigen Anbau stammen und über weite Strecken zur späteren Verarbeitung transportiert werden. Die ersten bisher publizierten

¹ Energie Versorgung Niederösterreich

Ergebnisse der beiden erwähnten Forschungsprojekte klingen vielversprechend, die nächsten Jahre werden zeigen, ob derartige, innovative Verfahren auch großtechnisch mithilfe der einheimischen Rohstofflieferanten und der österreichischen Industrie umgesetzt werden können.

3.7 Biopolymere – Mindmap der Einflussfaktoren

Bei der Entwicklung und Herstellung von neuen Werkstoffen soll neben der Nachhaltigkeit auch der Aspekt der Verfügbarkeit von Ressourcen, die Landnutzung und Biodiversität sowie die Energieeffizienz bei der Produktion und der Einfluss des Produktes auf die Umwelt und dessen Schutzgüter (Luft, Wasser, Boden) neben den möglichen Auswirkungen auf die Bevölkerung mitberücksichtigt werden. Bei der Darstellung von Lebenszyklusmodellen, in denen je nach gewählten Systemgrenzen entweder Kunststoffe auf fossiler oder erneuerbarer Rohstoffbasis besser abschneiden, ist zu bedenken, dass einer nachhaltigen Entwicklung auch natürliche Grenzen gesteckt sind. So wird mit der Herstellung von biobasierten Verpackungen einerseits die Abhängigkeit vom Rohöl reduziert, eine optimale Nutzung von zur Verfügung stehenden Agrarflächen verfolgt, die Diversität im Bereich der Flora gestärkt, aber auch der Ausstoß an klimarelevanten Gasen durch den Einsatz erneuerbarer Ressourcen reduziert. Diese Entwicklung geht mit einer kontinuierlichen Verbesserung der Energieeffizienz von Produktionsprozessen einher. Auf der anderen Seite soll aber auch auf die Bedürfnisse und Wünsche der Konsumenten in Bezug auf die Eigenschaften von umweltverträglichen Verpackungen eingegangen werden. [32, S. 6] Man sieht, dass die Materie der Biokunststoffe und dessen vielschichtige Zusammenhänge, beginnend mit rechtlichen und normativen Aspekten und der Beschaffung der Roh- und Hilfsstoffe zur Produktion, über die Nutzungsphase bis hin zur umwelt- und ressourcenschonenden Verwertung bzw. Entsorgung von Abfällen, sehr rasch einen Grad der Komplexität erreichen, der auch anhand der nachfolgenden Abbildungen (Abbildung 38, Abbildung 39 und Abbildung 40) kaum allumfassend dargestellt werden kann.

Der Einsatz von Biokunststoffen am Markt wird von zahlreichen Rahmenbedingungen begleitet. Ausnahmen bei der Entpflichtung von Biokunststoffen, wie diese z.B. aus der deutschen Verpackungsverordnung hervor gehen (vgl. Kapitel 4.1.3), stellen für Unternehmen einen Anreiz dar, Verpackungen auf biogener Basis zu forcieren. Neben diesem Ansatz, der in Richtung Subventionen ausgerichtet ist, spielt die Anpassung und Verschärfung von gesetzlichen Regelungen, nicht zuletzt auf EU-Ebene, eine bedeutende Rolle. Die Diskussion um die voranschreitende Klimaerwärmung, verursacht durch den Ausstoß von klimarelevanten Gasen, insbesondere von CO₂, das z.B. bei der Verbrennung fossiler Rohstoffe freigesetzt wird, heizt die Debatte der Substitution von petrobasierten Produkten durch solche auf nachwachsender Rohstoffbasis an. Gesetzliche Vorgaben wie die länderübergreifende Einführung von Recycling- bzw. Verwertungsquoten, einerseits auf roh- und werkstofflicher Ebene, andererseits zugunsten der thermischen Nutzung, helfen dabei, die gesteckten, z.T. politischen Ziele zur Entlastung der Umwelt und des Klimas zu erreichen.

Der Einsatz von Biokunststoffen am Markt impliziert gewisse Gegebenheiten bzw. Abhängigkeiten, die bereits von der Europäischen Kommission 2004/05 definiert [36, S. 127] und für diese Arbeit aktualisiert, angepasst und erweitert werden. Diese Einflussfaktoren können im Wesentlichen beginnend mit den:

- (rechtlichen und wirtschaftlichen) Rahmenbedingungen,
- über die Wertschöpfungskette,
- hin bis zur industriellen Produktion,

abgebildet werden.

Die oben erwähnten Einflussfaktoren und dessen Verzweigung wird im Anhang A, Abbildung III (DIN A3 Grafik) umfassend dargestellt. Die drei Hauptzweige sind in den nachfolgenden Abbildung 38 bis Abbildung 40 aus Gründen der Übersichtlichkeit im Detail abgebildet.

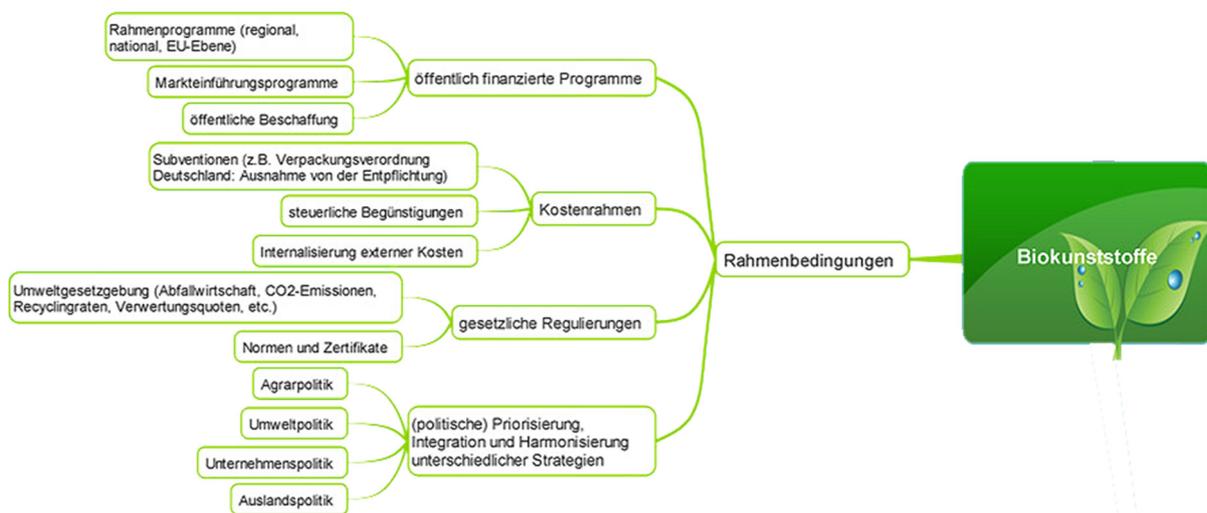


Abbildung 38: Darstellung der rechtlichen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen (Einflussfaktoren) beim Einsatz von Biopolymeren [36, S. 127, modifiziert]

Bei der Herstellung von Biokunststoffen aus nachwachsenden Rohstoffen wie Getreide, Mais, Zuckerrüben etc. ist das Spannungsfeld zwischen fossiler und erneuerbarer Rohstoffquelle allgegenwärtig. Dieses erstreckt sich über die direkten bzw. indirekten Produktionskosten, über den Marktpreis bis hin zu zusätzlichen Einflussfaktoren, die die Versorgungssicherheit, die Wettbewerbsfähigkeit aber auch die Reduktion von Treibhausgasemissionen und soziale Aspekte betreffen. Der Begriff der **Entkopplung des Wirtschaftswachstums vom fossilen Rohstoffverbrauch** wird in diesem Zusammenhang, im Streben nach industrieller Nachhaltigkeit, oft strapaziert. Neben den „Global Players“ am Biokunststoffmarkt, zu denen Firmen wie BASF, Novamont, NatureWorks LLC. usw. gehören (vgl. Abbildung 33) und die sich allesamt durch ihre hohen Produktionskapazitäten auszeichnen, gibt es insbesondere im zentraleuropäischen Raum auch eine Vielzahl von kleinen und mittelständigen Unternehmen, die Biopolymere, vorwiegend für den (Nischen-)einsatz im Verpackungsbereich, z.B. biologisch abbaubare Biokunststoffsäcke, Cateringprodukte, etc. aber auch Artikel für den Agrarbereich herstellen und vertreiben.

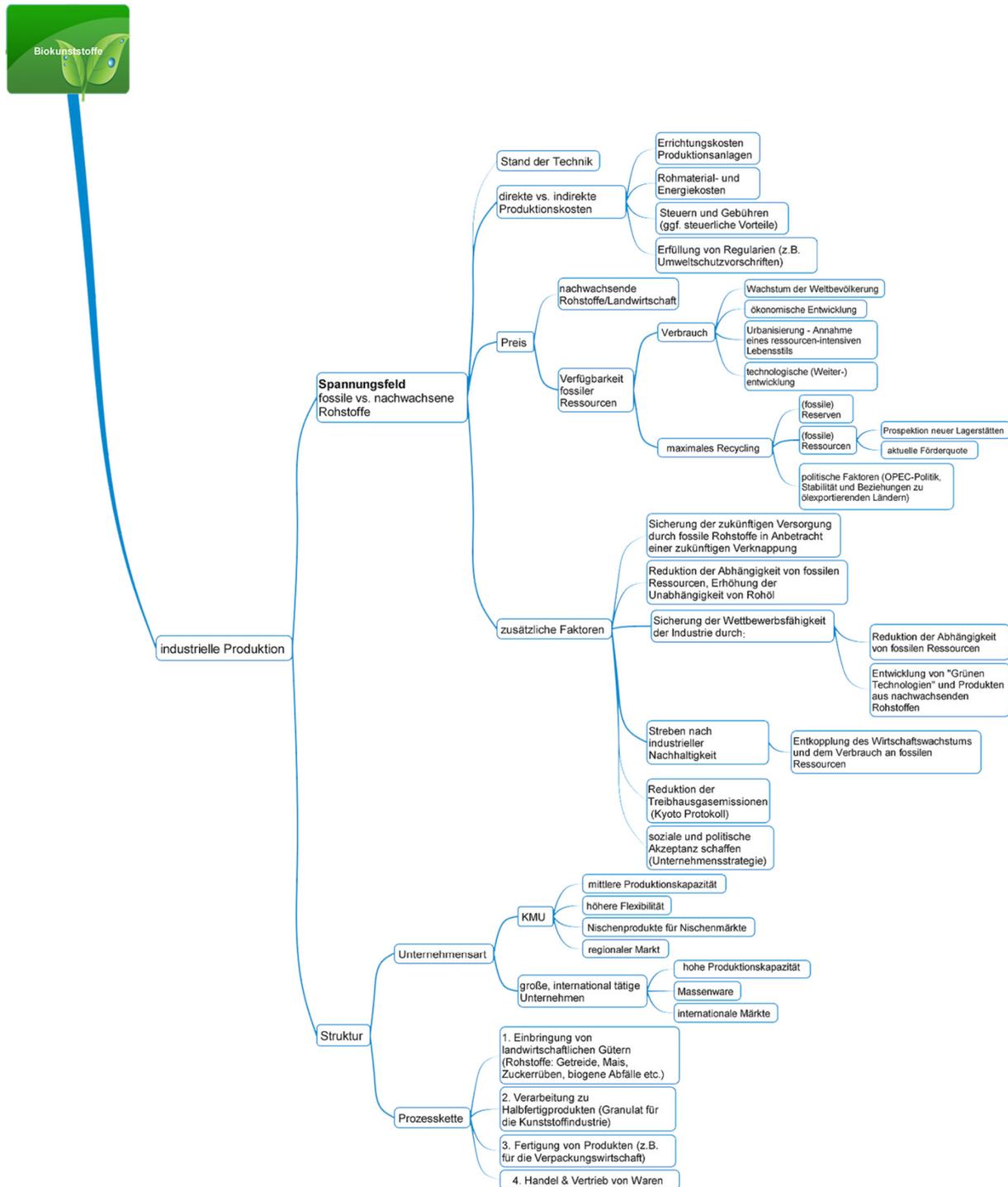


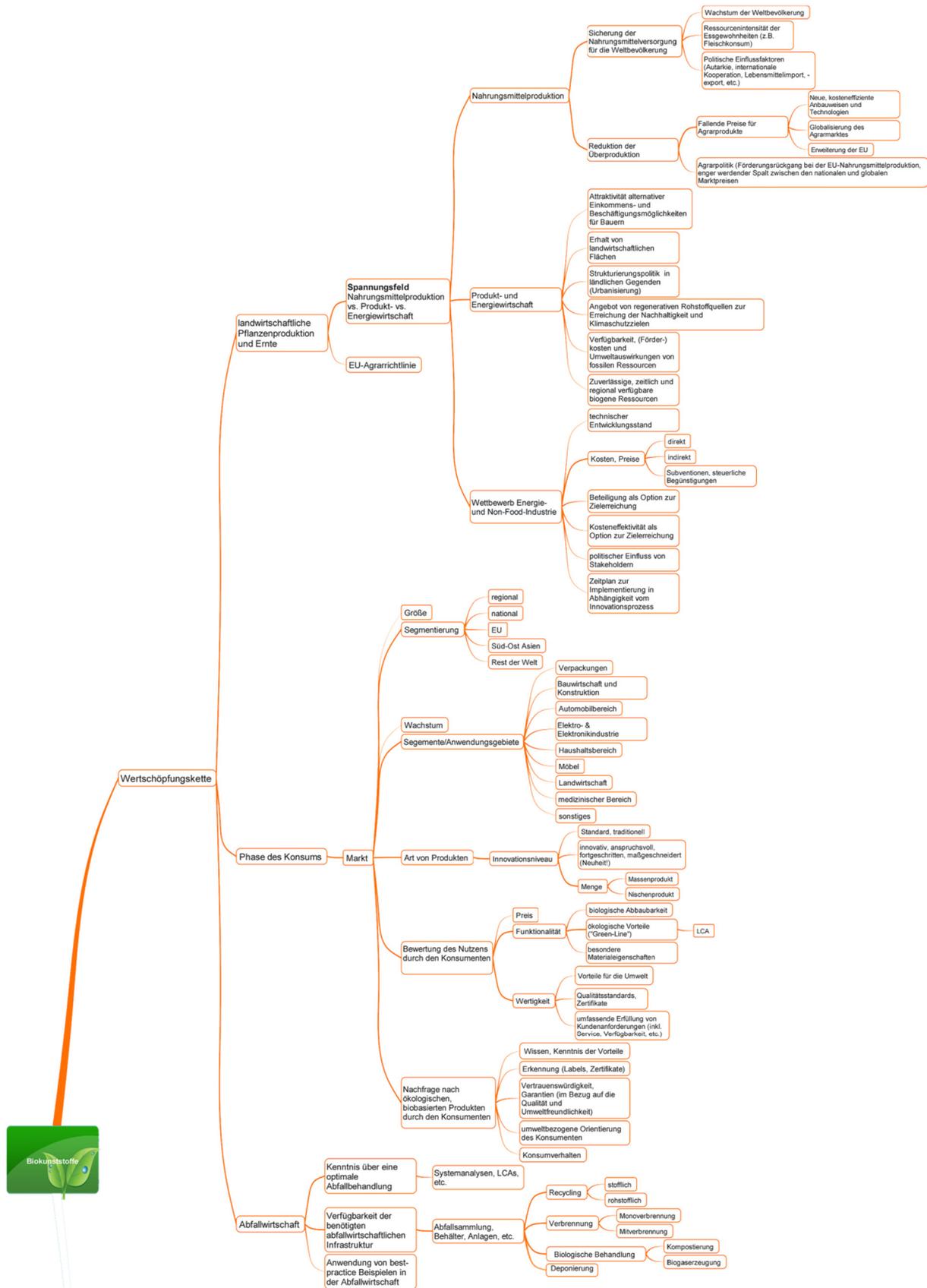
Abbildung 39: Darstellung des Zweiges „industrielle Produktion“ im Umfeld von Biopolymeren [36, S. 127, modifiziert]

Kritiker von Biokunststoffen sehen im forcierten Einsatz dieser Werkstoffe eine direkte Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion. Demgegenüber haben auch der Energiesektor und die damit einhergehende energetische Nutzung von Pflanzen einen gewissen Einfluss auf das Marktgeschehen, sprich die **Verfügbarkeit** und die damit verbundenen steigenden Weltmarktpreise für Grundnahrungsmittel. Das nächste Glied in der Wertschöpfungskette, der **Konsum**, und somit die Akzeptanz von Biokunststoffen innerhalb der Bevölkerung hat ebenfalls einen entscheidenden Einfluss auf die Entwicklung sowie Marktpräsenz von

Biopolymeren. Neben dem Preis spielt die Funktionalität aber auch die Wertigkeit (Umweltvorteile, Einhaltung von Qualitätsstandards, etc.) eine bedeutende Rolle im Umfeld der Konsumenten und können als Treiber für die Nachfrage nach ökologischen, biobasierten Produkten angesehen werden.

Die **Abfallwirtschaft** mit ihren Erfassungssystemen und Verwertungs- bzw. Entsorgungsanlagen bildet die letzte Stufe in dieser umfassenden Betrachtung der **Wertschöpfungskette**. Sie dient dazu, dass u.a. kurzlebige Biokunststoffverpackungen basierend auf der landesinternen, gewachsenen abfallwirtschaftlichen Infrastruktur einer dem Stand der Technik entsprechenden, umweltverträglichen und möglichst nachhaltigen Verwertung zugeführt werden.

Betrachtet man die verschiedenen Einflussfaktoren im Umfeld von Biokunststoffen, so wird rasch der Eindruck der hohen Komplexität vermittelt. Viele Faktoren sind direkt bzw. indirekt voneinander abhängig. So üben gesetzliche Rahmenbedingungen, u.a. die Vorgaben der Verpackungsrichtlinie der EU bzw. die Umsetzungen in den jeweiligen Ländern starken Einfluss auf die heimische Verpackungs- bzw. Entsorgungswirtschaft aus. Liegt der Fokus bei den Biopolymeren, so beeinflussen pflanzliche Rohstoffe, die als Ausgangsmaterial für die Biokunststoffproduktion herangezogen werden, auch andere Bereiche und stehen mitunter in **Konkurrenz** zur **Nahrungsmittelindustrie** bzw. der **Energiewirtschaft**.



4 Reglementierung und aktuelle politische Diskussion über (Bio-)Kunststoffverpackungen

Biologisch abbaubare Verpackungen, die zum Teil auf nachwachsenden Rohstoffen basieren, wurden gerade in den letzten Jahren im deutschsprachigen Raum verstärkt zum Thema in kontrovers geführten Diskussionen. Dabei ging und geht es im Wesentlichen um den nachhaltigen Umgang mit begrenzten Primärressourcen, der Thematik im Zusammenhang mit dem Littering sowie den Einsatz von ökologisch sinnvollen Verpackungsmaterialien, die zum Teil auch kompostierbar sind. Die Zugänge und Sichtweisen der Marktbeteiligten (Politik, Wissenschaft, Kunststoffindustrie, Handel) sind zum Teil sehr unterschiedlich und sollen hier unter Einbeziehung der österreichischen, deutschen und schweizer Abfallwirtschaft diskutiert werden. Eingangs werden die rechtlichen Rahmenbedingungen, ausgehend von der europäischen Verpackungsrichtlinie, die ihre nationale Umsetzung in Österreich und Deutschland in der jeweiligen Verpackungsverordnung findet, beschrieben.

Die Schwerpunktlegung erfolgt bewusst auf den Bereich der Serviceverpackungen. Überlegungen einzelner EU-Mitgliedstaaten, Verbote für Tragtaschen aus PE-LD-Folie einzuführen, heizen im Moment kontroversiell geführte Diskussionen an. Aus Sicht von EU-Experten ist ein solches Verbot rein rechtlich gesehen mehr als bedenklich und schafft Probleme. Nationale Verbote einzelner Mitgliedstaaten seien nicht mit dem EU-Recht vereinbar, weil es "eine ungesetzliche Verzerrung des Markts" darstelle. [78] In Kapitel 4.2 wird einleitend die derzeitige Sichtweise der EU dargestellt und anschließend auf echte, biologisch abbaubare Alternativen im Serviceverpackungsbereich, die bereits im österreichischen Handel erhältlich sind, eingegangen.

4.1 Rechtliche Rahmenbedingungen für die Sammlung und Verwertung von Biopolymeren im Verpackungsbereich

Im Nachfolgenden sollen aus Sicht der EU aber auch aus dem nationalen Blickwinkel (Österreich und Deutschland) die spezifischen Anforderungen und Rahmenbedingungen für die Erfassung und Verwertung von kurzlebigen Verpackungsmaterialien mit besonderem Fokus auf die biogenen (Verpackungs-)kunststoffe aufgezeigt werden. In diesem Zusammenhang sind im Wesentlichen folgende Richtlinien und Verordnungen zu nennen, auf denen in den weiteren Unterkapiteln 4.1.1 bis 4.1.3 noch näher eingegangen wird:

- **EU-Ebene:** Richtlinie 94/62/EG, Verordnung (EG) Nr. 1882/2003, Richtlinie 2004/12/EG, Richtlinie 2005/20/EG sowie Verordnung (EG) Nr. 219/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates über Verpackungen und Verpackungsabfälle.
- **Österreich:** BGBl. 645/1992, BGBl. 648/1996, BGBl. 364/2006 über die Vermeidung und Verwertung von Verpackungsabfällen und bestimmten Warenresten (VerpackVO).

- **Deutschland:** BGBl. I S. 2379/1998, BGB. I S. 1462/2007, BGBl. I S. 1504/2010 über die Vermeidung und Verwertung von Verpackungsabfällen (Verpackungsverordnung - VerpackV).

4.1.1 EU-Verpackungsrichtlinie

Die **Richtlinie 94/62/EG** des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. Dezember 1994, veröffentlicht im Amtsblatt L 365 vom 31.12.1994, harmonisiert den Umgang mit Verpackungen und Verpackungsabfällen in den Mitgliedstaaten. Sie verpflichtet die EU-Mitgliedstaaten, Rücknahmesysteme für gebrauchte Verpackungen und/oder Verpackungsabfälle einzurichten [79, S. 3]. Die Frist zur Umsetzung ist mit 30.06.1996 ausgelaufen. Für einige Mitgliedstaaten der EU galten Übergangsbestimmungen¹. Im Februar 2004, März 2005 und März 2009 wurden jeweils Änderungen in die Richtlinie aufgenommen. In diesem Kapitel wird die konsolidierte Fassung aus dem Jahre 2009 herangezogen und jene Ausführungen näher beleuchtet, die für die Arbeit von Relevanz sind.

Die primären Ziele der Verpackungsrichtlinie sind, Auswirkungen der in Verkehr gebrachten Verpackungsmaterialien auf die Umwelt zu vermeiden bzw. so gering wie möglich zu halten. Dabei ist zu beachten, dass sich daraus keine negativen Auswirkungen auf den Binnenmarkt ergeben und es zu keinen Hemmnissen des Handels bzw. zu Wettbewerbsverzerrungen und/oder -beschränkungen kommt. Die gesetzten Maßnahmen eines Mitgliedstaates dürfen andere Mitgliedstaaten nicht daran hindern, ihre Ziele entsprechend der Richtlinie zu erreichen. [79, S. 2]

Prinzipiell gelten auch in der Verpackungsabfallwirtschaft die Prinzipien der **EU-Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG** [81] (vgl. Abbildung 82). Als erste Priorität wird die Vermeidung von Verpackungsabfällen angesehen. Daran anschließend folgen die Stufen der Wiederverwendung und stofflichen Verwertung (Recycling). Die Nutzung des Energieinhalts, d.h. die energetische Verwertung von Verpackungen, vor der Beseitigung der Verbrennungsrückstände auf geeigneten Deponien stellen die letzten beiden Optionen dar. [79, S. 2f.]

Der Geltungsbereich der Verpackungsrichtlinie umfasst folgende Bereiche [79, S. 6]:

- Verkaufsverpackungen oder Erstverpackungen: Verpackungen, die dem Endabnehmer oder -verbraucher in der Verkaufsstelle als eine Verkaufseinheit angeboten werden;
- Umverpackungen oder Zweitverpackungen: Verpackungen, die eine bestimmte Anzahl von Verkaufseinheiten enthalten, welche in der Verkaufsstelle zusammen an den Endabnehmer oder -verbraucher abgegeben werden;
- Transportverpackungen oder Drittverpackungen: Verpackungen, welche die Handhabung und den Transport von mehreren Verkaufseinheiten oder

¹ EU-Mitgliedstaaten mit Übergangsfristen zur Erreichung der Zielvorgaben: Zypern, Tschechische Republik, Estland, Ungarn, Lettland, Litauen, Malta, Polen, Slowakei, Slowenien.

Umverpackungen in einer Weise erleichtern, dass deren direkte Berührung sowie Transportschäden vermieden werden.

Die Zielvorgaben, was die Erfassungsquoten von Verpackungen sowie die stoffliche und thermische Nutzung von Verpackungsabfällen betrifft, sind von jedem Mitgliedstaat selbst zu wählen. Mittelfristig sind diese Ziele im jeweiligen Land auch zu erreichen. Dabei bleibt es jedem Staat selbst überlassen, aufgrund besonderer Situationen niedrigere Mindestzielvorgaben zu beschließen. Auf längere Sicht gesehen, sollen zu einem späteren Zeitpunkt für alle EU-Mitgliedstaaten einheitliche, verbindliche Ziele festgelegt werden, damit ausgehend vom gleichen Niveau, eine schrittweise Erhöhung der Zielvorgaben erfolgen kann. [79, S. 3]

Bei der Verwirklichung der (stofflichen) Verwertungsraten sah die EU folgende Mindestzielvorgaben (unterteilt in energetische und stoffliche Verwertung), die sich in einem gewissen Rahmen bewegten und schrittweise erhöht werden sollten, vor [79, S. 8f.]:

- Bis spätestens 30. Juni 2001 sollen mindestens 50 und höchstens 65 M-% der Verpackungsabfälle verwertet oder in Abfallverbrennungsanlagen mit Energierückgewinnung verbrannt werden.
- Bis spätestens 31. Dezember 2008 sollen mindestens 60 M-% der Verpackungsabfälle verwertet oder in Abfallverbrennungsanlagen mit Energierückgewinnung verbrannt werden.
- Bis spätestens 30. Juni 2001 sollen mindestens 25 und höchstens 45 M-% des gesamten Verpackungsmaterials, das in Verpackungsabfällen enthalten ist, und mindestens 15 M-% jedes einzelnen Verpackungsmaterials stofflich verwertet werden.
- Bis spätestens 31. Dezember 2008 sollen mindestens 55 und höchstens 80 M-% der Verpackungsabfälle stofflich verwertet werden.
- Bis spätestens 31. Dezember 2008 sollen folgende Mindestzielvorgaben für die stoffliche Verwertung der Materialien, die in Verpackungsabfällen enthalten sind, erreicht werden:
 - 60 M-% für Glas,
 - 60 M-% für Papier und Karton,
 - 50 M-% für Metalle,
 - 22,5 M-% für Kunststoffe, wobei nur Material berücksichtigt wird, das durch die stoffliche Verwertung wieder Kunststoff wird,
 - 15 M-% für Holz.

In einem 2009 von der Europäischen Kommission veröffentlichten Bericht über den Stand der Umsetzung der Verpackungsrichtlinie geht hervor, dass [80, S. 37]

- 13 Mitgliedstaaten das Gesamtverwertungsziel,
- 9 Mitgliedstaaten das stoffliche Verwertungsziel,
- 10 Mitgliedstaaten das Recyclingziel für Glasverpackungen,
- 19 Mitgliedstaaten das Recyclingziel für Papierverpackungen,
- 18 Mitgliedstaaten das Recyclingziel für Metallverpackungen,

- 14 Mitgliedstaaten das Recyclingziel für Kunststoffverpackungen,
- und 21 Mitgliedstaaten das Gesamtverwertungsziel für Holzverpackungen

erreicht haben.

Innerhalb der EU-Verpackungsrichtlinie wird auf die Abgrenzung von Begriffen eingegangen. So wird die „**stoffliche Verwertung**“ von Verpackungen, insbesondere von Verpackungsabfällen wie folgt definiert [79, S. 7]:

„... die in einem Produktionsprozess erfolgende Wiederaufarbeitung der Abfallmaterialien für den ursprünglichen Zweck oder für andere Zwecke einschließlich der organischen Verwertung, jedoch mit Ausnahme der energetischen Verwertung;“

Eine „**energetische Verwertung**“ ist dann gegeben, wenn:

„... die Verwendung von brennbarem Verpackungsabfall zur Energieerzeugung durch direkte Verbrennung mit oder ohne Abfall anderer Art, aber mit Rückgewinnung der Wärme;“ erfolgt [79, S. 7].

Unter einer „**organischen Verwertung**“ fallen:

„... die aerobe Behandlung (biologische Verwertung) oder die anaerobe Behandlung (Biogaserzeugung) - über Mikroorganismen und unter Kontrolle - der biologisch abbaubaren Bestandteile von Verpackungsabfällen mit Erzeugung von stabilisierten organischen Rückständen oder von Methan. Die Deponierung kann nicht als eine Form der organischen Verwertung betrachtet werden;“ [79, S. 7].

Im Anhang II der EU-Verpackungsrichtlinie wird auch auf die Zusammensetzung, die Wiederverwendbarkeit und Verwertbarkeit von Verpackungen Bezug genommen. So heißt es unter Punkt 3.b) (Verwertung in Form der energetischen Verwertung) [79, S. 19]:

„Verpackungsabfälle, die zum Zwecke der energetischen Verwertung aufbereitet werden, müssen eine Mindestverbrennungswärme haben, die auch beim niedrigsten Wert eine optimale Energienutzung ermöglicht.“

In Punkt 3.c) (Verwertung in Form der biologischen Verwertung) wird auf die „**biologische Verwertung**“ eingegangen [79, S. 19]:

„Zum Zwecke der biologischen Verwertung aufbereitete Verpackungsabfälle müssen separat sammelbar und so biologisch abbaubar sein, dass sie den Vorgang der biologischen Verwertung nicht beeinträchtigen.“

Biologisch abbaubare Verpackungen, zu denen auch eine Gruppe der biogenen Kunststoffe zählen, sind in Punkt 3.d) (Biologisch abbaubare Verpackungen) zusammengefasst [79, S. 19]:

„Biologisch abbaubare Verpackungsabfälle müssen durch physikalische, chemische, wärmetechnische oder biologische Prozesse so zersetzt werden können, dass der Großteil des Endproduktes sich aufspaltet in Kohlendioxid, Biomasse und Wasser.“

Für Packstoffe auf biogener Basis existiert bis dato keine Quotenregelung, weder auf EU-Ebene noch österreich- bzw. deutschlandweit.

4.1.2 Österreichische Verpackungsverordnung

Die erste Fassung der österreichischen Verpackungsverordnung (BGBl. 645/1992 i.d.g.F.) geht auf das Jahr 1992 zurück. Schon damals wurden einzelne Packstoffe, u.a. unter Punkt

9. (vgl. [86, S. 2] auch sonstige Packstoffe, insbesondere auf biologischer Basis), definiert. Die geforderten Erfassungsquoten für Verpackungsabfälle (vgl. Tabelle 13) wurden beginnend von 1993 mit 40 M-% bis 80 M-% (heute) schrittweise angehoben.

Die Umsetzung der Ziele der EU-Verpackungsrichtlinie erfolgte in Österreich durch das Bundesgesetzblatt vom 29. November 1996. In der darin enthaltenen Verordnung 648 (Vermeidung und Verwertung von Verpackungsabfällen und bestimmten Warenresten und Einrichtung von Sammel- und Verwertungssystemen (VerpackVO 1996)) finden sich in Anlage 1 unter Punkt 3 – Anforderungen an die Verwertbarkeit von Verpackungen [87, S. 11], Begriffe wieder, die bereits im vorherigen Kapitel 4.1.1 definiert wurden und direkt aus der EU-Verpackungsrichtlinie übernommen wurden.

Die stofflichen Verwertungsquoten für Verpackungsabfälle sind aus der Novelle der Verpackungsverordnung aus dem Jahr 2006 [88], veröffentlicht im Bundesgesetzblatt 364/2006, ausgegeben am 26. September 2006, entnommen.

Gemäß § 10 der Verpackungsverordnung sind Hersteller, Importeure, Abpacker und Vertreiber dazu verpflichtet, die **zurückgenommenen oder im Betrieb des Unternehmens angefallenen Verpackungen** nachweislich in eine Anlage zur **stofflichen Verwertung** nach dem Stand der Technik einzubringen. Dabei sind die folgenden, in Tabelle 13 dargestellten Massenanteile (zweite Spalte von links) bezogen auf die Summe von Transport- und Verkaufsverpackungen (nach Aussortierung von Fremdstoffen, Stoffen und Verpackungen, die nicht dieser Verordnung unterliegen), relevant. [88, S. 3]

§ 10a der Verpackungsverordnung regelt die **Gesamtverwertungsziele**. Demnach sind Hersteller, Importeure, Abpacker, Vertreiber, Großanfallstellen und Eigenimporteure oder von diesen beauftragte Sammel- und Verwertungssysteme dazu verpflichtet, in jedem Kalenderjahr ab 2007 insgesamt zumindest die in Tabelle 13 (dritte Spalte von links) **Masseanteile der im österreichischen Bundesgebiet in Verkehr gesetzten Packstoffe** in eine Anlage zur **stofflichen Verwertung** nach dem Stand der Technik einzubringen. Die Festsetzung der Zielerreichung erfolgt beginnend mit dem Jahr 2007 alle drei Jahre und wird vom Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) überprüft. [88, S. 4]

Die Gesamtverwertungsziele in Österreich entsprechen den EU-Vorgaben (vgl. Kapitel 4.1.1).

Tabelle 13: Stoffliche Verwertungsquoten für Verpackungsabfälle in Österreich [88, § 10, § 10a]

Packstoff	stoffliche Verwertungsquote [M-%] in Österreich nach § 10 der VerpackVO	stoffliche Verwertungsquote [M-%] in Österreich nach § 10a der VerpackVO
Papier, Karton, Pappe und Wellpappe	90	60
Glas	93	60
Keramik	95	k.A.
Metalle	95	50
Kunststoffe	40	22,5 ¹
Getränkeverbundkarton	40	25
Sonstige Materialverbunde	15	15
Holz	15	15

¹ zur Berechnung der Kunststoffquote darf nur Material eingerechnet werden, das durch die stoffliche Verwertung wieder zu Kunststoff wird.

Bei der zweiten Spalte handelt es sich um den zurückgenommenen Anteil an der Gesamtverpackungsmenge, dahingegen wird die EU-Verwertungsquote auf die Marktmenge bezogen. Die Angaben in der dritten Spalte sind somit ident mit den Vorgaben der EU-Verpackungsrichtlinie.

Die letzte Fassung der österreichischen Verpackungsverordnung datiert aus dem Jahr 2006. Eine Novelle ist für 2013 geplant und befindet sich derzeit in Begutachtung

Insgesamt gesehen liegt die Verwertungsquote von Verpackungsmaterialien dank eines gut funktionierenden und gewachsenen Systems in Österreich bei deutlich über 66,6 % (2010). Dies verdeutlicht auch Abbildung 41, die eine Einteilung im Bereich der (Gesamt-)Verpackungsverwertung (stofflich + thermisch) aller hoch entwickelten europäischen Länder (EU-Gründungsländer + Norwegen) darstellt.

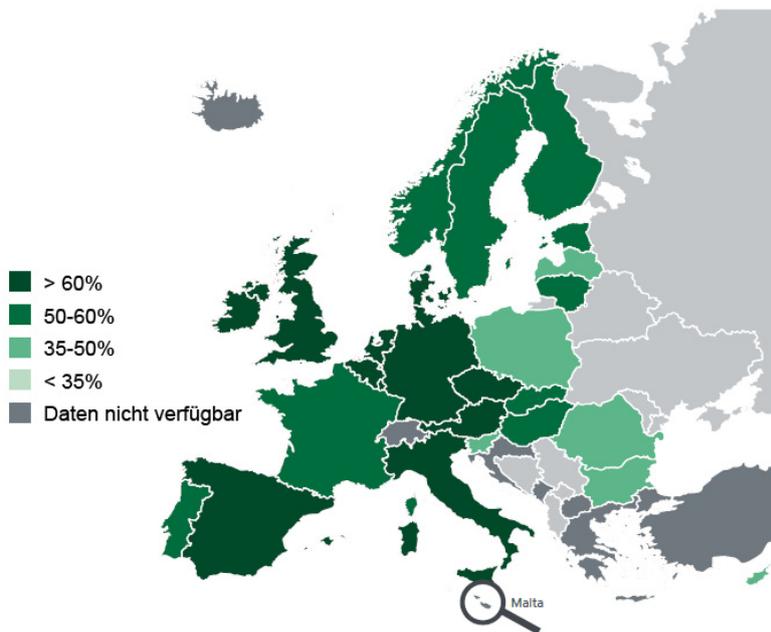


Abbildung 41: Verwertungsquoten für Verpackungsabfälle innerhalb der EU-27 [89, S. 16, modifiziert]

Auf Basis der EU-Verpackungsverordnung und den jeweiligen Umsetzungen in den einzelnen EU-Mitgliedstaaten haben sich in Österreich und Deutschland ähnliche Systeme etabliert. Im Unterschied zu Österreich, wo sich wenige Systeme am freien Markt befinden, ist der Pool für Systemanbieter zur Sammlung, Behandlung und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland größer. Tabelle 14 zeigt überblicksmäßig den Stand einzelner Systembetreiber in Österreich im Januar 2013.

Tabelle 14: Systembetreiber in Österreich [82] zur Erfüllung der Vorgaben der EU-Verpackungsrichtlinie

Österreichische Systembetreiber (Stand: Januar 2013)
ARA Altstoff Recycling Austria AG ^{1, 2} (1), (2), (3), (4), (5), (6), (7), (8)
AGR Austria Glas Recycling GmbH ^{1, 2} (im ARA-System) (9)
GUT – Galle Umwelttechnik GmbH ² (1), (2), (3), (6), (7), (8), (9)
Öko-Box Sammel GmbH ^{1, 2} (10)
Bonus Holsystem Gesellschaft m.b.H. & Co KG ² (1), (3), (4), (7), (8)
Reclay UFH GmbH ² (1), (3), (4), (7), (8)
Interseroh Austria GmbH ² (1), (2), (3), (7), (8)

(1) Kunststoffe, (2) (Material-)Verbunde, (3) Holz, (4) textile Faserstoffe, (5) Keramik, (6) biogene Packstoffe, (7) Metalle, (8) Papier/Pappe/Karton, (9) Glas, (10) Getränkeverbundkartons

¹ im haushaltsnahen Bereich tätig

² im gewerblichen Bereich tätig

Die **Altstoff Recycling Austria AG (ARA AG)** bzw. das gleichnamige **ARA-System** ist seit 1993 im kommunalen Bereich als flächendeckendes größtes Sammel- und Verwertungssystem anzusehen. Basierend auf der Grundlage des Abfallwirtschaftsgesetzes 2002 (AWG 2002) [84] und im Speziellen durch die österreichische VerpackVO mit ihren gesetzlich vorgegebenen Erfassungs- und stofflichen Verwertungsquoten (vgl. Tabelle 13) wird von der ARA AG das Ziel verfolgt, die Umwelt und auch Deponien von Verpackungsabfällen weitestgehend zu entlasten und diese geordnet in stoffliche Kreisläufe zu lenken [85, S. 9].

Die ARA AG bietet seit 2007 ihren Kunden an, Packstoffe auf biologischer Basis zu entpflichten. Dafür wurde ein Systemgenehmigungsantrag bei der zuständigen Aufsichtsbehörde, dem Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) eingebracht. Der Genehmigungsbescheid des Ministeriums wurde mit 1. Jänner 2007 ausgestellt.

Da Verpackungen auf biologischer Basis, insbesondere Kunststoffverpackungsfolien aus nachwachsenden Rohstoffen faktisch nicht von Materialien aus erdölbasierten Kunststoffen zu unterscheiden sind, ist das Einbringen dieser Verpackungen in die Bioabfallsammlung aus mehreren Gründen, auf die in Kapitel 7.6 näher eingegangen wird, nicht anzuraten. Die Sammlung gemeinsam mit anderen Altstoffen ist ebenfalls nicht zu empfehlen; dazu heißt es im ARA System Report 2006 zur Mitsammlung von biogenen Packstoffen [90, S. 12]:

„Fehlwürfe und Qualitätsprobleme durch unterschiedliche Abbaumechanismen bei der Bioabfallsammlung wären vorprogrammiert. Daher haben sich verantwortliche Vertreter der Landesregierungen, abfallwirtschaftliche Experten sowie Betreiber von Kompostanlagen mehrheitlich gegen die Sammlung in der Biotonne mit anschließender Kompostierung entschieden.“

Verstärkt wird dieses Argument durch die Formulierung im ARA Leistungsreport 2011 [91, S. 43]:

„Eine alternative Erfassung solcher Verpackungen über die Biotonne ist aufgrund der Verwechslungsgefahr mit Kunststoffverpackungen und damit vorprogrammierten Fehlwürfen und Qualitätsproblemen derzeit nicht sinnvoll – verantwortliche Vertreter der Landesregierungen, Abfallwirtschaftsexperten und Betreiber von Kompostierungsanlagen haben starke Bedenken gegenüber einer möglichen Miterfassung über die Biotonne geäußert.“

Die ARA AG rät dazu, dass eine Sammlung und Erfassung dieser Art von Verpackungen mit der herkömmlichen Leichtverpackung, d.h. eine Sammlung über das System Gelbe Tonne/Gelber Sack, bzw. eine gemeinsame Sammlung zusammen mit dem kommunalen Restmüll sinnvoll und auch praktikabel wäre. Verpackungen auf biologischer Basis würden dabei überwiegend einer CO₂-neutralen, thermischen bzw. energetischen Verwertung zugeführt werden. [90, S. 12]

4.1.3 Deutsche Verpackungsverordnung

Die letzte Neufassung der Verordnung über die Vermeidung und Verwertung von Verpackungsabfällen, in Deutschland kurz VerpackV genannt, stammt aus dem Jahr 1998 und wurde mittlerweile fünf Mal novelliert. Die letzte Novelle der VerpackV stammt vom 2. April 2008 [92]. Die vorgeschriebenen stofflichen Verwertungsquoten aus dem Anhang I der Verordnung, die sich von den vorangegangenen Novellen nicht unterscheiden, sind in der nachfolgenden Tabelle 15 dargestellt.

Tabelle 15: EU-Deutschland-Vergleich der stoffliche Verwertungsquoten in der Verpackungsabfallsammlung in Deutschland [92, Anhang I Z. 1.(2)], [79, Artikel 6]

Packstoff	stoffliche Verwertungsquote [M-%] in Deutschland	stoffliche Verwertungsquote [M-%] in der EU
Glas	75	60
Weißblech	70	50 ²
Aluminium	60	50 ²
Papier, Pappe, Karton	70	60
Verbunde	60	k.A.
Kunststoffe	60 ¹	22,5

¹ mindestens 60 % der Verwertungsquote sind durch Verfahren sicherzustellen, bei denen stoffgleiches Neumaterial ersetzt wird oder der Kunststoff für eine weitere stoffliche Nutzung verfügbar bleibt.

² für Metallverpackungen gilt in der EU 50 M-%.

Ähnlich wie in Österreich werden mit der letzten Novelle der nationalen Verpackungsverordnung auch in Deutschland (normierte) Restmengenziele (M-%) definiert, die bis spätestens 31.12.2008 zu erfüllen sind. Somit müssen ab diesem Zeitpunkt jährlich mindestens 65 M-% verwertet werden bzw. mindestens 55 M-% stofflich verwertet werden. Die Gesamtverwertungsziele der einzelnen Packstoffe sind ident mit den in Österreich geltenden Quoten (vgl. Tabelle 13). [92, § 1, Z. 3]

In der VerpackV heißt es weiter [92, Anhang I, Z. 1.(3)]:

„Verpackungen aus Materialien, für die keine Verwertungsquoten vorgegeben sind, sind einer stofflichen Verwertung zuzuführen, soweit dies technisch möglich und wirtschaftlich zumutbar ist. Bei Verpackungen, die unmittelbar aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellt sind, ist die energetische Verwertung der stofflichen Verwertung gleichgestellt.“

Verpackungen aus biologisch abbaubaren Werkstoffen gelten in Deutschland seit der dritten Novellierung der VerpackV vom 27. Mai 2005 von den allgemeinen Pflichten zur flächendeckenden Rücknahme dieser Packstoffe als ausgenommen. Dies gilt zunächst für Einweggetränkeverpackungen. Hersteller und Vertreiber dieser Verpackungen müssen sich

zur Gewährleistung der flächendeckenden Rücknahme an einem oder mehreren dualen Systemen beteiligen und dafür Sorge tragen, dass ein möglichst hoher Anteil an Verpackungen verwertet wird. [1, S. 73], [43, S. 1] Im Paragraf 16 – Übergangs-vorschriften wird der Gültigkeitsbereich dieser Ausnahme und die Verpflichtung zur Rücknahme weiter konkretisiert. Dazu heißt es in der Verordnung, dass Verpackungen und sämtliche Bestandteile davon von den in Paragraf 6 und 7 definierten Pflichten zur Rücknahme ausgenommen sind, falls die Kompostierbarkeit, gemäß einer herstellerunabhängigen Zertifizierung nach anerkannten Prüfnormen (vgl. Kapitel 2.3) gegeben ist. Dies bedeutet, dass in Deutschland Biokunststoffe von der allgemeinen Pfandpflicht für Getränkeverpackungen ausgenommen sind, wenn ihr nachwachsender Rohstoffanteil nachweislich zumindest 75 % beträgt. [66, S. 5] Diese Ausnahmeregelung, die eine befristete Erleichterung im Hinblick auf die Umsetzung der Produktverantwortung und die Anforderungen an die Verwertung für Kunststoffverpackungen auf nachwachsender Rohstoffbasis bringen soll, gilt bis zum 31. Dezember 2012. Mit dieser Ausnahmeregelung und dem damit verbundenen Wettbewerbsvorteil, der durch den Wegfall eines verpflichtenden Rücknahmesystems dem In-Verkehr-Bringer von biologisch abbaubaren Verpackungen entsteht, soll die Entwicklung des Marktes für biologisch abbaubare Werkstoffe, im Speziellen auch der der Biokunststoffe angekurbelt werden.

Wie der Erfolg dieser Sonderregelung im Nachhinein, kurz vor dem Auslaufen im Dezember 2012 bewertet wird, ist Gegenstand der kritischen Diskussion in Kapitel 8.

4.2 Serviceverpackungen – „Plastiksackerl“

Seit über 51 Jahren sind Kunststofftragetaschen, die sogenannten „Plastiksackerln“, im Einzelhandel erhältlich. Nach Schätzungen beläuft sich die europaweit in Verkehr gebrachte Menge an Kunststofftragetaschen, dazu gehören herkömmliche PE-Tragetaschen sowie äußerst dünnwandige Knotenbeutel, auf rund 800.000 t/a [93, S. 24].

In der Fachwelt als Serviceverpackung bezeichnet, stellen Kunststofftragetaschen nichts anderes als Verkaufsverpackungen des Handels, der Gastronomie und anderer Dienstleister dar, die die Übergabe der Ware an den Kunden/Endverbraucher ermöglichen bzw. unterstützen. Laut der österreichischen Verpackungsverordnung 2006 sind Serviceverpackungen wie folgt definiert [88, § 2 Abs. 5]:

„Serviceverpackungen sind Transport- oder Verkaufsverpackungen wie Tragetaschen, Stanitzel, Säckchen, Flaschen oder ähnliche Umhüllungen, sofern diese Verpackungen in einer technisch einheitlichen Form hergestellt und üblicherweise in oder im Bereich der Abgabestelle an den Letztverbraucher befüllt werden.“

4.2.1 Situation in der EU

In vielen EU-Mitgliedsländern, die Ausnahmen bilden hierbei Österreich und Deutschland, werden meist sehr dünnwandige Serviceverpackungen aus PE-LD-Kunststoff weitgehend kostenlos dem Kunden zur Verfügung gestellt, die jedoch nichts mit dem am heimischen

Markt vorhandenen dünnwandigen Knotenbeutel (mit oder ohne Henkel) z.B. in den Obst- & Gemüseabteilungen gemein haben. An den Abgabestellen, die i.d.R. im Bereich der Supermarktkassa liegen, werden in Österreich, Deutschland und einigen wenigen anderen Ländern meist gegen ein Entgelt ausschließlich dickwandige Kunststofftragetaschen, die sich auch für die mehrmalige Verwendung eignen, ausgegeben.

Aus der Tatsache heraus, dass die Sammlung und Verwertung von Kunststofftragetaschen oft nicht ordnungsgemäß funktioniert, erwägt die EU in jüngster Zeit mitunter drastische Maßnahmen, die vom Ausmaß her zwischenzeitlich auch einem generellen Verbot dieser Serviceverpackungen, insbesondere der oft kostenlos abgegebenen besonders dünnwandigen Tragetaschen und Knotenbeutel, gleichzusetzten wären. Ein generelles Verbot ist aus Sicht von Rechtsexperten juristisch aber schwer durchsetzbar und beschwört in jedem Fall einen Konflikt mit den Regeln des Binnenmarktes sowie dem internationalen Handelsrecht hervor. Gemäß der EU-Verpackungsrichtlinie (vgl. Kapitel 4.1.1) können Verpackungen, die den grundlegenden Anforderungen der Richtlinie entsprechen, nicht verboten werden [93, S. 25]. Trotzdem haben sich einige EU-Mitgliedstaaten (z.B. **Italien**) ohne Abstimmung mit der EU zu einem sogenannten „**Plastiksackerlverbot**“ durchgerungen (vgl. Kapitel 4.4.2.1), das derzeit international für heftige Diskussionen sorgt. Nicht nur auf EU-Ebene sondern weltweit ist nicht zuletzt durch die zunehmende Vermüllung der Weltmeere (Marine Littering, vgl. Kapitel 4.3.2) den äußerst dünnwandigen Kunststofftragetaschen und Einweg-Knotenbeutel der Kampf angesagt worden. Mittlerweile gibt es in einigen Staaten der Erde, z.B. in **China**, **Großbritannien** und **Südkorea**, ein Verbot dieser Serviceverpackungen; andere Ländern überlegen generell den Verkauf von rein petrobasierten Kunststofftragetaschen zu verbieten. [42, S. 6]

Derzeit wird auf EU-Ebene wieder eingelenkt, das mit massiven Problemen verbundene generelle Verbot von Plastiksackerln soll zugunsten eines erhöhten Abgabepreises abgeändert werden und somit die Verbreitung von Kunststofftragetaschen eingedämmt werden. Laufende Preiserhöhungen sollen beim Verbraucher keinen Gewöhnungseffekt hervorrufen, sondern vielmehr ein Umdenken in Richtung anderer Alternativen bewirken. Dies ist vorläufig zwar nur als Vorschlag einzuordnen, die Intention dahinter ist aber klar. Geht es nach dem EU-Kommissar J. Protocnik so soll bis 2020 der durchschnittliche Verbrauch von **derzeit 195 Kunststofftragetaschen pro Einwohner und Jahr** um über 80 % auf durchschnittlich 39 Serviceverpackungen pro Einwohner und Jahr gesenkt werden. [94]

Vor diesem Hintergrund sind brauchbare Alternativen im Serviceverpackungsbereich neben den klassischen Einkaufssackerln aus Papier gefragter denn je. Biologisch abbaubare Biokunststoffe, die zum größten Teil aus nachwachsenden Rohstoffen und unter energieoptimierten Produktionsverfahren hergestellt werden, sind aus Sicht der Umwelt (Treibhausgasbilanz, vgl. Kapitel 4.4.3.2) und des österreichischen Einzelhandels ein guter Ersatz, wie dies in Kapitel 4.4.5 näher erörtert wird.

4.3 Littering („Vermüllung“)

Littering ist aus dem englischen Verb „to litter“ bzw. vom Substantiv „Litter“ entlehnt und kann in der deutschen Sprache im weitesten Sinne mit „herumliegende Sachen“ (meist zutreffend für Abfälle) umschrieben werden. Für die anthropogen verursachte Vermüllung des öffentlichen Raumes und der freien Natur (inkl. Wasserflächen) gibt es zahlreiche weitere Definitionen, die allesamt das achtlose Wegwerfen und Liegenlassen von Abfällen, kleine sowie große Stücke und Mengen, gemein haben. [95, S. 9ff.] In der Literatur werden zwei Arten von Littering beschrieben, die unter den Begriffen „Land Sourced Littering“ und „Marine Littering“ subsumiert werden können.

4.3.1 Land Sourced Littering

In Österreich aber auch in Deutschland ist „Littering“, im Speziellen das „Land Sourced Littering“ d.h. das achtlose Wegwerfen und Liegenlassen von Abfällen auf öffentlichen Gründen zwar vorhanden, aber bei Weitem nicht so stark ausgeprägt, wie dies z.B. in anderen Ländern der Fall ist. Dies hängt neben sozialen, demographischen und pädagogisch-moralischen Faktoren auch u.a. mit der Entwicklung der Abfallwirtschaft des jeweiligen Landes zusammen. Vor allem in den neuen EU-Mitgliedstaaten ist die Abfallwirtschaft noch nicht so weit fortgeschritten und es gibt auch deutliche Defizite in der Sammlung und Behandlung von Abfällen. Die Vermüllung der Landschaft ist vor allem ein Phänomen, das in urbanen bis suburbanen Gebieten gehäuft auftritt. Als Hauptursache für Littering können veränderte Konsumgewohnheiten, der Wandel der Gesellschaft hin zur **Wegwerfgesellschaft**, soziale Desintegration uvm. identifiziert werden. Während am Land die Bevölkerungsdichte gegenüber städtischen Zonen geringer ist, sind auch Unterschiede in der Abfallzusammensetzung und dem Abfallaufkommen vorhanden. Anders als in ländlichen Gebieten, wo in der Natur Abfälle, auch Tragetaschen aus beständigem Kunststoff, mit der Zeit überwuchert und bedeckt werden, bleibt der Kunststoffabfall, der nicht verrottet, in Städten über lange Zeit sichtbar. Die Unverrottbarkeit von Kunststoffen steht für Materialbeständigkeit und ist bei vielen Anwendungen, bei denen Kunststoffe zum Einsatz kommen eine durchaus gewünschte Eigenschaft. Dies trifft nicht zwangsweise auf (Service-)verpackungen im Handel zu, die ohnehin nur für eine beschränkte Zeit (wenige Wochen bis Monate) ihre Funktion erfüllen und danach zu Abfall werden. Kommen Tragetaschen und Verpackungen aus Kunststoff nach deren Nutzungsphase ordnungsgemäß in dafür vorgesehene Sammelsysteme und gelangen sie nicht unkontrolliert in die Umwelt, dann spielt es eine untergeordnete Rolle, ob sie erdölbasiert sind oder auf Basis von nachwachsenden Rohstoffen hergestellt wurden.

Die Top 10 der am häufigsten „gelitterten“ bzw. in (öffentlichen) Müllkörben entsorgten Objekte/Abfälle sind in der nachfolgenden Abbildung 42 dargestellt und einer australischen Studie [96] entnommen. Bei den fett gedruckten Objekten handelt es sich um Gegenstände, die durch Biokunststoffe substituierbar sind. Dazu gehören insbesondere Kunststoffbecher, Kunststofftragetaschen, Kunststoffverpackungen und -gebilde sowie Getränkeflaschen.

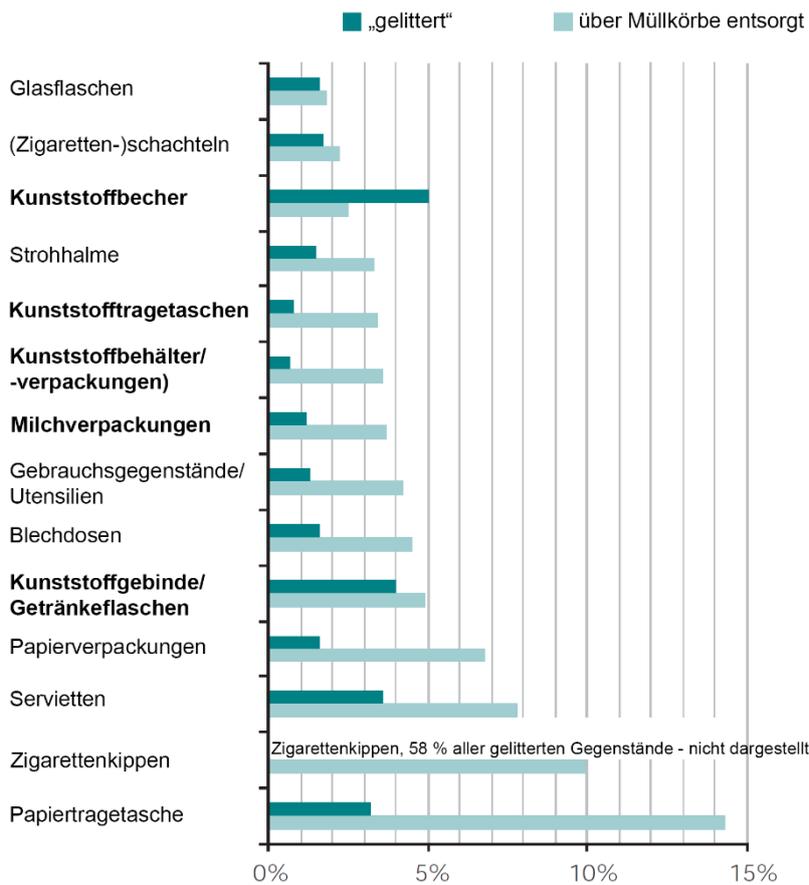


Abbildung 42: Top 10 der „gelitterten“ bzw. in Müllkörben entsorgten Objekte (Stückanteil in Prozent) [96, S. 63, modifiziert]

Abgesehen von einzelnen, anlassbezogenen Fallstudien, die regional und somit im eingeschränkten Ausmaß durchgeführt wurden, existieren für Gesamtösterreich keine aktuellen Literaturdaten, die das Phänomen „Littering“ umfassend beschreiben. Eine bereits erwähnte Dissertation aus dem Jahr 2007 [95] widmet sich dem Thema Littering auf technozozio-ökonomischer Weise. Ein Themenfeld stellt u.a. die Auswertungen von Kehrichtanalysen der Stadt Wien aus dem Jahr 2002 dar. Es zeigt sich, dass $\frac{3}{4}$ der Littermenge aus 20 M-% Kunststoffe und mehr als 50 M-% Papier zusammensetzt ist. Der Rest entfällt auf Verbundmaterialien, Biomüll, Glas und Metall [95, S. 80]. Zu beachten dabei ist, die unterschiedliche Auslegung des Begriffs „Litter“. So hängt die Materialzusammensetzung nicht nur stark von der jeweiligen Region, urbanes oder ländliches Gebiet, ab, sondern variiert auch je nach der Art der Müllfassung: händisch aufgekehrtes Kehrichtmaterial, Inhalt von Straßenpapierkübel, Mix aus beiden. [95, S. 77]. Oftmals wird in Studien auch der Inhalt von öffentlichen Müllkörben als Litter bezeichnet, was aber definitiv nicht im Einklang mit der eigentlichen Definition des Begriffes steht.

Abbildung 43 spiegelt die durchschnittliche Zusammensetzung des Litter-Materials, freiliegend auf öffentlichen Plätzen und Straßenzüge, in ausgewählten fünf europäischen

Städten² wieder. Dabei versteht sich die Angabe in Prozent der Anzahl an Objekten. Stückanteile unter 1 % werden nachfolgend aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht angegeben.

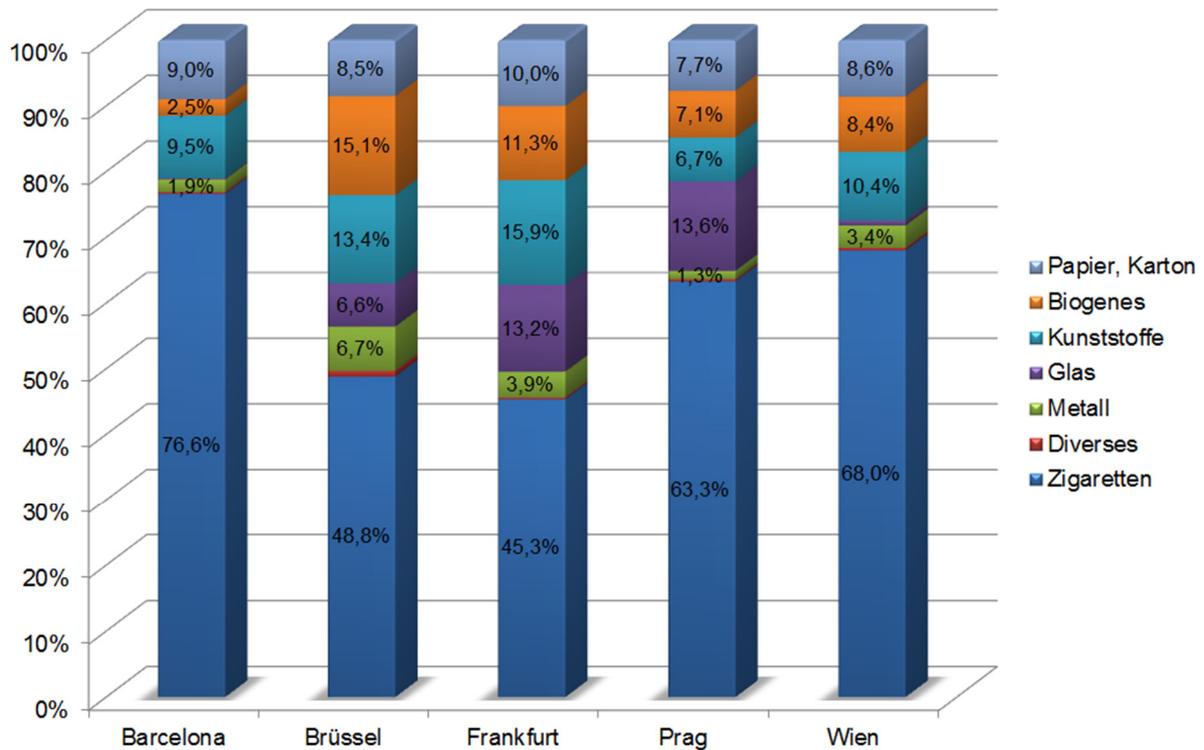


Abbildung 43: Zusammensetzung des Litter-Materials in Städten (Stückanteil in %) [95, S. 163f., modifiziert]

Wie bereits aus Abbildung 42 erkennbar, beträgt auch in der oberen Abbildung 43 der Anteil (Stückzahl) an Zigarettenkippen im Schnitt ca. 60 %. Die Anzahl an Kunststoffteilen liegt im Schnitt bei ca. 11 % und bildet in Städten wie Frankfurt und Wien die zweithäufigste anzutreffende Fraktion beim Litter. In der oben erwähnten Doktorarbeit wird zwischen Verpackungen und stoffgleichen Nicht-Verpackungen unterschieden. Bezogen auf das Gesamtmaterial ist der Anteil von Verpackungen aus Papier, Kunststoff, Glas, Metall inklusive Getränkeverpackungen (PET-Flaschen) mit ca. 5 % [95, S. 170] relativ gering. Innerhalb der verpackungsrelevanten Stoffgruppen Papier, Kunststoff, Glas und Metall wird bei den Verpackungstücken ein Anteil von 18,4 % [95, S. 172] verzeichnet. Betrachtet man die Anzahl der gelitterten PET-Getränkeflaschen näher, so fällt auf, dass der Anteil,

² Barcelona: Passeig de Gracia, Av. de la Catedral, Parc de la Ciutadella, Sants Estacio;
 Brüssel: Avenue Louise, Grand' Place, Parc du Bruxelles, Gare Centrale;
 Frankfurt/Main: Bergerstraße, Römerberg, Güntersburgplatz, Hauptbahnhof;
 Prag: Václavské náměstí, Staroměstské náměstí, Riegrovy sady, Hlavní nádraží;
 Wien: Stephansplatz, Stadtpark, Westbahnhof;

abhängig von Pfandsystem in den einzelnen Ländern, recht unterschiedlich ist und im Mittel zwischen 5 und 20 % streut. Zusammenfassend wird in der Arbeit festgehalten, dass Littering in erster Linie ein Problem der kleinen Stücke darstellt, d.h. über 97 % (93 % exklusive Zigarettenkippen) der gezählten Teilchen waren kleiner als 15 cm. [95, S. 175]

Abgesehen von dem empirisch nachgewiesenen eher geringen Anteil von tatsächlichen Verpackungsabfällen im Litter, ist das Problem des Litterings bei gut funktionierenden und etablierten Sammelsystemen, die es in Österreich aber auch in Deutschland und z.T. in anderen Ländern gibt, nicht bedeutend. Auch die in dieser Arbeit näher betrachteten biogenen Packstoffe, wie (biologisch abbaubare) Kunststoffe tragen nicht wesentlich zur Problemlösung im Zusammenhang mit Littering bei. Der letzte Absatz dieses Kapitels beschreibt diesen Umstand näher.

Im europäischen Kontext nimmt Österreich eine Spitzenposition ein, wenn es um die Abfallsammel- und Trennungsmoral der Bevölkerung geht. Wie aus einer Zusammenfassung der Sammelergebnisse der ARA AG ersichtlich, ist ein klarer Aufwärtstrend bei der Verpackungssammlung über die letzten 15 Jahre in Österreich zu verzeichnen. Auf europäischer Ebene belegt **Österreich** nach Dänemark, Belgien, Niederlande und Deutschland mit **66,9 % stofflicher Verwertungsquote bei Verpackungsabfällen 2009** den fünften Rang (vgl. Abbildung 44). Der Gesamtschnitt der Europäischen Union wird laut eurostat für das Jahr 2009 mit 62,5 % stofflicher Verwertungsquote bei Verpackungen geschätzt und liegt im Vergleich zu 2008 um zwei Prozentpunkte höher. [62] In der nachfolgenden Abbildung sind die einzelnen Verwertungsquoten der EU-27 inklusive Norwegen und Lichtenstein dargestellt. Die Schweiz ist ausgenommen, da hier laut eurostat keine Daten vorhanden sind. Die bei der Länderabkürzung und Quote gewählte Hintergrundfarbe gibt Aufschluss über die Veränderung zum Jahr 2008. Rosé bedeutet eine Abnahme, die Farbe Grün verbildlicht eine Zunahme der Quote. Es ist zu erkennen, dass vor allem in den neuen EU-Mitgliedstaaten im Osten die Recyclingrate bei Verpackungen zugenommen hat.

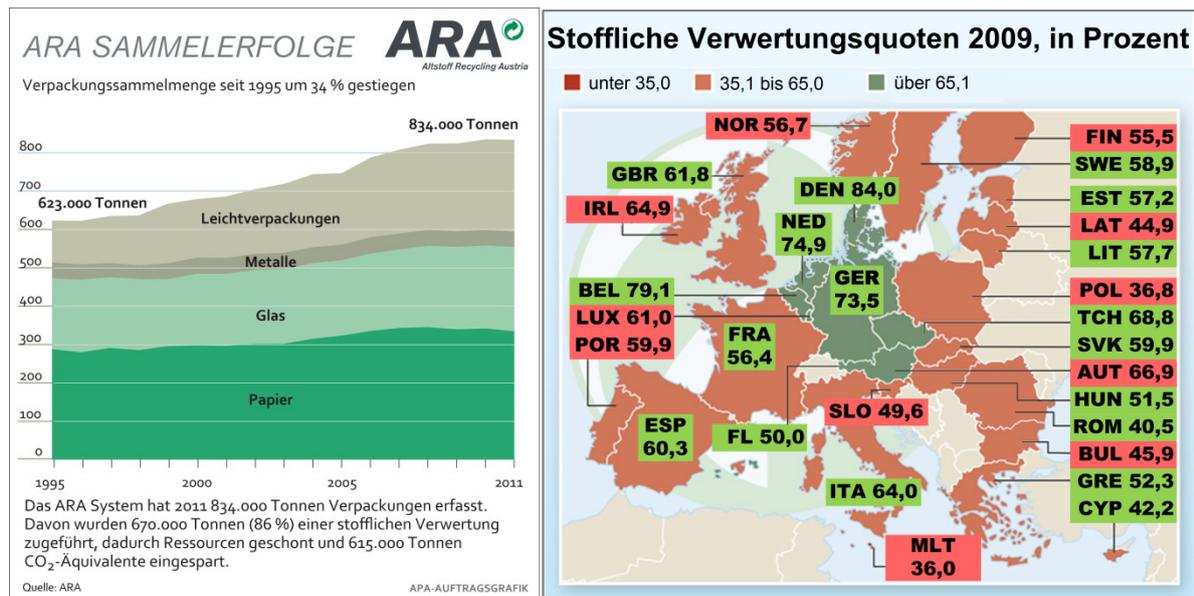


Abbildung 44: Sammelerfolge in Österreich 1995-2011 (links) [97] und Vergleich der stofflichen Verwertungsquoten für Verpackungsabfälle innerhalb der EU 2009 (rechts) [62]

Das Abbauverhalten von biologisch abbaubaren Kunststoffsäcken in der Natur ist durch zahlreiche Studien belegt, die allesamt zu dem Schluss kommen, dass ein gewünschter Zerfall innerhalb weniger Tage bzw. Wochen nur in der industriellen Heißkompostierung zu beobachten ist. Ein vollständiger biologischer Abbau der Verpackungen zu Wasser und CO₂ setzt in der Heimkompostierung (Komposthaufen) sowie in der Umwelt (Littering) erst viel später und nur unter gewissen Bedingungen ein. Daher ist die achtlose und systemlose Entsorgung von Biokunststoffen in der Umwelt nicht anzustreben, da diese hier meist über Monate erhalten bleiben und zur negativen Beeinflussung des Landschaftsbildes beitragen. Wenn es um die Diskussion von biologisch abbaubaren Biopolymeren aus der Sichtweise des Littering geht, muss klar gesagt werden, dass der forcierte Einsatz dieser Werkstoffgruppe kein approbates Mittel gegenüber diesem Problem darstellt. Littering ist ein Problem der Gesellschaft und muss bei der Wurzel angepackt werden. Biologisches Abbauverhalten, z.B. bei kurzlebigen Verpackungen kann zwar die Auswirkungen mindern, unter Ausschluss von spezifischen Bedingungen (Mikroorganismen, Temperaturlevel, Feuchtigkeit) vor Ort verläuft eine biologische Desintegration über sehr lange Zeiträume. Auf den natürlichen Abbau und das Zersetzungsverhalten von Biopolymeren bei der Heiß- und Heimkompostierung wird in Kapitel 7.6 näher eingegangen. Fallstudien und Beispiele aus der Praxis werden in Kapitel 4.4.3.5 bzw. Kapitel 4.4.6.5 beleuchtet.

4.3.2 Marine Littering

Kommt man auf das Thema „Littering“ und die in diesem Zusammenhang existenten Probleme zu sprechen, so fällt auf, dass wie im ersten Absatz bereits erwähnt vorwiegend Länder mit einer rudimentär ausgeprägten Abfallwirtschaft davon betroffen sind. Basierend auf den Vorgaben der EU-Deponierichtlinie [98] und einhergehend mit einem nach Ablauf der länderspezifischen Übergangsbestimmungen generellen Verbot der direkten Ablagerung

unbehandelter heizwertreicher (Kunststoff-)abfälle rückt, vorwiegend in Ländern, in den der Ausbau der getrennten Sammlung noch am Anfang steht und die Zugang zum Meer haben, zunehmend das Problem des „Marine Littering“ in den Fokus. Die Vermüllung der Meere durch Kunststoffabfälle hat sich inzwischen zu einem weltweiten Umweltproblem entwickelt. In Abbildung 45 sind die multiplen Eintragspfade von Kunststoffen, in erster Linie Verpackungsmaterialien, in die Weltmeere grafisch dargestellt. Abfälle stellen prinzipiell ein ernstes Problem in marinen Ökosystemen dar. In der Nordsee stellen Kunststoffabfälle den eingetragenen Hauptbestandteil dar [99, S. 34].

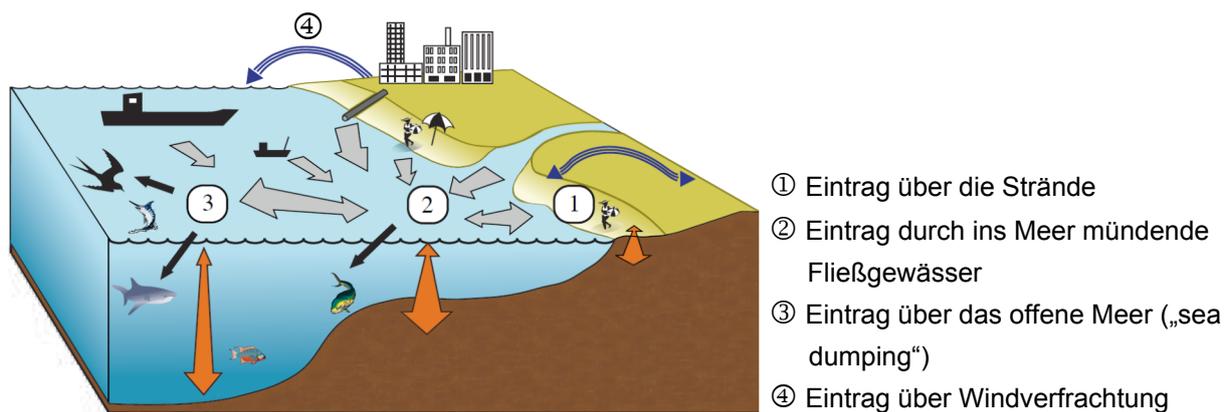


Abbildung 45: Marine Littering – Darstellung der Eintragspfade [100, S. 23, modifiziert]

Neben landbasierten Quellen gibt es für den Eintrag von Abfällen in die Weltmeere auch seebasierte Quellen (über Schiffe). Das Verhältnis ist nicht bekannt und variiert abhängig vom Ort sehr stark. Experten schätzen das Verhältnis Land/See weltweit 80:20 ein. [101], [99, S. 35] Die Ursache von Marine Littering als solche ist weniger im breiten Einsatz von kurzlebigen (Verpackungs-)kunststoffen zu suchen, sondern beruht vielmehr im unverantwortlichen Umgang mit Abfällen gepaart mit nicht existenten oder obsoleten Abfallwirtschaftssystemen in gewissen Ländern. Das United Nations Environment Programme (UNEP) ging zur Jahrtausendwende davon aus, dass 80 % der Kunststoffabfälle im Meer, d.h. rund 6,4 Mio. t pro Jahr, von Landwegen her eingetragen werden, in hohem Maße also auch von ungesicherten Deponien. Im Meer werden Kunststoffabfälle im Laufe der Zeit und durch die vorherrschenden Umwelteinflüsse zu 3 bis 5 mm große Pellets zerkleinert, sinken z.T. in tiefere Wasserschicht bzw. auf den Meeresboden ab und werden dort von Meerestieren, die diese Zerkleinerungs- und Abbauprodukte mit Plankton verwechseln, aufgenommen. Aussagen, dass 70 % der Kunststoffabfälle über kurz oder lang zum Meeresboden absinken, sind wissenschaftlich nicht belegt. Abhängig von der Dichte der Materialien sind hier Unterschiede zu beobachten. PVC-Kunststoffe gleiten aufgrund ihrer höheren Dichte im Vergleich zu den meisten anderen (Verpackungs-)kunststoffen rascher in tiefere Zonen ab. [99, S. 34f.] Insgesamt gibt es weltweit fünf sogenannter „**Garbage Patches**“, die auf den Pazifik, Atlantik und den Indischen Ozean entfallen. Im Great Pacific Garbage Patch (GPGP) zwischen Nordamerika und Alaska, der eine Ausdehnung von ca. der zweifachen Landfläche der Vereinigten Staaten besitzt [32, S. vii], befinden sich mehrere Millionen Tonnen an Kunststoffmüll, der durch die hier vorherrschende Meereströmung mit ca.

0,4 km/h langsam um die eigene Achse rotiert. Aus einer Studie der UNEP aus dem Jahr 2005 geht hervor, dass sich der globale Anteil von durchschnittlich bis zu 13.000 Kunststoffteilen pro km² Meeresfläche im GPGP auf bis zu eine Million pro km² erhöht hat. [101, S. 4] Im Nordpazifik, im internationalen Gewässer östlich von Japan wurde zwischen 1985 und 1988 316.800 Kunststoffteile pro km² (3,5 kg/km²) gefunden. [102] C. Moore fand 2001 ähnlich hohe Stückzahlen an Teilchen (334.000 Teile pro km²) im Nordpazifischen Ozean in der Mitte zwischen der Westküste der USA und Hawaii. Die Dichte war mit 5,1 kg/km² im Vergleich wesentlich höher. Somit ist der Vorrat an Plankton im Nordpazifischen Ozean von der Teilchenanzahl her zwar fünfmal höher als die Anzahl an Kunststoffteilen, bezogen auf das Gewicht überwiegen aber Kunststoffe um das sechsfache [103], [99, S. 32] Aktuelle Studien, die die Akkumulation von Kunststoffteilen im Nordatlantik und dem Karibischen Meer über einen Zeitraum von beinahe 20 Jahren (1986 bis 2008) beobachten, kommen zu dem Resultat, dass die höchsten Kunststoffkonzentrationen in den atmosphärischen Konvergenzzonen³ mit über 200.000 Partikel pro km² anzutreffen sind. Diese Menge ist trotz eines kontinuierlichen Eintrags über die Jahrzehnte relativ konstant geblieben. Eine mögliche Erklärung dafür ist, dass die Partikel im Laufe der Zeit in tiefere Zonen bzw. auf den Meeresboden abgesunken sind und somit aus dem Messbereich nahe der Wasseroberfläche entfallen. Dies hat auf den langsamen Zerkleinerungs- und Abbauprozess im Meerwasser negative Auswirkungen, da dieser unter Ausschluss von UV-Licht und in kälteren (tieferen) Wasserzonen deutlich verlangsamt wird. [100, S. 23] Eine andere Studie, die im Zeitraum von 1986 bis 2002 den Nordatlantik untersuchte kommt zu dem Schluss, dass vor allem in der **Sargassosee** die Konzentrationen an Kunststoffpartikeln mittlerweile mit bis zu 580.000 Stück pro km² fünfmal höher sind, als Untersuchungen in den 70er Jahren in derselben Region gezeigt haben. Umgerechnet in Tonnen ergibt dies eine Menge von ca. 1.100 t, die in dieses sensible Ökosystem im Laufe der Jahrzehnte anthropogen eingetragen wurde. [104] Mit Sicherheit sind auch erhöhte Konzentrationen von Kunststoffabfällen im Südatlantik und im Indischen Ozean zu finden, die vorliegende Datenbasis ist hier jedoch bei Weitem geringer als in den anderen, vorher beschriebenen Regionen. [99, S. 33] Für Europa und die Gegend um das Mittelmeer betreffend, fanden Experten 2011 heraus, dass ca. 250 Mrd. Kunststoffteile mit einem Gesamtgewicht von 500 t zwischen Adria und Türkischer Rivera im Meer treiben [94].

³ Es wird zwischen innertropische oder intertropische Konvergenzzone unterschieden. Dabei handelt es sich um eine wenige hundert Kilometer breite Tiefdruckrinne in Äquatornähe bei der von Norden und Süden Passatwinde aufeinandertreffen. Dieser Abschnitt ist durch Konvektionserscheinungen und eine i.d.R. starke Quellbewölkung gekennzeichnet. Das bedeutet, dass die generelle Windstille in diesem Teil der Ozeane mehrfach am Tag durch Platzregen und Gewitter mit stürmischen und stark drehenden Böen unterbrochen wird. [105]

4.4 Meinungen und Sichtweisen

Wie bereits eingangs erwähnt, sind Meinungen von Stakeholdern der österreichischen, deutschen und schweizer Abfallwirtschaft zum Thema „Einsatz von Biokunststoffen am Verpackungssektor und die daraus resultierenden Auswirkungen auf die Abfallwirtschaft“ Inhalt dieses Unterkapitels. Dabei werden neben (Fach-)zeitschriften und Internetartikel auch Studien zu dieser Thematik zitiert sowie Meinungen von Experten in Form von Interviews eingeholt. Es wird versucht, eine möglichst objektive Herangehensweise zu wählen und besonders stark auf die österreichische (umwelt)politische Situation und auf die einheimische Entsorgungsinfrastruktur zu fokussieren. Studien und Praxiserfahrungen aus dem benachbarten Ausland runden das Meinungsspektrum ab. Wiederum wird im Anschluss verstärkt der Serviceverpackungsbereich beleuchtet, aber auch auf Getränkeverpackungen (Flaschenware) eingegangen.

4.4.1 Ausgangslage – Abfallaufkommen Serviceverpackungen

In Österreich werden nach Schätzungen jährlich rund 350 Mio. Stück [106, S. 9] Kunststofftragetaschen vom Handel an die Konsumenten abgegeben. Exakte Daten zur Gesamtmenge der in Österreich verbrauchten Kunststofftragetaschen inklusive Knotenbeutel existieren nach Angaben des Lebensministeriums sowie von Vertretern verschiedener Wirtschaftsbereiche keine. Nach einer Schätzung variiert das Aufkommen zwischen 5.000 und 7.000 t/a [58, S. 12]. Aus einer unveröffentlichten Erhebung der ARA AG aus dem Jahr 2011 (Bezugsjahr 2010) [60, S. 7] wird der Anteil an Kunststofftragetaschen und Knotenbeutel mit ca. 16.810 t brutto⁴ (ohne langlebige Verpackungen: 15.830 t brutto) bzw. 8.400 t netto⁵ (ohne langlebige Verpackungen: 7.910 t) angegeben. Andere Quellen gehen davon aus, dass insgesamt ca. 7.000 t [59, S. 8] an Kunststoff- und Papiersackerl sowie Serviceverpackungen aus anderen Materialien jährlich im Müll landen. Dies trägt zu etwas mehr als 0,1 % des jährlichen österreichischen Gesamtabfallaufkommens von ca. 53,5 Mio. t [107, S. 20] aus dem Jahr 2009 bei. Betrachtet man die viel diskutierten, äußerst dünnen Kunststoff-Knotenbeutel mit oder ohne Trageschleife, die vorwiegend in den Obst- und Gemüseabteilungen diverser Handelsketten angeboten werden, so entspricht dies einer Menge von ca. 1.500 t pro Jahr [59, S. 8]. Geht man von einem jährlichen Aufkommen von 7.000 t aus, ergibt dies bei ca. 8,43 Mio. Einwohnern einem Pro-Kopf-Verbrauch von ca. 830 Gramm pro Einwohner. Hochgerechnet auf die Stückzahl kann ein jährlicher Durchschnittsverbrauch von 32,5 Tragetaschen (á 20 g/Stück) und 60 Knotenbeutel (á 3 g/Stück) pro Einwohner angesetzt werden [58, S. 12].

⁴ inkl. Restinhalte und Anhaftungen.

⁵ reiner Materialanteil.

4.4.2 Politik

Die Einführung von klimaneutralen Serviceverpackungen ist auch Anliegen des österreichischen Umweltministeriums⁶ (BMLFUW). Im Rahmen der „green jobs“-Initiative sollen bis 2020 100.000 neue Arbeitsplätze entstehen, die dem Ausbau neuer ressourcenschonender Technologien, der Ankurbelung von Innovationen und der Forcierung neuer ökologischer Produkte dienen sollen. Biokunststoffe haben aus der Sicht des Ministeriums das Potenzial, die heimische Wertschöpfungskette um einen innovativen Industriezweig zu bereichern. [45, S. 1]

Im Sommer 2011 stellte Umweltminister N. Berlakovich ein **5-Punkte-Programm zur Verdrängung des Plastiksackerls** in Österreich vor. Neben der Reduktion der Menge dieser Serviceverpackungen (hierbei geht es vor allem um den Einsatz von dünnwandigen Knotenbeuteln) und dem verstärkten Einsatz von abbaubaren Verpackungsmaterialien, gilt diese Initiative vor allem der Bewusstseinsbildung zur Abfallvermeidung in der Bevölkerung. Dies auch im Zusammenhang mit bestehenden bzw. in der Evaluierungsphase befindlichen Regelungen in anderen EU-Ländern, insbesondere was die Prüfung der Kennzeichnungspflicht für Kunststofftragetaschen betrifft. Biokunststoffe sollen vor allem dort eingesetzt werden, wo sich technische und ökologische Vorteile daraus ergeben. Ein Hauptaugenmerk wird dabei auf die Mehrfachnutzung (Wiederverwendung) gelegt. Diese wird beispielhaft mit der mehrfachen Verwendung von atmungsaktiven Knotenbeuteln aus Biokunststoff für die Verpackung von Obst, Gemüse und Gebäck mit dem Effekt der längeren Haltbarkeit beschrieben. Der breite Einsatz von Biokunststoffverpackungen soll, unterstützt vom österreichischen Lebensmitteleinzelhandel, in Zukunft forciert werden. In einem Pilotprojekt zum verstärkten Einsatz von abbaubaren Verpackungsmaterialien nehmen bereits über 100 Standorte in ganz Österreich, Tendenz steigend, teil. [108, S. 6] Weitere Pilotprojekte zur **Einführung von biologisch abbaubaren Knotenbeuteln** wurden bereits initiiert. Ziel ist es, Anreize zur Verwendung von Biokunststoffen zu schaffen, praxisnahe Erfahrungen in der Anwendung dieser Materialien zu gewinnen sowie die Konsumenten aufzuklären, ihnen dabei aber die volle Wahlfreiheit bei der Auswahl der Serviceverpackung zu gewährleisten. Entgegen einem totalen Verbot von herkömmlichen Kunststofftragetaschen und Knotenbeutel wird in Österreich im Sinne der Ressourcenschonung und der Abfallvermeidung der Weg verfolgt, in vielen Bereichen, wo dies technisch möglich und auch ökonomisch vertretbar ist, den Einsatz von fossilen Rohstoffen zu reduzieren. Dies fängt bereits mit der Reduzierung des Verbrauchs an Kunststofftragetaschen auf ein Mindestmaß an und geht mit der Substitution dieser Materialien durch neue Werkstoffe auf nachwachsender Rohstoffbasis, z.B. Biokunststoffe, weiter. [93, S. 5ff.] Wie die Resonanz dieser ersten, noch andauernden Einführungsphase von Biokunststoffverpackungen aus Sicht des (Einzel-)handels verläuft, wird in Kapitel 4.4.5 näher beschrieben.

⁶ als Lebensministerium bezeichnet (www.lebensministerium.at)

Nach einer Internetumfrage zu Beginn des Jahres 2011 waren in Österreich mehr als $\frac{3}{4}$ der befragten Personen für ein Verbot von petrobasierten Kunststofftragetaschen und für ein entsprechend großes Angebot an ökologisch vertretbaren Alternativen, wie Serviceverpackungen auf Maisstärkebasis, Tragetaschen aus Papier bzw. Textil-Mehrwegtragetaschen. Nur 21 % waren gegen diesen Vorschlag, da noch immer Befürchtungen im Raum stehen, dass bei der Verwendung anderer Materialien die Festigkeit der Tragetasche nicht mehr gewährleistet werden kann. [42, S. 6]

4.4.2.1 Sichtweisen innerhalb der EU

Der nach subjektiver Ansicht einzelner EU-Mitgliedstaaten erlaubte bzw. nicht erlaubte und somit nach gemeinsamen EU-Recht rechtswidrige Eingriff in den Verpackungsmarkt – betroffen sind hier Tragetaschen und Knotenbeutel aus konventionellen Kunststoff – kann auf nationaler Ebene auf zwei Arten erfolgen [93, S. 18]:

1. Direktes Verbot dieser Serviceverpackungen (Beispiel: Italien).
2. Steuerliche Abgaben für in Verkehr gesetzte Serviceverpackungen (Beispiel: Dänemark, Belgien, Irland, Luxemburg, Malta, Wales, Schottland, Rumänien, Spanien-Andalusien, Frankreich ab 2014).

Seit mittlerweile über zwei Jahren ist in Italien ein Verbot in Kraft, das es dem Einzelhandel verbietet, nicht biologisch abbaubare Kunststofftragetaschen und Knotenbeutel anzubieten. Das Haushaltsgesetz Nr. 296/2005 vom 27.12.2005, das mit 01.01.2007 in Italien in Kraft getreten ist, verbietet ab 01.01.2011 (ursprünglich 01.01.2010, geändert durch das Gesetz Nr. 102/2009) landesweit die Herstellung, den Vertrieb, den Verkauf, die Ausgabe und sogar die Benutzung(!) von konventionellen Kunststofftragetaschen sowie Knotenbeutel und gilt sowohl für entgeltlich sowie unentgeltlich in Verkehr gesetzte Tragetaschen aus konventionellem Kunststoff. Dies wird von offizieller Seite durch die in Kapitel 2.3.3 erörterte europäische Norm EN 13432, die auch Italien für verbindlich erklärt hat, begründet. Dabei ist zu beachten, dass dies im direkten Widerspruch zur Norm steht. In der EN 13432 werden rein die Anforderungen an die Kompostierbarkeit von (Kunststoff-)Verpackungen definiert, nicht aber vorgeschrieben, dass alle Verpackungen zwingend kompostierbar sein müssen. Nach einer Übergangsfrist auslaufend mit 30.04.2012 (Händler), 31.08.2012 (Großhandelszentren) bzw. 31.12.2011 (kleine Geschäfte) hatte der Handel Zeit sich herkömmlicher Kunststofftragetaschen zu entledigen. Derzeit ist auf Ebene der Europäischen Kommission ein Vorverfahren (Informationseinholung) zu einer Vertragsverletzung gegenüber dem Staat Italien anhängig. [93, S. 17f.]

Abgaben, sogenannte Umweltsteuern, die für das Inverkehrbringen von Kunststofftragetaschen zu leisten sind, fallen je nach Land recht unterschiedlich aus und bewegen sich meist zwischen drei und zehn €Cent/Stück. Die Abgaben betreffen in der überwiegenden Anzahl der Fälle Einweg- bzw. Wegwerftaschen [93, S. 18f.]

Neben Ländern, in denen ab 2012 bereits ein totales Verbot existiert bzw. steuerliche Abgaben auf Serviceverpackungen aus herkömmlichen Kunststoffen zu leisten sind, gibt es auch Staaten, die noch keine spezifischen Regelungen ausgearbeitet haben (Estland,

Ungarn, Portugal) bzw. auch jene, die gar keine planen (Deutschland, Finnland, Griechenland, Großbritannien mit Ausnahme von Wales und Schottland, Lettland⁷, Litauen, Niederlande, Polen, Tschechische Republik, Schweden, Slowakei und Spanien mit Ausnahme von Andalusien). [93, S. 20f.] Ähnlich wie in anderen Ländern wird auch in Österreich auf politischer Ebene über freiwillige Maßnahmen bis hin zu Verboten von petrobasierten Tragetaschen diskutiert. Generell ist zu erwähnen, dass die Situation in Österreich nicht direkt mit jener in anderen EU-Ländern, dazu zählt im Extremfall die derzeitige Situation in Italien, wo gesetzliche Verbote existieren bzw. in Frankreich, wo ein solches zuletzt doch noch gekippt wurde [93, S. 18], vergleichbar ist. Allein die italienischen Konsumenten sind für ein Fünftel des europäischen Plastiksackerl-Verbrauchs verantwortlich. Rund 20 Mrd. dieser Serviceverpackungen gelangen alleine in Italien jedes Jahr in den Handel. [42, S. 6]

4.4.2.2 Situation in Österreich

S. Schwarzer, Leiter der Abteilung Umwelt- und Energiepolitik in der Wirtschaftskammer Österreich (WKÖ) meint, dass der Umgang mit Serviceverpackungen, insbesondere mit jenen, die meist unentgeltlich in den Obst- und Gemüseabteilungen von Supermärkten zur Verfügung gestellt werden, nicht verschwenderisch ist. Betrachtet man die Situation in Italien oder Frankreich bzw. in Ländern, in denen man auch bei kleinen Einkäufen automatisch dünnwandige Tragetaschen aus Kunststoff mitbekommt, so existiere in diesem Bereich kein derartiges Problem in Österreich. Selbst bei Serviceverpackungen, die oftmals gegen ein gewisses Entgelt im niedrigen zweistelligen Cent-Bereich an der Kassa abgegeben werden, kommt es mehrfach zur Wiederverwendung (gleicher Verwendungszweck) bzw. Weiterverwendung (anderer Verwendungszweck) durch den Kunden bevor die Verpackung entweder stofflich verwertet oder thermisch genutzt wird. Das unter Kapitel 4.3 beschriebene Problem des „Littering“ ist laut Ansicht von Experten in Österreich kaum bzw. nicht im großen Maße gegeben. [106, S. 9] (vgl. Kapitel 4.3) Pilotversuche diverser ausländischer Handelsketten, die im Kapitel 4.2 näher beschrieben werden, zeigen, dass Kunststofftragetaschen aus nachwachsenden Rohstoffen, die auch noch biologisch abbaubar sind, eine gute Alternative zu herkömmlichen PE-LD-Tragetaschen darstellen, wengleich es für diese Abfälle in Österreich sowie in Deutschland noch keinen einheitlichen Verwertungs- bzw. Entsorgungsansatz gibt (vgl. beschriebene Problematik in Kapitel 7).

4.4.2.3 Situation in Deutschland

Die vorherrschende fachliche Meinung über die fehlende Notwendigkeit eines generellen Verbots von Serviceverpackungen aus konventioneller Kunststoffolie und die derzeitige Situation in Deutschland sind mit der im vorherigen Kapitel beschriebenen Sichtweise in

⁷ Keine direkten Regelungen, allerdings ein Steuergesetz für natürliche Ressourcen, das als indirekte Regelung bei der Verwendung von Kunststofftragetaschen als Abgabensteuer zur Anwendung kommt.

Österreich vergleichbar. In beiden Ländern ist eine über die letzten Jahre gewachsene, gut ausgebaute und von der Bevölkerung akzeptierte und auch etablierte Sammelinfrastruktur für Altstoffe vorhanden. Dies spiegelt sich auch in den vergleichbar hohen stofflichen Verwertungsquoten beider Länder wieder (vgl. Abbildung 44). Wenn es um den forcierten Einsatz von Biokunststoffen ging, so vertrat Deutschland im Verpackungsbereich bislang mit einer bis zum 31.12.2012 befristeten Ausnahmeregelung im Zusammenhang mit der Rücknahmeverpflichtung von Verkaufsverpackungen einen eigenen Weg. So galt ein Biokunststoff, sofern es sich hierbei um keine Einweggetränkeverpackungen gehandelt hat, von der Lizenzierung als Verpackung und von der Hinterlegung einer Vollständigkeitserklärung ausgenommen. [1, S. 62] Rückblickend kann das bisherige Ergebnis als durchaus durchwachsen beschrieben werden. Gemäß einer Pressemitteilung des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) vom 20.09.2012 heißt es zum Thema Biokunststoffe im Verpackungsbereich, dass diesen Materialien ein durchwegs positives Zeugnis ausgestellt werden kann. Es gilt aber auch zu erwähnen, dass die bisherige Verbreitung vergleichsweise bescheiden ausgefallen ist und dass sich der Anteil an Kunststoffen auf nachwachsender Rohstoffbasis auf ca. 1 % des Gesamtmarktes beläuft. Hierbei wird der Schwerpunkt nicht nur auf die Tragetaschen-Diskussion gelegt, sondern die Thematik der Biokunststoffe im Gesamten beleuchtet. Das BMELV vertritt die Auffassung, dass das tatsächliche Potenzial von Biokunststoffen wesentlich höher einzustufen ist. Aus technischer Sicht könnten in Zukunft nahezu alle petrobasierten Kunststoffe ersetzt werden. Entscheidend dabei ist, dass neben der nachwachsenden Rohstoffbasis bei der Entwicklung neuer Biokunststoffarten auch auf die Funktionalität bzw. den adäquaten Ersatz für die vielfältigen Einsatzmöglichkeiten heutiger Kunststoffe geachtet werden muss. Das deutsche **Umweltbundesamt (UBA)** schätzt im Gegensatz dazu in deren Presseinformation 37/2012 die Situation im Umfeld von Biokunststoffen aus heutiger Sicht deutlich vorsichtiger ein. Hierbei liegt der Fokus insbesondere auf Verpackungen aus biologisch abbaubaren Polymeren, die aus Sicht der Umwelt und des Litterings gesehen keinen wesentlichen Vorteil mit sich bringen. **Negative Umweltauswirkungen** wie die Versauerung von Böden, die Eutrophierung von Gewässern und ein erhöhter Feinstaubausstoß tragen dazu bei, dass **Biokunststoffe** in Studien zu dieser Thematik **deutlich schlechter abschneiden**, als herkömmlich petrobasierte Polymere. Zudem besitzen laut UBA Bioplastiksäcke für die Kompostierung keinen relevanten Vorteil für die Umwelt, zumal Konsumenten oft nicht in der Lage sind, diese von herkömmlichen, nicht abbaubaren Kunststoffsäcken zu unterscheiden. [1, S. 61f.]

4.4.3 Wissenschaftliche Aspekte

Zu Serviceverpackungen aus nachwachsenden Rohstoffen, die mehrfachen Einsatz finden und am Ende ihrer Lebensdauer auch biologisch abbaubar sind, gibt es eine Vielzahl an mehr oder weniger wissenschaftlichen Betrachtungsweisen. Ein Großteil dieser Studien vergleicht unterschiedlichste Verpackungsmaterialien untereinander, wobei hier neben dem ökologischen Fußabdruck (Carbon Footprint), der kumulierte Energieaufwand (KEA) bzw. eine Lebenszyklusanalyse (LCA) oftmals zur Bewertung herangezogen wird. Studien und Einzelfallbetrachtungen sind ebenfalls Gegenstand der nachfolgenden Unterkapiteln 4.4.3.1

bis 4.4.3.7. Eine Zusammenfassung der im Anschluss zitierten Studien zum Thema Biokunststoffe sind in Tabelle I im Anhang B dargestellt.

Einleitend werden im ersten Unterkapitel 4.4.3.1 die Aussagen einer vom ifeu-Institut in Heidelberg ausgearbeiteten Studie [43], die die Hauptaussagen vergleichender Ökobilanzen von verschiedenen Biokunststoffen zu konventionellen Polymeren zusammenfasst, wiedergegeben.

4.4.3.1 Ökobilanzen – Auswirkungen auf Wirkungskategorien

Die Ergebnisse von Ökobilanzen, die zur ökologischen Bewertung bzw. dem ökologischen Vergleich von Verpackungen aus Biopolymeren bzw. konventionellen Kunststoffen erstellt wurden, kommen z.T. zu unterschiedlichen Ergebnissen (siehe auch Kapitel 4.4.2.3). In der überwiegenden Anzahl der Fälle werden Materialien (Polymere) auf fossiler und nachwachsender Rohstoffbasis in Bezug auf die Wirkungskategorien:

- Klimawandel,
- Fossiler Ressourcenverbrauch,
- Sommersmog,
- Versauerungspotenzial,
- Terrestrische bzw. aquatische Eutrophierung,
- Humantoxizität: Feinstaub (PM 10),
- Naturraumbedarf: Ackerland,
- Primärenergiebedarf (KEA) gesamt,
- Kumulierter Prozesswasserverbrauch,
- etc.

hin untersucht.

In der nachfolgenden Tabelle 16 werden die Ergebnisse zusammenfassen dargestellt und bewertet. Dabei steht ein [☺] für eine positive und ein [☹] für eine eindeutig negative Umwelteinwirkung. Bei einem [-] wurde die Wirkungskategorie nicht untersucht.

Tabelle 16: Darstellung der Ergebnisse ausgewählter Ökobilanzen und dessen Wirkung auf die Umwelt

Wirkungskategorie	Klimawandel	Fossiler Ressourcenverbrauch	Sommersmog	Versauerungspotenzial	Terrestrische/aquatische Eutrophierung	Humantoxizität: Feinstaub (PM 10)	Naturraumbedarf: Ackerland	Primärenergiebedarf	Kumulierter Prozesswasserverbrauch
Flexible Folien									
PE ¹⁾ PP ²⁾	☹ ☹	☹ ☹	☹ -	☺ ☺	☺ ☺	☺ -	- -	- -	- -
Bio-PE ¹⁾ PLA ²⁾	☺ ☺	☺ ☺	☺ -	☹ ☺	☹ ☺	☹ -	- -	- -	- -
Formstabile Verpackungen									
PS ³⁾ PET ⁴⁾	☹ ☹	☹ ☹	☹ ☹	☺ ☺	☺ ☺	☺ -	- -	- -	- ☺
PLA ³⁾ PLA ⁴⁾	☺ ☺	☺ ☺	☺ ☺	☹ ☹	☹ ☹	☹ -	- -	- -	- ☹

¹⁾ [43, S. 82]

²⁾ [43, S. 74]

³⁾ [43, S. 75]

⁴⁾ [43, S. 76]

Bei den flexiblen Folien und formstabilen Verpackungen schneiden Biokunststoffe in den Wirkungskategorien Klimawandel, fossiler Ressourcenverbrauch und Sommersmog deutlich besser ab als petrobasierte Vertreter. Dagegen ist ihr (negativer) Beitrag zur Versauerung bzw. Eutrophierung terrestrischer und aquatischer Systeme und im Zusammenhang mit der Feinstaubproblematik ein deutlich höherer.

4.4.3.2 Ökologischer Fußabdruck

Kunststoffe besitzen im Vergleich zu anderen Materialien ein eher negatives Image, insbesondere wenn es um die wahrgenommenen Auswirkungen auf die Umwelt und den Ressourcenverbrauch geht. Biopolymere werden, wenn überhaupt, oft nur am Rande mitbetrachtet. Generell gilt, wenn es um die Nachhaltigkeit bzw. einen ökologischen Vergleich von Verpackungen geht, den im jeweiligen Einzelfall gewählten **Untersuchungsrahmen (Systemgrenzen)** genauer zu betrachten. Zur Bewertung der CO₂-Bilanz eines Biokunststoffs sind produktkonkrete Einzelfalluntersuchungen notwendig. Eine pauschale Wertung ist nicht zulässig und keinesfalls wissenschaftlich fundiert, wie mehrere Ökobilanzvergleiche deutlich gezeigt haben. [2, S. 3] Je nach Auftraggeber können sich thematisch verwandte Studien durchaus voneinander unterscheiden. In dieser Arbeit wird versucht, einen möglichst objektiven Betrachtungswinkel zu wählen und Studien unabhängiger (Forschungs-)Einrichtungen heranzuziehen, da im Zusammenhang mit dieser Thematik oftmals emotional aufgeladene Argumente die Runde machen und den Blick auf die Tatsachen verstellen.

Zur Nachhaltigkeit und den in diesem Kontext gebräuchlichen Begriff des ökologischen Fußabdrucks (Carbon Footprint) von Verpackungskunststoffen, fossiler und biogener Art, hat

das in Wien ansässige Beratungsunternehmen **denkstatt GmbH** im Jahr 2011 eine Studie [109] veröffentlicht. Hierbei werden insgesamt sieben verschiedene Verpackungsarten aus Kunststoffen untersucht. Bezogen auf die Verteilung von Kunststoffverpackungen am Verpackungsmarkt wurden folgenden Annahmen⁸ getroffen [109, S. 3]:

- Kleinverpackungen (7,7 %),
- Getränkeflaschen, PET (12 %),
- andere Flaschen, PP (6,1 %),
- andere steife Verpackungen (31,8 %),
- Schrumpf- und Stretchfolien (10,8 %),
- Tragetaschen (3,3 %),
- andere flexible Verpackungen (26,1 %).

Die oben in Klammer dargestellte prozentuale Verteilung der Verpackungskunststoffe entspricht von der Größenordnung her etwa der in Tabelle 7 dargestellten Verteilung innerhalb des insgesamt 27,5 % großen Anteils von Verpackungen am Gesamtkunststoffmarkt.

Ausgehend von den berichteten Ergebnissen wird in dieser Studie die Meinung vertreten, dass Kunststoffverpackungen im Allgemeinen einen signifikant positiven Beitrag zum Klimaschutz und zur Ressourceneffizienz beitragen. Begründet wird dies aus der Tatsache heraus, dass es bei vielen der vorher erwähnten Verpackungsarten während ihrer (mehrfachen) Nutzungsphase zu Energie- und Treibhausgaseinsparungen kommt.

Selbst wenn die Polymere nicht aus nachwachsenden Rohstoffen aufgebaut sind, sich somit bei der Verbrennung keineswegs CO₂-neutral verhalten und unter natürlichen Bedingungen nicht zu CO₂ und Wasser zersetzt werden, schneiden Kunststoffverpackungen durch ihren geringen Materialverbrauch bei der Produktion in vielen Fällen besser ab, als vergleichbare andere Verpackungsmaterialien, die u.a. auch aus Papier hergestellt sind. Ein weiterer Vorteil besteht darin, dass Kunststoffverpackungen im Gegensatz zu vielen anderen Materialien Lebensmittel vor schädlichen Umwelteinflüssen schützen, diese länger frisch halten und somit aktiv zur Vermeidung von Nahrungsmittelverlusten beitragen. Berechnungen zur Folge werden durch das Zusammenwirken dieser Faktoren mindestens 37 % an Treibhausgasemissionen vermieden. Dies ist vor allem vor dem Hintergrund zu sehen, dass bei einer Substitution von Kunststoffverpackungen durch Alternativmaterialien es in vielen Fällen zu einem Anstieg des Energieverbrauchs kommt, wodurch auch die Treibhausgasemissionen erhöht werden. Der Einsatz von Biopolymeren am Verpackungssektor wird in der vorliegenden Studie nur am Rande beleuchtet, da bei der derzeitigen geringen Marktdurchdringung von Verpackungen aus Biokunststoffen keine nennenswerten Effekte auf die nachfolgenden Grundaussagen erkennbar sind. [109, S. 5] In einer anderen Studie der denkstatt GmbH [51] werden konkret die Substitutionspotenziale

⁸ Differenz zu 100 % entspricht 2,2 %. Der Verbleib bzw. die Zuordnung dieses Anteils wird nicht näher erörtert.

von Biokunststoffen, u.a. auch für den Verpackungsbereich, beleuchtet. Dazu werden in Kapitel 6.7 Abschätzungen basierend auf Hochrechnungen angestellt.

Die oben beschriebene denkstatt-Studie [109] kommt vorweg zu dem Schluss, dass die Bedeutung der Wahl der Verpackung nur einen marginalen Einfluss auf das Gesamtsystem Umwelt hat, d.h. in Summe fließen nur rund 1,7 % des gesamten ökologischen Fußabdrucks von Haushalten und Gewerbe in Form von verbrauchten Verpackungen in das System ein. Werden Kunststoffverpackungen explizit betrachtet, so ergibt sich ein Wert von nur 0,6 % für den Anteil an gebrauchten Verpackungen am durchschnittlichen Klimaabdruck eines europäischen Konsumenten. In der Studie wird u.a. auch der in Kapitel 4.2 dieser Arbeit dargestellte, verschwindend geringe Anteil (0,1 ‰) von gebrauchten Serviceverpackungen am jährlichen Gesamtabfallaufkommen in Österreich zitiert. Ein weiterführender Vergleich zeigt auf, dass der Einsparungseffekt beim Konsumenten in Bezug auf den ökologischen Fußabdruck bei der generellen Verbannung von fossilen Kunststofftragetaschen (Serviceverpackungen) aus dem Handel marginal ist. So wird das theoretisch erreichbare CO₂-Einsparungspotenzial mit einer vermiedenen Autofahrt über eine Strecke von 13 bis 26 km gleichgesetzt. Die Studie bringt ebenfalls zum Ausdruck, dass bioabbaubare Kunststoffverpackungen nicht per se besser als Verpackungen aus konventionellen Kunststoffen abschneiden. Vergleicht man beide Typen, so hängen die Ergebnisse stark von den verwendeten Materialien, deren Mengen und länderspezifischen Rahmenbedingungen und der Organisation der Abfallwirtschaft ab. [109, S. 2, 6f.]

Kunststofftragetaschen und Knotenbeutel aus PE-LD sind heute als Serviceverpackungen im Einzelhandel sehr weit verbreitet. Parallel dazu bieten Papiertragetaschen mit oder ohne Henkel seit Langem bzw. bioabbaubare Kunststofftragetaschen (meist aus thermoplastischer Stärke, TPS) seit Kurzem eine Alternative zu herkömmlichen petrobasierten Materialien. In einer weiteren denkstatt-Studie [58] werden typische Tragetaschen aus konventionellen Kunststoff, Papier und Biokunststoff, die im Handel erhältlich sind, einem Vergleich der Treibhausgasemissionen über den gesamten Lebenszyklus (von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung) unterzogen. Die Studie stützt sich auf produktionsbezogene Ecoinvent⁹-Datensätze (Jahr 2010) über Treibhausgasemissionen für PE-LD-Folienmaterial bzw. auf die Treibhausgasemissionen für TPS aus einer groß angelegten niederländischen Studie über biobasierte Polymere in Europa. Bei der Papiertragetasche wurde ein Anteil von 25 % ungebleichtem Zellstoff angenommen, beim Obstsackerl aus Papier (Tüte) lag dieser Anteil bei 90 % ungebleichte und 10 % gebleichte Fasern. Da für die Verteilung von Tragetaschen und Obstsackerln aus Kunststoff, Papier bzw. vereinzelt auch Biokunststoff keine aktuellen Zahlen der österreichischen Abfallwirtschaft vorliegen, wurden die in Tabelle 17 dargestellten Annahmen getroffen. [58, S. 3ff.]

⁹ <http://www.ecoinvent.org/database/>

Tabelle 17: Aufteilung der Verwertungs- bzw. Entsorgungspfade von Serviceverpackungen aus dem österreichischen Handel (Tragetaschen und Knotenbeutel bzw. Papiertüten) [58, S. 7f.]

Tragetasche	Kunststoff [%]	bioabbaubarer Kunststoff [%]	Papier [%]
Wertstoffliche Verwertung (Recycling, vgl. Kapitel 7.3)	30	0	90
Kompostierung (vgl. Kapitel 7.6.1)	0	20	0
Industrielle thermische Verwertung (Mitverbrennung, vgl. Kapitel 7.4.3.1)	35	16	0
Müllverbrennung (Abfallmonoverbrennung, vgl. Kapitel 7.4.3.2)	35	64	10
direkte Deponierung (vgl. Kapitel 7.8)	0	0	0
Obstsackerl			
Wertstoffliche Verwertung (Recycling, vgl. Kapitel 7.3)	20	– ¹	90
Kompostierung (vgl. Kapitel 7.6.1)	0	– ¹	0
Industrielle thermische Verwertung (Mitverbrennung, vgl. Kapitel 7.4.3.1)	40	– ¹	0
Müllverbrennung (Abfallmonoverbrennung, vgl. Kapitel 7.4.3.2)	40	– ¹	10
direkte Deponierung (vgl. Kapitel 7.8)	0	– ¹	0

¹ derzeit nicht im österreichischen Handel verfügbar.

Geht man von den Treibhausgasemissionen am Ende des Lebenszyklus der Serviceverpackungen aus, so verursacht die Deponierung von Kunststoffen nahezu keine Treibhausgasemissionen, während die stoffliche Verwertung von Kunststoffen im Allgemeinen im Vergleich zur Primärproduktion aus fossilen Rohstoffen mehr Emissionen vermeidet als sie verursacht. Die energetische Nutzung von Kunststoffen in der Abfallmonoverbrennung erzeugt i.d.R., abhängig vom Energienutzungsgrad, mehr CO₂-Emissionen als durch die substituierte Erzeugung von Strom und Wärme eingespart werden kann. Dementgegen bringt die Substitution von fossilen Energieträgern durch den Einsatz von Kunststoffen als Ersatzbrennstoffmaterial in Mitverbrennungsanlagen wegen der z.T. hohen Energieeffizienz ein klares CO₂-Einsparungspotenzial mit sich. [58, S. 6f.]

Betrachtet man die Treibhausgasbilanz der Papierverwertung näher, so kann folgende Reihung im Hinblick auf das CO₂-Einsparungspotenzial getroffen werden [58, S. 7]:

1. Thermische Verwertung in industriellen Feuerungsprozessen zur Substitution fossiler Brennstoffe durch biogene Brennstoffe.
2. Stoffliche Verwertung (Recycling der Fasern), wobei hier der Nutzen sehr stark davon abhängig ist, welche Art der primären Papier- oder Kartonproduktion ersetzt wird und

wie hoch der Anteil der biogenen bzw. fossilen Energieträger bei der Primärproduktion ist.

3. & 4. Neben der Kompostierung stellt die Deponierung die mit Abstand schlechteste End-of-Life-Behandlung von gebrauchten Papiertragetaschen dar. Eine direkte Deponierung von unbehandelten Abfällen ist im Gegensatz zu anderen europäischen Ländern (z.B. Italien, Großbritannien, Osteuropa) in Österreich seit 1.1.2004 gesetzlich verboten. Dies aus der Tatsache heraus, dass durch die Umwandlung des enthaltenen biogenen Kohlenstoffs zu Methan, dessen Treibhausgaspotenzial bei einem 100-jährigen Betrachtungszeitraum das 25-Fache von CO₂ beträgt, die Deponierung von Papier aber auch Kunststoffen negativ zum Klimaschutz beiträgt.

Bei den Obstsackerln aus Papier und Kunststoff (Knotenbeutel) wurden in der Studie zwei verschiedene Qualitäten berücksichtigt, die sich aufgrund ihrer Wandstärke bzw. der Reißfestigkeit voneinander unterscheiden: Qualität 1 (hohe Reißfestigkeit), Qualität 2 (geringe Reißfestigkeit). Wegen des unterschiedlichen Füllvolumens war hier eine Normierung auf eine vergleichbare funktionelle Einheit notwendig. Hierbei wurde die gleiche Anzahl von verpackten Äpfeln herangezogen bzw. die anteilige Sackerlmasse pro verpackten Apfel gewählt. Um einen allfälligen Vorteil von Kunststoffen als Packstoff zu kompensieren, wurde bei der Befüllung der Obstsackerln mit Äpfeln ein „konservativer“ Weg eingeschlagen. D.h. bei den beiden Papierverpackungen (Qualität 1 und 2) wurden die durchschnittlichen Befüllungsgrade mit 60 % der maximal praktikablen Füllkapazitäten gewählt, bei den Kunststoffverpackungen von einem Befüllungsgrad von 50 % (Qualität 2) bzw. 40 % (Qualität 1) der maximalen praktikablen Füllkapazität ausgegangen. [58, S. 4f.] Tabelle 18 zeigt die Massen, die Befüllungsgrade sowie die Massen pro funktioneller Einheit für die untersuchten Obstsackerln im Detail.

Tabelle 18: Massen und Befüllungsgrad für Obstsackerl [58, S. 5]

Obstsackerl – Materialart	g pro Stück Sackerl	Anzahl der Äpfel maximal (praktikabel)	Anzahl der Äpfel gewählt (konservativ)	g Sackerl pro Apfel
PE-LD Qualität 1	3,25	20	8	0,41
Papier Qualität 1	12,70	10	6	2,12
PE-LD Qualität 2	2,60	16	8	0,33
Papier Qualität 2	9,50	10	6	1,58

Die Vorteile von Papier (nachwachsende Rohstoffbasis) gegenüber Kunststoffmaterialien in Bezug auf den Treibhausgasausstoß pro kg Material werden durch den Nachteil in der höheren Produktmasse (Stückgewicht der Tragetasche, vgl. Tabelle 19) wieder nahezu aufgewogen. Somit ergeben sich laut Studie für keine der beiden Materialien (konventioneller Kunststoff und Papier) eindeutige Vorteile. Differenziert nach Papiersorten schneiden braune

Tragetaschen aus ungebleichtem Papier im Vergleich zu gebleichten Tragetaschen etwas besser als Kunststoff ab. [58, S. 9f.] Die Klimafußabdrücke (Carbon Footprints) verschiedener Serviceverpackungen (Tragetaschen) aus konventionellem Kunststoff, bioabbaubarem Kunststoff sowie Papier sind in der nachfolgenden Tabelle 19 dargestellt. Die notwendigen prozessspezifischen Daten stammen aus der bereits oben erwähnten Ecoinvent-Datenbank bzw. sind Primärdaten, die direkt bei Verwertungsbetrieben erhoben wurden.

Tabelle 19: Carbon Footprint verschiedener Serviceverpackungen [58, S. 9f.]

Tragetasche – Materialart	g CO ₂ -Äq./ g Material (Produktion)	g CO ₂ -Äq./ g Material (Verwertung)	g CO ₂ -Äq./ g Material (Gesamtlebenszyklus)	Masse pro Tragetasche [g]	g CO ₂ -Äq./ Tragetasche
PE-LD	2,70	-0,17	2,53	30	76,0¹
TPS	1,77	-0,42	1,35	38	51,4¹
Papier	1,48	-0,17	1,32 ¹	57	75,1¹
Obstsackerl – Materialart					
PE-LD Qualität 1	2,70	-0,09	2,61	0,41	1,06¹
Papier Qualität 1	0,93	-0,17	0,77 ¹	2,12	1,63¹
PE-LD Qualität 2	2,70	-0,09	2,61	0,33	0,85¹
Papier Qualität 2	0,93	-0,17	0,77 ¹	1,58	1,22

¹ Abweichung aufgrund von Rundungsfehlern.

Zusammenfassend lassen sich aus dieser Studie folgende Aussagen ableiten [58, S. 9ff.]:

- Der Klimafußabdruck liegt bei bioabbaubaren Stärketragetaschen um ca. 32 % unter jenem von konventionellen Kunststoffen bzw. Papier. Dies gilt rein für das in der Studie untersuchte spezifische TPS-Material im vorliegenden Mischungsverhältnis und kann nicht zwangsweise auf andere bioabbaubare Kunststoffe übertragen werden (z.B. auf PLA-Materialien). Da zwar abhängig vom Materialhersteller die Rezeptur, d.h. die Bestandteile in gewissen Bandbreiten variieren können, kann davon ausgegangen werden, dass der Product Carbon Footprint von TPS-Tragetaschen um 25 bis 40 % niedriger als bei konventionellen Kunststoffen (PE-LD) und Papier liegt.
- Der Klimafußabdruck eines Obstsackerls aus reißfesterem Papier (Qualität 1) bezogen auf die funktionelle Einheit liegt um ca. 35 % höher, als bei etwas dickwandigeren PE-LD-Knotenbeuteln. Vergleicht man die weniger stabilen Papiersackerln mit dünnwandigen Knotenbeuteln aus konventionellem Kunststoff, so ergibt sich eine Einsparung von CO₂-Äq. pro funktionelle Einheit von ca. 30 %. Dies

muss auch vor dem Hintergrund gesehen werden, dass die zugrunde gelegten Annahmen in der Studie „konservativ“ gewählt wurden, d.h. tendenziell zum Nachteil von Kunststoff angenommen wurden. Somit kann das Ergebnis als signifikant betrachtet werden. Es haben die Qualität der Serviceverpackung (Wandstärke, Reißfestigkeit) bzw. die relativen Anteile an gebleichten/ungebleichten Zellstoff direkte Auswirkungen auf den ökologischen Fußabdruck.

- Die Eigenschaft der **biologischen Abbaubarkeit** spielt nach der Meinung des Autors dieser Studie nur eine **untergeordnete Rolle**, da wie bereits erwähnt, eine direkte Deponierung von unbehandelten Abfällen (dazu gehören auch biologisch abbaubare Biokunststofftragetaschen z.B. aus TPS-Material) seit 2004 in Österreich gesetzlich verboten ist. Der Verwertungsweg der Kompostierung bringt ebenfalls keinen relevanten Nutzeffekt mit sich. Einzig aufgrund der nachwachsenden Rohstoffbasis in Verbindung mit energieeffizienten Produktionsprozessen sind bioabbaubare Serviceverpackungen in der Lage, ihren Vorteil im Zusammenhang mit der Treibhausgasbilanz (Einsparungspotenzial) auszuspielen.

Betrachtet man die Relevanz von Tragetaschen und Sackerl im Hinblick auf den gesamten ökologischen Fußabdruck jedes Bürgers, so zeigt sich, dass dem Gesamtverbrauch von Kunststofftragetaschen und -knotenbeuteln in Österreich von ca. 7.000 t/a, eine Menge von ca. 17.000 t an CO₂-Emissionen (ca. 2 kg CO₂ pro Einwohner und Jahr) gegenübersteht. [58, S. 12] Ausgehend von den Angaben aus einer Studie über die nationalen Treibhausgasemissionen aus dem Jahr 2001 [110, S. 6416], aktualisiert mit dem derzeitigen Bevölkerungsaufkommen in Österreich aus dem Jahr 2011, ergibt sich ein gesamter Consumer Carbon Footprint von ca. 14,4 t CO₂-Äq. pro Einwohner und Jahr. Der Anteil von **Kunststofftragetaschen** daran entspricht mit etwa **2 kg CO₂ pro Einwohner und Jahr** im Vergleich dazu **verschwindend geringe 0,14 ‰**.

4.4.3.3 Kumulierter Energieaufwand

Die Methode des Kumulierten Energieaufwands (KEA) bewertet Umweltauswirkungen von Produkten bzw. Dienstleistungen anhand des primärenergetischen Energieaufwands. Diese gesamtheitliche Untersuchung umfasst die Herstellung (KEA_{Herstellung}), die Gebrauchsphase (KEA_{Nutzung}) sowie die Entsorgung (KEA_{Entsorgung}). Wird der KEA zur Herstellung von PP und PLA im Vergleich zu Glas- sowie Hanffasern betrachtet, zeigt sich, dass Kunststoffe sowohl stofflich wie auch energetisch gesehen von der Primärressource Erdöl abhängig sind. Auf nachwachsenden Rohstoffen basierende Biopolymere, wie z.B. PLA-Materialien, haben stofflich und energetisch zusammengenommen einen geringfügig höheren Energieeinsatz in [MJ/kg] als PP. Der stoffliche Anteil ist aber nicht unmittelbar vom Erdöl und somit auch nicht von dessen Preis abhängig.

Ähnliche Zusammensetzungen ergeben sich für Fasern: Die Glasfaserproduktion erfordert einen vergleichsweise hohen Energieeinsatz. Pflanzliche Verstärkungsfasern (Hanf) hingegen nutzen primär die Photosynthese zur Wertschöpfung. In Abbildung 46 ist der KEA für die Herstellung verschiedener Materialien dargestellt. Im Vergleich dazu ist in Abbildung 47 der KEA zur Produktion verschiedener Kunststoffe, darunter Polycarbonat (PC),

Acrylnitril-Butadien-Styrol-Copolymerisat (ABS) etc. grafisch abgebildet. Unterschiedliche Kunststoffe sind verschieden stark vom Erdölpreis abhängig. Auch für PLA-Werkstoffe gilt, dass sie energetisch gesehen einen hohen Energie-Input benötigen, der stoffliche Input aber Stärke statt Erdöl einnimmt. Absolut betrachtet weisen die meisten technischen Thermoplaste einen höheren KEA als PP auf. [47, S. 102ff.]

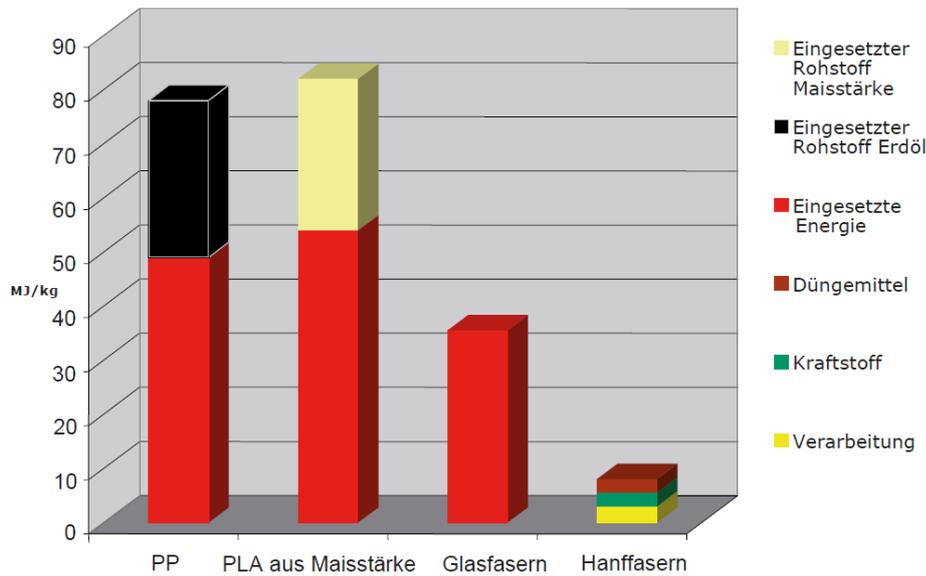


Abbildung 46: KEA zur Herstellung ausgewählter Materialien [47, S. 102]

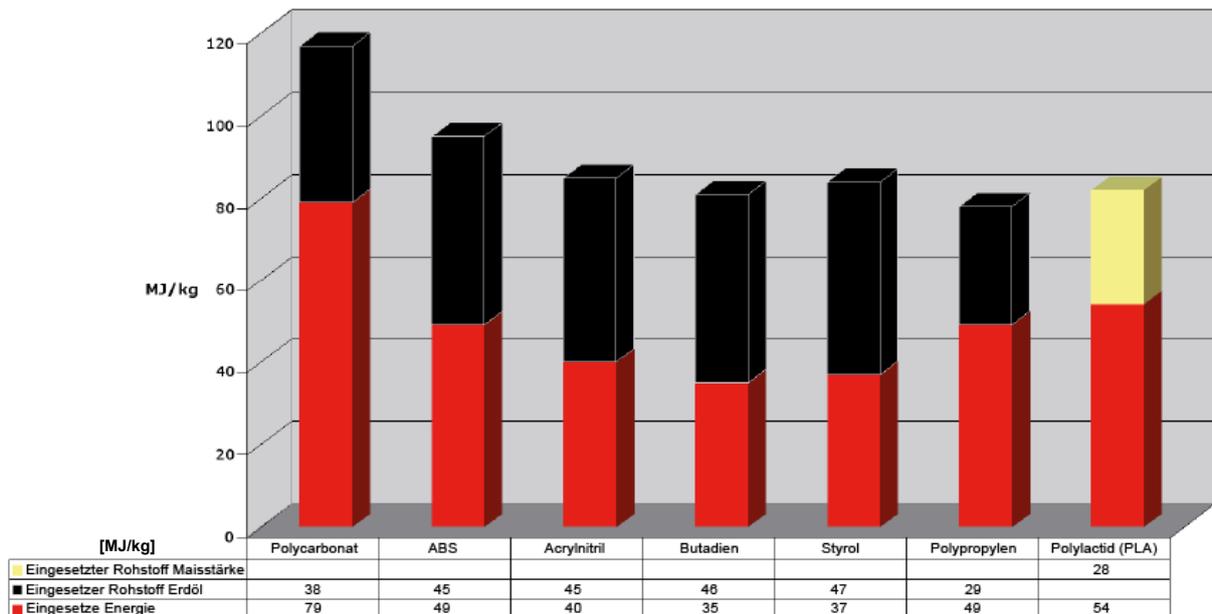


Abbildung 47: KEA zur Herstellung verschiedener Kunststoffe [47, S. 96]

4.4.3.4 Lebenszyklusanalyse

Im Bereich der Getränkeflaschen hat sich, ausgelöst durch die steigende Verfügbarkeit an Biokunststoff-Blends, neben den sehr weitverbreiteten PET-Flaschen ein Trend in Richtung PLA-Materialeinsatz bei Getränkeverpackungen entwickelt. Betrachtet man diesen Einfluss innerhalb gewisser Systemgrenzen und zieht man bei der Betrachtung die **Treibhausgasemissionen** über den gesamten Lebenszyklus beider Flaschenmaterialien mit ein, so schneiden nach einer denkstatt-Studie [56] **herkömmliche erdölbasierte PET-Flaschen günstiger ab, als PLA-Flaschen**. Ein entscheidendes Kriterium ist hierbei weniger das Herstellverfahren vom Rohstoff bis hin zum fertigen Produkt, sondern die Produktionsbedingungen selbst und der zum Einsatz kommende Energiemix aus regenerativen bzw. fossilen Quellen. Daneben spielt auch die Wahl des Verwertungsweges (Abfallmanagementoption) nach der Nutzungsphase, d.h. ab dem Zeitpunkt eine Verpackung im objektiven oder subjektiven Sinn Abfall geworden ist, eine wichtige Rolle. [56, S. 14]

Bei vielen Lebenszyklusanalysen (LCA) steht der direkte Vergleich zweier Produkte im Vordergrund, ohne dabei auf die indirekten Effekte zu achten und dabei das umgebende System, d.h. die Umwelt zu bewerten. Dieser Ansatz entspricht einer beschreibenden, **vergleichenden Ökobilanz** (im Englischen auch „**Attributional LCA**“ bezeichnet). In diesem Zusammenhang ist die Gefahr gegeben, dass indirekte Auswirkungen übersehen werden und rein auf direkte Auswirkungen fokussiert wird. In der **ganzheitlichen Ökobilanzierung** („**Consequential LCA**“) werden auch indirekte (Umwelt-)auswirkungen mitberücksichtigt. Dies führt dazu, dass bei Lebenszyklusanalysen und dessen Ergebnissen immer die gewählte Vorgehensweise mitberücksichtigt werden muss. [111, S. 32]

Laut T. Probst vom bvse ist bei Biokunststoffen eine gesamtheitliche Untersuchung von der Wiege bis zur Bahre (cradle to grave) bzw. von der Bahre zur Bahre (cradle to cradle) wesentlich. Dies bedeutet, dass beginnenden von der Genese, der Gebrauch sowie die Lebensendphase betrachtet werden muss. [1, S. 62]

Das Nova-Institut¹⁰ hat 2012 eine Meta-Analyse¹¹ veröffentlicht, in der Ökobilanzen von PLA und PHA im Vergleich zu konventionellen Kunststoffen betrachtet wurden. Dabei zeigte sich, dass die beiden Biokunststoffe beim Treibhauspotenzial bzw. beim fossilen Ressourcenverbrauch zwar größere Variationsbreiten aufweisen als herkömmliche Standardkunststoffe wie z.B. PE, PP, PET usw., im Durchschnitt die Werte aber eindeutig unter denen auf fossilen Rohstoffen basierenden Kunststoffen liegen. [34, S. 26]

Dies steht zunächst im direkten Widerspruch zur oben zitierten denkstatt-Studie [56]. Um die Aussage der Studie zu relativieren, gilt es zu beachten, dass bei der Bildung von Umweltindikatoren petrobasierte Kunststoffe immer einen stofflichen und energetischen

¹⁰ <http://www.nova-institut.de>

¹¹ Eine Meta-Analyse ist die Zusammenfassung von Untersuchungsergebnissen unabhängiger Studien, die in einem Gesamtergebnis mündet.

Anteil (Energieeinsatz bei Gewinnung und Verarbeitung) besitzen. Bei Biokunststoffen fällt der stoffliche Anteil aufgrund der CO₂-Neutralität des pflanzlichen Ausgangsmaterials weg. Da Biokunststoffe gegenüber den seit Jahrzehnten am Markt befindlichen herkömmlichen Polymeren in der Entwicklung und Optimierung von Produktions- und Verarbeitungsprozessen einen entscheidenden Startnachteil haben und zudem technisch noch nicht so ausgereift, wie Massenkunststoffe sind, schneiden sie in Teilbereichen oft zwangsläufig etwas schlechter ab. Dieser Nachteil wird sich in den kommenden Jahren, einhergehend mit einem Zuwachs an Erfahrung, relativieren. [34, S. 26]

Zur Verdeutlichung wird in der nachfolgenden Tabelle 20 das Treibhausgaspotenzial einer 0,5 L Getränkeflasche aus PET und PLA gegenübergestellt. Dabei werden in der Studie für die Herstellung einer PLA-Flasche zwei CO₂-Äquivalenzfaktoren aus der Datenbank ecoinvent¹ herangezogen, einer für europäisches PLA-Flaschenmaterial, der andere für PLA-PLA-Flaschen der Fa. NatureWorks LLC aus den USA. Der Datensatz PLA von NatureWorks ist deutlich günstiger, weil hier ein Teil des Energiebedarfs zur Produktion aus Windenergie gewonnen wird und ein Teil der CO₂-Emissionen durch Investitionen in den Windpark kompensiert werden.

Tabelle 20: Vergleich Treibhausgaspotenzial PET-/PLA-Getränkeflasche (Werte gerundet) [56, S. 28]

Treibhausgaspotenzial [g CO ₂ -Äq./0,5 L Flasche]	Produktion		Abfallmanagement		Gesamtlebenszyklus	
	min	max	min	max	min	max
PLA-Flasche (NatureWorks)	55	58	-41	53	14	110 ¹
PLA-Flasche (Europa)	72	75	-61	53	10 ¹	128
PET-Flasche	61	61	-59	17	2	78

¹ Abweichung aufgrund von Rundungsfehlern.

Aus Tabelle 20 ist klar erkennbar, dass die Art des **Abfallmanagements** großen Einfluss auf die gebildeten CO₂-Emissionen hat. Hier existiert je nach Verfahren ein großer Schwankungsbereich, d.h. die Spanne zwischen den minimalen und maximalen Treibhausgasemissionen kann sehr groß sein. Von der stofflichen Verwertung (Recycling) über die Kompostierung und thermische Nutzung bis hin zur direkten Deponierung der Kunststoffflaschen ergeben sich somit auch unterschiedliche Auswirkungen auf die Umwelt. So können PLA-Flaschen in Abhängigkeit vom Abfallmanagement bei einem bestehenden Deponierungsverbot² günstiger abschneiden (bis zu -61 g CO₂-Äq./0,5 L Flasche) als

¹ kostenpflichtige Schweizer Datenbank „ecoinvent“ unter <http://www.ecoinvent.ch>

² vgl. dazu u.a. das österreichische Deponierungsverbot für unbehandelte (Kunststoff)abfälle ab 2004. 2004.

Flaschen aus PET-Material (-59 g CO₂-Äq./0,5 L Flasche). Betrachtet man den Gesamt-lebenszyklus und das in Tabelle 20 dargestellte untere (min) bzw. obere (max) Ende, so schneiden PLA-Flaschen beim Treibhausgaspotenzial schlechter ab als PET-Flaschen. Wie bereits erwähnt, ist die Spannungsbreite, nicht nur was die Herstellung angeht, relativ groß, d.h. nur eine Einzelfallbetrachtung des gesamten Lebenszyklus des PLA- bzw. PET-Materials kann hier Klarheit schaffen. [56, S. 14]

Wenn man bei PE-LD-Materialien, die u.a. auch bei Serviceverpackungen (Tragetaschen aus Kunststoff) zum Einsatz kommen, die Energieeffekte von Recycling-, Verwertungs-, und Entsorgungsprozesse mitberücksichtigt, dann können die folgenden Einsparungspotenziale, die in Abbildung 48 grafisch dargestellt sind, angesetzt werden.

Bei den in Abbildung 48 dargestellten Einsparungspotenzialen sind die Sammel-, Sortier- und Recyclingprozesse wie auch die Gutschriften aufgrund der substituierten Primärproduktion/Primärbrennstoffe bereits eingerechnet. Werden neben der eingesparten Energie die Treibhausgasemissionen der einzelnen Verwertungswege dargestellt, so ergibt sich, dass der Ausstoß an Treibhausgasen durch eine werkstoffliche, rohstoffliche sowie thermische Verwertung gesenkt wird. Im Falle der reinen Monoverbrennung kommt es aber in Summe zu einer höheren CO₂-Emission, als durch die substituierte Strom- und Fernwärmeerzeugung vermieden wird. Abbildung 49 stellt diesen Zusammenhang dar.

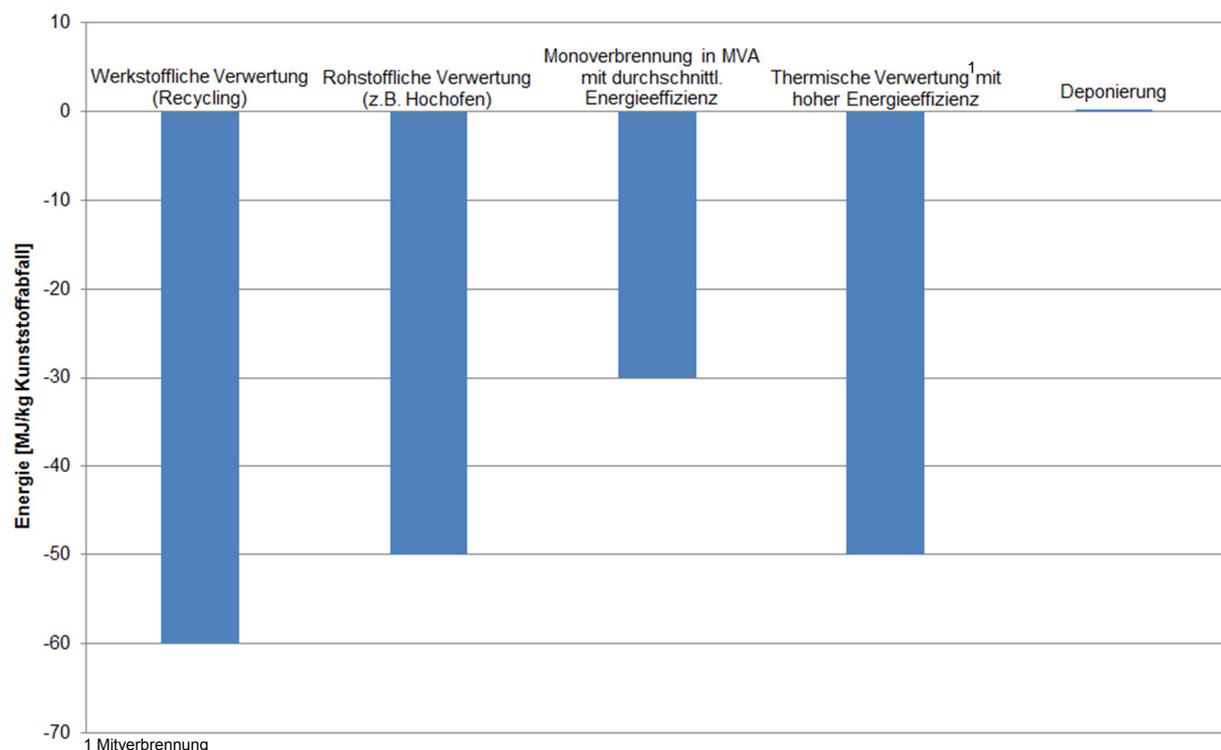


Abbildung 48: Vergleich der Energieeinsparung durch Abfallmanagementoptionen am Beispiel von PE-LD [56, S. 29]

Im Fall der Deponierung von PE-LD (vgl. Abbildung 48 und Abbildung 49) kommt es über den Bilanzzeitraum zu keiner Freisetzung von Treibhausgasen, da konventionelle

Kunststoffe, wenn sie in den Deponiekörper eingebaut wird, nicht (biologisch) abgebaut werden.

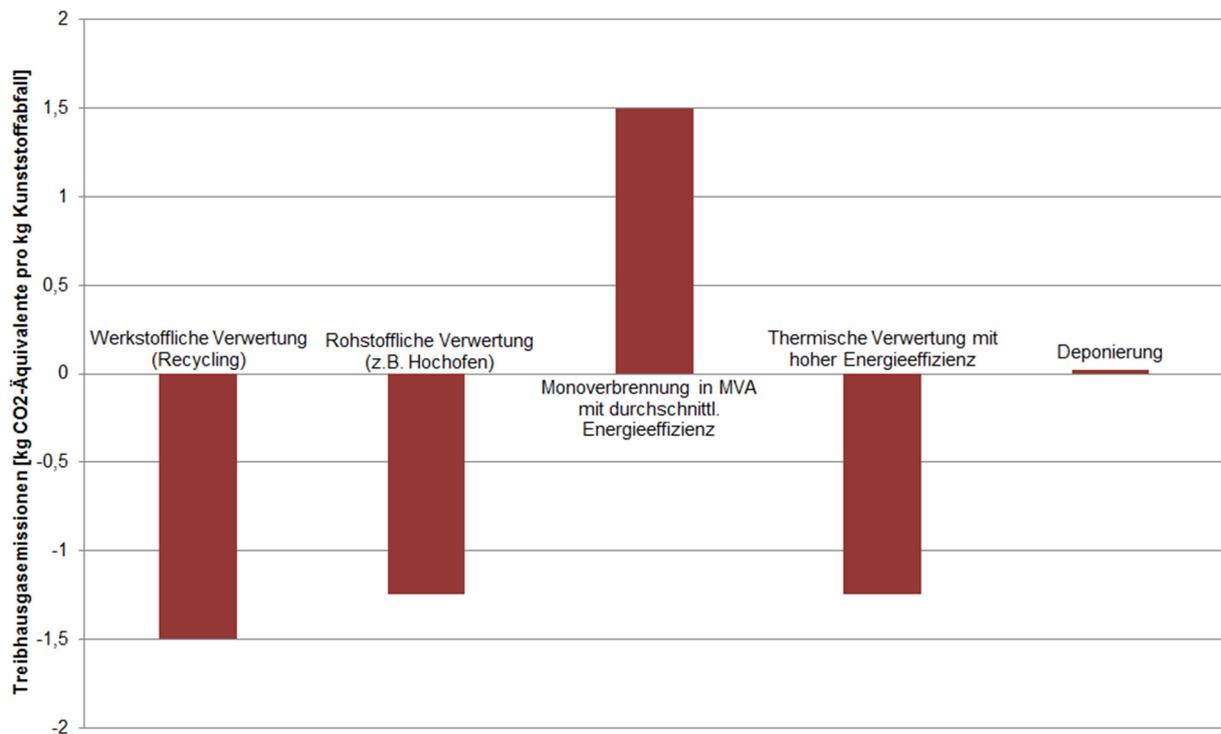


Abbildung 49: Vergleich der Treibhausgaseinsparung durch Abfallmanagement am Beispiel von PE-LD [56, S. 30]

Das Institut für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe der Fachhochschule Hannover¹ wird Anfang 2013 eine Studie mit dem Arbeitstitel „Daten und Bottlenecks bei der ökobilanziellen Betrachtung biobasierter Kunststoffe“ online veröffentlichen. Dazu wurden im Zuge von Literaturrecherchen verfügbare und maximal fünf Jahre alte Studien und Ökobilanzen von Biokunststoffen (ca. 30) nach ISO 14040² bzw. ISO 14044³ gesichtet, nach spezifischen Kriterien sortiert und ausgewertet. Das Ziel lag in einem objektiven Vergleich der ökologischen Auswirkungen von Biopolymeren zu konventionellen Kunststoffen. Darauf aufbauend werden optimale Handlungsfelder, zukünftige Anwendungsbereiche und ökologische Einsparungspotenziale identifiziert. Aus den bislang vorveröffentlichten Forschungsergebnissen lässt sich bereits eine Tendenz ableiten. So besitzen **Biokunststoffe** zu herkömmlichen Polymeren ökologisch gesehen **Vorteile beim Ressourcenverbrauch und den Treibhausgasemissionen**. Andererseits weisen Biopolymere **negative Umwelteffekte bei der Versauerung und Eutrophierung** auf. In

¹ <http://f2.hs-hannover.de/aktivitaeten/forschung/wwwwifbb-hannoverde/downloads-links/index.html>

² Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework

³ Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines

Summe gesehen überwiegen zumeist die positiven Effekte, was daran liegt, dass sich zukünftig noch weitere diverse ökologische Verbesserungspotenziale ergeben werden. [1, S. 31]

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass der ökologische Vergleich „Biokunststoffe“ vs. „herkömmliche Polymere“ ja nach den getroffenen Annahmen und Rahmenbedingungen in der Literatur zu kontroversen Diskussionen und Ergebnissen führt.

4.4.3.5 Kompostierungsversuche von biologisch abbaubaren Kunststoffverpackungen

Die technologische Weiterentwicklung im Bereich der kompostierbaren Kunststofffolien schreitet ständig voran. Hatte man ursprünglich noch bei einigen dieser Materialien mit Problemen bei der Kompostierung, hervorgerufen durch die unzureichende Abbaubarkeit von Folienmaterial innerhalb vorgegebener, anlagenspezifischer Rottezeiten zu kämpfen, so gibt es bereits auch gut dokumentierte Großversuchsreihen, die unter realistischen Bedingungen ein fast 100 % Abbauverhalten beschreiben.

Einer dieser Studien wurde in Deutschland, im Landkreis Bad Dürkheim, durchgeführt. Ausgehend von der skeptischen Haltung der dort ansässigen Kompostierwerkbetreiber, hervorgerufen durch in der Vergangenheit liegende negative Erfahrungen (z.B. geringe Nassfestigkeit und mangelhafte Bioabbaubarkeit früher Biokunststoffe) mit bioabbaubaren Kompostsäckchen aus Kunststoff wurden realitätsnahe Untersuchungen zum Abbauverhalten durchgeführt. Dabei kam das von der Fa. BASF unter der Produktbezeichnung Ecovio® FS (vgl. Kapitel 4.4.5, Ecovio® 30 % PLA-Material) vertriebene Biopolymer zum Einsatz. Im konkreten Fall bestand das Blend aus über 50 % Maisstärke und der Rest aus fossilen Komponenten. Mehr als 65.000 Haushalte waren in das Projekt eingebunden und aufgefordert ihren Bioabfall in kostenlos zur Verfügung gestellte Ecovio®-Säcke zu entsorgen, die im Zuge der Bioabfallsammlung an die Kompostierwerke geliefert wurden. [112, S. 586] Entgegen der begründeten Skepsis aus praktischen Erfahrungen der vergangenen Zeit können die Ergebnisse wie folgt weitgehend positiv zusammengefasst werden [112, S. 587f.]:

- Die Fehlwurfquote an biologisch nicht abbaubaren Kunststoffen blieb von den Versuchen unbeeinflusst. Im Vergleich zu früher kam es zu keiner Erhöhung der Mengen an nicht kompostierbaren Standardkunststoffen.
- Nach einer mehr als 14-tägigen Zwischenlagerzeit der befüllten und verschlossenen Biokunststoffsäcke konnten keine Veränderung in der Festigkeit des Materials nachgewiesen werden. Dies wird als positiv angesehen, da sich der Kunststoff in dieser Zeit noch nicht selbst zersetzt. Die sensorische Kerbrißfestigkeit ist vergleichbar mit dem unbenutzten Originalmaterial.
- Die Bioabfallsäcke haben keinen Einfluss auf die Leistung langsam laufender Zerkleinerungsaggregate. Verstopfer oder Umwickelungen, die zu Störungen im laufenden Anlagenbetrieb führen, blieben aus.

- Aufgrund von kontinuierlichen Temperaturmessungen konnte nachgewiesen werden, dass der Rotteprozess durch das Vorhandensein der Biokunststoffe in keiner Weise negativ beeinflusst wurde.
- Das Abbauverhalten bzw. der Zerfall des Materials nach zwei bzw. drei Wochen kann als (fast) vollständig bezeichnet werden. Im Siebüberlauf (> 20 mm) wurden nur mehr geringe Reste des Biokunststoffmaterials gefunden, bezogen auf die Gesamtmenge sind diese jedoch vernachlässigbar. Es kam zu keiner Verschlechterung der Kompostqualität.

Eine weitere Studie der TU Dresden hat gezeigt, dass unter Einwirkung von Temperaturen von über 55 °C und dem Vorhandensein eines bestimmten Feuchtemilieus bei Werkstoffen auf Milchsäurebasis ein Verlust bei den molekularen Bindungskräften zu beobachten ist. [113, S. 28] Das getestete Stärkopolymer Mater-Bi® vom italienischen Biokunststoffproduzenten Novamont S.p.A, das auch bereits seit längerem am Verpackungsmarkt erfolgreich eingesetzt wird, zeigt unter thermophilen Testbedingungen im Labor höhere Werte an gelöster Organik. Es bleibt aber im Gegensatz zum PLA-Compound-Folienmaterial Bio-Flex® der Fa. FKUR formstabil. Mater-Bi® ist zum überwiegenden Anteil aus nachwachsender Stärke aufgebaut, das Bio-Flex®-Material besitzt ebenfalls einen hohen nachwachsenden Rohstoffanteil, enthält aber keine Stärke bzw. Stärkeanteile. Es wird vorwiegend aus PLA-Material von der Fa. NatureWorks LLC hergestellt [8, S. 326]. Im Zuge von Versuchsreihen konnte nachgewiesen werden, dass das Biopolymer Mater-Bi® im Vergleich zum Bio-Flex®-Material während der Hydrolysephase eine deutlich höhere Löslichkeit (ca. Faktor 2) besitzt. Die Aufspaltung der enthaltenen Stärke in kürzere Zuckermoleküle und der dazu benötigte Zeitraum zur Freisetzung einer vergleichbaren Organikmenge beträgt beim Bio-Flex®-Kunststoff rund doppelt so lange. Die bei 60 °C ablaufende Hydrolyse bedingt bei beiden Materialien eine rasche pH-Wert-Absenkung von 8 auf ca. 3. Gleichzeitig tritt eine deutliche Verfärbung des Materials auf, die auf die Mengen an freigesetzten organischen Säuren zurückzuführen ist. Im Unterschied zur Hydrolyse der Kompostierung (aerob) ist bei der Fermentation (anaerob) der beschriebenen Biopolymertypen keine Absenkung des pH-Wertes festzustellen. Auf die Fermentationsversuche, die ebenfalls an der TU Dresden durchgeführt wurden, wird in Kapitel 4.4.3.6 näher eingegangen.

Eigene Recherchen über das Ecovio®-Blendmaterial von BASF ergaben, dass je nach Anwendungsbereich verschiedene Mischungsverhältnisse in Bezug auf die nachwachsende bzw. fossile Rohstoffkomponente existieren. BASF gibt auch Testergebnisse zur biologischen Abbaubarkeit des Materials unter realistischen Bedingungen zu, bei denen nach Ende eines Kompostierungszyklus von 28 Tagen noch Reste des Beutels erkennbar waren und es zu keinem vollständigen Abbau gekommen ist. [114, S. 13]

Konträr zu dem oben erwähnten erfolgreichen Praxistest stellt ein aktueller Artikel aus dem Jahr 2012 [114, S. 12ff.] der Kompostierung von BASF-Biokunststoffbeutel der Marke Ecovio® kein gutes Zeugnis aus. Die Kompostierbarkeit wird aus mehreren Gründen als kritisch eingestuft. Zum Einem hängt die vollständige biologische Abbaubarkeit stark von der

Folienstärke, der Materialzusammensetzung (Mischungsverhältnis PLA/Polyester) und anlagenspezifischen Parametern (wie Rottezeit, Umgebungsbedingungen etc.) ab. Selbst wenn von einem vollständigen biologischen Abbau, der laut DIN EN 13432 mindestens 95 % betragen muss (vgl. Kapitel 2.3.3), ausgegangen wird, sieht die Deutsche Umwelthilfe (DUH) keinen ökologischen Nutzen (z.B. Freisetzung von Nährstoffen bzw. Bildung von Humus) damit verbunden. Vielmehr bemängelt die Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK) die Prüfung der Kompostierbarkeit von Biokunststoffen nach DIN EN 13432, die unter Bedingungen durchgeführt werden, wie sie weder auf Kompostieranlagen noch auf Vergärungsanlagen vorherrschen. Aus dieser Tatsache heraus lehnen die der BGK angeschlossenen Anlagenbetreiber in der überwiegenden Anzahl der Fälle eine Behandlung von Biokunststoffen aus Bedenken wegen der hohen Störstoffanteile im Kompost kategorisch ab.

Praxisnahe Versuche, die 2010/11 in Deutschland mit gängigen, am deutschen Markt verfügbaren Biokunststoffsäcke durchgeführt wurden, bewerteten die Eignung unterschiedlicher Bioabfall-Sacktypen im Hinblick auf die Sammlung und gemeinsame Entsorgung mitsamt den Bioabfällen. [115, S. 340ff.] Die erzielten Ergebnisse während realitätsnahen (verkürzten) Kompostierungszeiten waren durchwegs positiv. I.d.R lag der nicht abgebaute Materialrest unter 5 M-%. Es wurden abhängig vom jeweiligen Verfahren in der überwiegenden Anzahl der untersuchten Behandlungsanlagen hohe Abbauraten konform zu DIN EN 13432 und 14995 erzielt. Insgesamt wurden das Abbauverhalten von fünf marktgängigen Bioabfallsacktypen praxisnahe untersucht. Dabei handelte es sich zweimal um die Biokunststoffgruppe Mater-Bi®¹ und je einmal um den Biokunststofftyp Bioplast®², Ecopond®³ bzw. Bio-Flex®⁴. Die eingesetzten Kompostierverfahren in Deutschland sind ausgehend von offenen Tafel- bzw. Dreiecksmieten bis hin zu Rottetunneln vergleichbar mit dem Stand der Technik in Österreich und zeichnen sich durch unterschiedlich lange Rottezeiten, die zwischen einer und fünf bis sieben Wochen liegen, aus. Der laut DIN EN 13432 (vgl. Kapitel 2.3.3) vorgegebene Zeithorizont von zwölf Wochen, der zur Erfüllung der Kriterien zur Bioabbaubarkeit angesetzt ist, steht i.d.R. nicht zur Verfügung und ist damit unrealistisch. Die Verknotung der Bioabfallsäcke hat abhängig vom jeweiligen Material mitunter einen nicht unerheblichen Einfluss auf das Vorhandensein von Folienresten nach der aeroben Behandlung. Auch die Lagerung in der Biotonne zusammen mit losen biogenen Abfällen bedingt abhängig vom jeweiligen Biokunststofftyp einen durchaus erwünschten, beginnenden biologischen Abbau, noch vor der eigentlichen Rotte. So lieferte ein Vergleichstest verschiedener gefüllter Bioabfallsäcke ein eindeutiges Ergebnis: Bei allen

¹ Füllvolumen: <10 L bzw. 10 L +; Hersteller: Novamont, Italien.

² Füllvolumen: 10 L +; Hersteller: Sphere/Biotec, Deutschland.

³ Füllvolumen: <10 L; Hersteller: KingFa, Hongkong.

⁴ Füllvolumen: 10 L +; Hersteller: FKUR, Deutschland.

Proben, die zuvor eine Woche in der Biotonne gelagert wurden, war der Abbau deutlich weiter fortgeschritten, als bei Vergleichsmustern, die direkt in Mieten eingebaut wurden. In der Studie wird angemerkt, dass die Erkennbarkeit der getesteten Bioabfallsäcke für den Benutzer trotz Vorhandenseins eines entsprechenden Labels noch ausbaufähig ist. Die optische Unterscheidbarkeit zu herkömmlichen fossilen Kunststofffolien ist selbst bei händischer Vorsortierung nur bedingt gegeben.

Die Anzahl der Studien, die die Kompostierbarkeit von Verpackungen aus Biopolymeren bestätigen, ist in den letzten Jahren gewachsen. Eine Heimkompostierung für diese Materialarten, wie sie in Kapitel 7.6.2 beschrieben wird, scheidet ohne entsprechende Zertifizierung (Label, vgl. Kapitel 5.1.1) in den meisten Fällen von vornherein aus. In den Kapiteln 4.4.6.2 und 4.4.6.5 wird der Frage nachgegangen, ob ausgewiesene kompostierbare Biokunststoffe (in erster Linie Folienmaterialien), die als Verpackungsmaterial dienen, unter bestimmten (industriellen) Bedingungen auch tatsächlich desintegrieren und biologisch abgebaut werden.

4.4.3.6 Biogaserzeugung aus biologisch abbaubaren Biokunststoffen

An der TU Dresden wurden zur Vergärung von Biokunststoffen für die Biogaserzeugung zwei gängige am Markt erhältliche Biokunststofftypen (Mater-Bi® und Bio-Flex®) unter anaeroben Bedingungen bei mesophilen (ca. 38 °C) und thermophilen (45-80°C) Temperaturniveaus eingehend untersucht. [113, S. 29] Vorweggenommen zeigte sich, dass eine mesophile Umgebung für die Depolymerisation von Biokunststoffen nicht ausreichend ist. Unter diesen Bedingungen sind die Biopolymere entsprechend ihrer ursprünglichen Verwendung bis mind. 50 °C temperaturstabil und die Molekülstruktur bleibt erhalten. Unter thermophilen Bedingungen (> 60 °C) neigen die Biokunststoffe, wie bereits im Kapitel 7.6.1 beschrieben, zur Freisetzung von Biomasse. Ein anaerober Umsatz der Mischsubstrate (Biopolymer und Impfs substrat) konnte im Reaktor nachgewiesen werden. Dabei lieferte der Biokunststoff Mater-Bi® im Mischungsverhältnis 1:5 (Verhältnis Biopolymer zu Impfs substrat¹) und das Biopolymer Bio-Flex® im Mischungsverhältnis 1:3 einen um mehr als 20 % höheren Gasertrag im Vergleich zum reinen Impfs substrat. Unterschiede im Lösungsverhalten der beiden Biopolymere können aufgrund ihres Anteils an fossilen Rohstoffen beobachtet werden. Während das Mater-Bi®-Material teilweise aus leicht löslichen Stärkeverbindungen besteht, ist der Bio-Flex®-Kunststoff mit der Bezeichnung F1110 hauptsächlich aus schwer löslichen Polymilchsäureketten zusammengesetzt. Dies hat Auswirkungen auf die Löslichkeit und somit auch auf die **Bioverfügbarkeit**, die im Vergleich zum stärkebasierten Mater-Bi®-Kunststoff beim Bio-Flex®-Material deutlich geringer ist. Die Versuchsreihen haben gezeigt, dass die mittlere Gaszusammensetzung (CH₄ 52 Vol-%, CO₂ 48 Vol-%, vgl. Abbildung 50) über die Versuchsdauer von sieben Wochen mit Ausnahmen relativ konstant bleibt, die Biogasmenge aber konstant ansteigt (vgl. Abbildung 50). Ein zu Beginn eingestelltes Verhältnis zwischen CO₂:CH₄ > 1, das sich im Laufe des voranschreitenden anaeroben

¹ Die Zusammensetzung bzw. Herkunft des Impfs substrates wurde nicht näher beschrieben.

Abbauprozesses zu $\text{CO}_2:\text{CH}_4 < 1$ wandelt, entspricht exakt den Phasen des anaeroben Abbaus. Ein vollständiger anaerober Abbau der untersuchten Biopolymere konnte auch unter thermophilen Reaktionsbedingungen im Reaktor nicht festgestellt werden. Die Biopolymere haben sich von ihrem äußeren Erscheinungsbild her wenig verändert, wenn auch das Bio-Flex®-Material sehr stark zerfasert ausgetragen wurde. Es wird ausdrücklich angemerkt, dass aus dem aktuellen Erkenntnisstand heraus die Biogaserzeugung keine Verwertungsoption für Biopolymere darstellt.

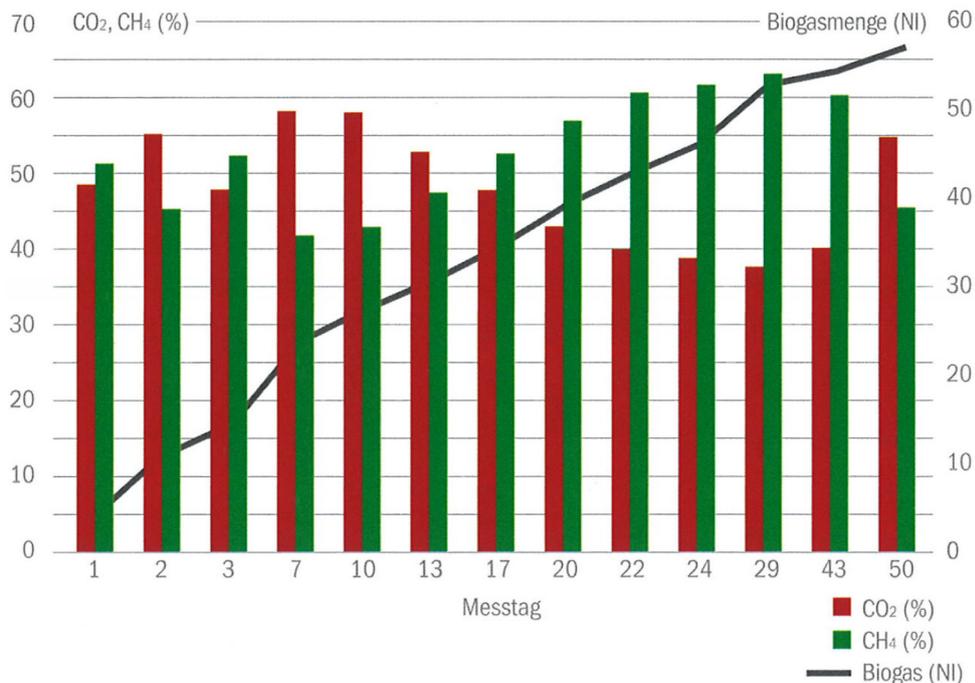


Abbildung 50: Untersuchung der Gasproduktion und -zusammensetzung unter thermophilen Umgebungstemperaturen im Biogasreaktor [113, S. 29]

4.4.3.7 Oxoabbaubarkeit von Biopolymeren

In Polen wurden zur (biologischen) Abbaubarkeit von Biokunststoffen umfangreiche Studien von unabhängigen Institutionen des Polish Packaging Institute Warschau (Packaging R&D Department und Packaging and Environment Department), durchgeführt. [116, S. 44ff.] Der Gegenstand der Untersuchungen basierte auf drei unterschiedlichen Biokunststoff-Tragetaschentypen, wobei zwei Materialien nach DIN CERTCO (vgl. Kapitel 5.1.1) als kompostierbar einzustufen sind. Als Referenz wurde eine Tragetasche aus herkömmlichen PE herangezogen, wobei bei der Produktion ein kleiner Prozentsatz eines Additivs mit der Bezeichnung Totally Degradable Plastic Additive (TDPA), das eine Oxoabbaubarkeit bewirken soll, hinzugegeben wurde. Des Weiteren wurden ein PLA-Joghurtbecher sowie eine transparente PLA-Folie auf ihre Bioabbaubarkeit hin untersucht. Alle Rotteversuche wurden unter standardisierten Bedingungen gemäß EN 14806¹ im Labormaßstab

¹ ÖNORM EN 14806:2005-09-01: Verpackung - Vorbeurteilung des Auflösens von Verpackungsmaterial unter simulierten Kompostierungsbedingungen im Labormaßstab.

durchgeführt. Ziel war es, den Grad der Desintegration der Verpackungsmaterialien bei Impfung des Materials mit Kompostsubstrat zu bestimmen. Die Versuchsreihen mit den auf 25x25 mm zerkleinerten Originalmaterialien wurden bei einer konstanten Temperatur von 58 °C über drei Monate gefahren. Nach anschließender Absiebung des Materials bei 2 mm erfolgte eine Untersuchung des Rückstandes auf verbleibende Kunststoffreste. Als Ergebnis kann festgehalten werden, dass beide Tragetaschen aus Biokunststoff sowie die beiden PLA-Materialien zu 98 bis 100 % biologisch abgebaut wurden. Das zur Desintegration mit einem Additiv versehene PE-Folienmaterial (Referenzmaterial) wurde hingegen nicht umgesetzt. Die mit TDPA versetzte PE-Folie war gegen die Enzyme der aeroben Bakterien und Pilze des Kompostsubstrats unempfindlich und eignet sich somit nicht als Inputmaterial für die industrielle Mitkompostierung.

Generell ist zur Oxoabbaubarkeit zu sagen, dass derzeit keine Biokunststoffmaterialien am Markt bekannt sind, die die im Kapitel 2.3 angeführten Standards zum Nachweis der Kompostierbarkeit eindeutig erfüllen. Behauptungen zur Kompostierfähigkeit dieser Materialien entsprechen nicht der Wahrheit (vgl. nähere Ausführungen dazu im Kapitel 3.3). Die fälschliche Verwendung des Begriffes „kompostierfähig“ im Zusammenhang mit Marketingkampagnen hat in Italien und Australien bereits zu Strafzahlungen geführt. [111, S. 22]

4.4.4 Kunststoffindustrie

Auf der Homepage der chemischen Industrie¹ bzw. unter dem Portal von PlasticsEurope² sind Fakten zur (europäischen) Kunststoffproduktion zusammengefasst dargestellt. Bei letztgenannter Quelle werden für Ökobilanzierungen (LCA) auch sog. „Eco-profiles“ für verschiedene Kunststofffamilien (Polyolefine, Polyvinylchlorid, Polyethylenterephthalat, usw.) zum Download angeboten, die neben den Angaben über (Primär-)energieverbräuchen, Rohstoff- und Ressourceneinsätzen (Wasserverbrauch) auch gasförmige und flüssige Emissionen sowie feste Abfallstoffe während der Herstellung charakterisieren. Zudem werden meist 20, 100 bzw. 500 jährige CO₂-Äquivalente der verschiedenen Kunststoffmaterialien dargestellt, die für weiterführende Berechnungen im Zusammenhang mit dem ökologischen Fußabdruck (Carbon Footprint) herangezogen werden können. Datenmaterial über Biopolymere existiert bis dato noch nicht. Zweifellos ist die Kunststoffindustrie, wenn man die Geschäftsberichte der weltgrößten Kunststoffproduzenten³ liest, bestrebt, neben der Erforschung neuer, energie- und ressourcensparender Produktionswege (was auch die Substitution von Rohstoffen und den Einsatz von Abfallstoffen miteinschließt) konventionelle

¹ <http://www.fcio.at>

² <http://www.plasticseurope.org>

³ In alphabetischer Reihenfolge: BASF (Deutschland), Bayer (Deutschland), Dow Chemical (USA), DuPont (USA), ExxonMobil (USA), Formosa Plastics Group (Taiwan), INEOS Group (England), LyondellBasell (Niederlande), SABIC (Saudi Arabien), Total (Frankreich). [117]

Massenkunststoffe weiterhin in steigenden Mengen zu produzieren. Dies verdeutlicht auch der gegenwärtige Kunststoffmarkt unter Berücksichtigung der z.T. vielversprechenden Prognosen für das Marktsegment der Biokunststoffe (vgl. Kapitel 3.5).

Rund 4 bis 5 % des weltweit geförderten Erdöls wird für die Kunststoffherzeugung aufgewandt (globale Produktionsmenge an Kunststoffen 2011: 280 Mio. t [48, S. 6]). Der bei Weitem größte Anteil des Rohöls wird zur Herstellung von Treibstoffen und Heizöl verwendet, d.h. energetisch genutzt. Nur eine vergleichsweise marginale Menge von schätzungsweise 1,6 ‰ wird global zur Erzeugung von Verpackungen eingesetzt (vgl. Kapitel 1). In Deutschland verursachen laut einer Studie [118] und einer darauf basierenden Hochrechnung der denkstatt GmbH Verpackungen nur 1,4 % des durchschnittlichen CO₂-Fußabdrucks eines deutschen Bundesbürgers. Der Rest teilt sich wie folgt auf: Konsum (25 %), Verkehr privat + öffentlich (23 %), Heizung (18 %), Ernährung (15 %), Allgemeinheit (11 %) und Strom (7 %). [58, S. 13] Aus dieser Sicht heraus hätte der Umstieg von konventionellen Kunststofftragetaschen zu Alternativen bzw. der radikale Wegfall von Kunststoffverpackungen national gesehen nur marginale Auswirkungen auf den **Carbon Footprint**. Die Nachteile, die sich daraus ergeben, würden wahrscheinlich überwiegen. Zudem müssen Alternativmaterialien nicht zwangsweise von der Treibhausgasbilanz gesehen besser abschneiden – eine genaue **Einzelfallbetrachtung** wäre in jedem Fall notwendig. Global und aus prinzipieller Sicht der Ressourcenschonung gesehen würde der Verzicht von herkömmlichen Kunststofftragetaschen weniger zur Schonung der Erdöllagerstätten beitragen, sondern eine Verlagerung des Verbrauchs bewirken, d.h. der Anteil, des geförderten Rohöls wird in anderen Industriesektoren eingesetzt. Im Zuge dieser Diskussion darf nicht vergessen werden, dass Kunststoffe in Abfallströmen wesentlich zu dessen Heizwert beitragen. Monoverbrennungsanlagen, die primär zur Beseitigung von Hausmüll und ähnlichen Abfällen dienen und bei denen der im Abfall enthaltene Energiegehalt zur Auskopplung von Prozessdampf und in weiterer Folge für die Stromerzeugung genutzt wird, sind auf Kunststoffmaterialien wie z.B. Verpackungen im Abfallbrennstoff ausgelegt und angewiesen. Dieser Anteil müsste durch den Einsatz von hochkalorischen Stoffen wie Heizöl ersetzt werden, was über den Gesamtbilanzierungsraum gesehen keineswegs zur Verbesserung der Ressourceneffizienz beiträgt.

4.4.4.1 Problem des Litterings

Viele Hersteller von Kunststoffverpackungen befürchten weiterhin ein Verbot von Kunststofftragetaschen und -knotenbeuteln. Die Gründe dazu scheinen berechtigt, da nach Abschluss einer Befragungsaktion der EU-Kommission, Überlegungen dahingehend existieren, ein europaweites Verbot dieser Serviceverpackungen durchzusetzen. Argumentiert wird diese Entscheidung vor dem Hintergrund der in Kapitel 4.3 bereits diskutierten Problematik des achtlosen Wegwerfens (Littering) von Verpackungsabfällen und mit der damit einhergehenden Umweltverschmutzung. Bei gut funktionierenden, effizienten und leistungsstarken Sammelsystemen und entsprechend hohen Sammel- und Recyclingquoten, die es in Ländern mit einer fortschrittlichen Abfallwirtschaft gibt, relativiert sich der Vorteil eines generellen Verbots von Kunststofftragetaschen und -beuteln rasch

wieder. So meint der Hauptgeschäftsführer der IK Industriellenvereinigung Kunststoffverpackungen, U. Kelterborn, dass durch die EU-Verpackungsdirektive ohnehin eine geeignete Vorgabe für die EU-Mitgliedstaaten geschaffen wurde. Diese trägt zur Verhinderung von Littering und zu einem ressourcenschonenden Umgang mit Rohstoffen bei. [119, S. 10]

4.4.4.2 Verpackungen & Biotreibstoffe vs. Lebens- und Futtermittelproduktion

Im Zusammenhang mit Biokunststoffen treten oftmals auch Ethikdiskussionen um die Nutzungskonkurrenz zwischen Nahrungsmittel-, Biotreibstoffen und Biowerkstoffen auf. Diese „**Teller-Tank**“-Diskussionen sind für den vermehrten Einsatz von Biopolymeren auf Basis nachwachsender Rohstoffe nicht gerade dienlich. Aus heutiger Sicht, unter Einbeziehung der derzeitigen globalen Nutzung von Lebensmittelanbauflächen und der gegenwärtigen Biokunststoffproduktion sind diese obsolet, wie dies anhand der auf Fakten und Hochrechnungen basierenden Ausführungen dieses Unterkapitels gezeigt wird.

Einleitend gilt zu erwähnen, dass zur Bewertung eines Rohstoffes in jedem Fall die schonende und nachhaltige Nutzung von Anbauflächen zu prüfen ist, um **Raubbau**, wie er teilweise durch die Nachfrage nach **Bioethanol für Kraftstoffe** eingesetzt hat, zu vermeiden [34, S. 6]. In den letzten Jahren bis in jüngster Zeit kam es immer wieder zu Spannungen auf dem Weltnahrungsmarkt, insbesondere im Zusammenhang mit steigenden Preisniveaus für landwirtschaftliche Produkte. Dies hat multifaktorielle Ursachen und Einflussgrößen. Ein Faktor dabei stellt das steigende Wirtschaftswachstum in südostasiatischen Ländern dar. Um den Wandel vom früher fast ausschließlich vegetarischen Konsum hin zum vermehrten Verzehr von fleischbasierten Lebensmitteln zu ermöglichen, werden größere Flächen für die Mast- und Schlachtierhaltung (Fleischtiere) als bisher für die Nutztierhaltung benötigt. Dies wiederum bedingt, dass Agrarflächen, die früher der direkten menschlichen Nahrungsmittelproduktion dienten, heute zur Ernährung der Fleischtiere genutzt werden. In vielen asiatischen Ländern ist der landwirtschaftliche Ertrag ohnehin sehr niedrig. Verstärkt durch den anhaltenden Trend zur geringeren Lagerhaltung wächst die Abhängigkeit vom Weltmarkt stetig. Das Unvermögen regionale Ernteauffälle mit eigenen Reserven auszugleichen, führt zwangsweise zum Zukauf von Agrarprodukten. Dies hat wiederum Auswirkungen auf die Weltmarktpreise, die im Wesentlichen nach den Prinzipien der Marktwirtschaft durch Angebot und Nachfrage gesteuert werden. Neben diesem Wandel trägt auch die zunehmende Konkurrenz in Form der Biotreibstoffproduktion zu Preissteigerungen von Rohstoffen zur Lebensmittelproduktion bei. Die zukünftige **Herstellung von Biokunststoffen**, so sind sich die Experten einig, muss neben der effizienten Nutzung ertragreicher Kulturen vermehrt auf **den intelligenten Einsatz von landwirtschaftlichen bzw. tierischen Reststoffen** basieren. Ansätze in diese Richtung, auch ohne die Verwendung von genmanipulierten Saatgütern (Zertifikat), gibt es bereits. [120, S. 29]

Wenn es um die Biokunststoffproduktion und in diesem Zusammenhang um die Herkunft der pflanzenbasierten Rohstoffe geht, wird oft argumentiert, dass Nutzung von Nahrungs- und Futterpflanzen nur eine vorübergehende Phase darstellt. Die technische Entwicklung geht mit Hochdruck in Richtung der Biokunststoffproduktion aus biogenen Abfall- und Reststoffen.

Demgegenüber steht das Argument, dass sowohl Nahrungs- als auch Futterpflanzen über viele Jahrzehnte bzw. sogar Jahrhunderte in ihrer Züchtung soweit optimiert wurden, dass deren verwertbarer Kohlenstoffanteil ein Maximum erreicht hat. Die landwirtschaftliche Produktivität, genauer gesagt der Ertrag von Kulturen, lässt sich somit nur innerhalb eines vorgegebenen Rahmens beeinflussen. Das zukünftige anzustrebende Ziel sollte vielmehr in der möglichst effizienten Nutzung der zu Verfügung stehenden Ressourcen liegen, d.h. fruchtbares Ackerland und die angebauten Kulturen, unabhängig von der späteren Nutzung als Nahrungsmittel bzw. als Rohstoff für die chemische Industrie, optimal zu verwenden. Entscheidend in diesem Zusammenhang ist sicherlich die Frage, ob insgesamt genügend Fläche zur Produktion von Pflanzen zur Verfügung steht, um einerseits die Weltbevölkerung zu ernähren, andererseits die Produktion von Rohstoffen aber auch Energieträgern sicherzustellen. [13, S. 43]

Abhängig von der jeweiligen Biokunststoffart, der zur Herstellung verwendeten Pflanzenart bzw. landwirtschaftlichen Ausgangsmaterial, liegt die **durchschnittliche Ausbeute bei 2 bis 4 t Biokunststoff je Hektar**. Geht man von einer jährlichen weltweiten Produktionskapazität von ca. 1,2 Mio. t (vgl. Abbildung 31) aus, so ergibt dies im Mittel einen Bedarf von 390.000 Hektar Agrarfläche. Bei den prognostizierten, stark steigenden Wachstumsraten im Marktsegment der Biokunststoffe ist im Jahr 2016 mit einer Produktionskapazität von ca. 5,8 Mio. t zu rechnen, der wiederum ein weltweiter Flächenbedarf von über 1,9 Mio. Hektar gegenübersteht. Dies würde je nach Quelle zwischen **0,03 %** [1, S. 10] (Prognose 2015) **und 0,1 %** [13, S. 79f.] **der weltweit landwirtschaftlich genutzten Fläche** von ca. 1,5 Mrd. Hektar betragen. Selbst wenn alle Kunststoffverpackungen bis 2015 durch Biokunststoffmaterialien ersetzt werden, so würde dazu nur ca. 2 % der weltweit zur Verfügung stehenden Agrarfläche benötigt werden [1, S. 10]. Geht man davon aus, dass in Zukunft die **gesamte Kunststoffproduktion der Welt auf biobasierte Basis** umgestellt wird, würde dazu nur maximal **4 bis 5 %** der weltweit zur Verfügung stehenden **Landwirtschaftsfläche** benötigt werden [13, S. 79f.], [1, S. 10]. Hinzu kommt, dass es auf der Erde ca. 3,3 Mrd. Hektar potentiell kultivierbares Land mit natürlicher Bewässerung gibt, das zu 1,5 Mrd. Hektar landwirtschaftlich, zu 100 Mio. Hektar für Wohnflächen und Infrastruktur, zu 800 Mio. Hektar für Waldgebiete sowie zu 330 Mio. Hektar für Schutzgebiete genutzt wird. Damit verbleiben in Summe ca. 570 Mio. Hektar kultivierbares Land in verschiedenen geografischen Regionen der Erde, welches bedingt für die landwirtschaftliche Produktion herangezogen werden kann. Allein in Europa stehen derzeit ca. 8 Mio. Hektar Land zur Verfügung, das für die Produktion von Biokunststoffen oder zur Erzeugung von Bioenergie verwendet werden könnte. Der Großteil dieser Flächen befindet sich in den neuen Mitgliedstaaten in Osteuropa. Wenn darüber hinaus der Anteil an ungenutzter, entsorgter Biomasse global reduziert wird – in der westlichen Welt werden bis zu 45 % der Nahrungsmittelproduktion entsorgt – sollte für die Ernährung der Weltbevölkerung und gleichzeitig für die Herstellung von Biokunststoffen genügend Agrarfläche vorhanden sein. [13, S. 79f.]

In den Vereinigten Staaten stehen jährlich ca. 467 Mio. t (Trockenmasse) Biomasse zur Energieerzeugung zur Verfügung. Darunter befinden sich neben geernteten Energiepflanzen auch Forst- und Sägeabfälle, (Klär-)Schlämme, diverse Bioabfälle zur Biogaserzeugung und

andere Reststoffe, die thermisch verwertet werden können. Hinzu kommt, dass in den USA zusätzlich jährlich ca. 550 Mio. t (Trockenmasse) an Ernterückständen aus der Verarbeitung von Getreide- und Hülsenfrüchten anfallen. Ein bestimmter Prozentsatz davon wird in die Natur zurückgeführt, um den Kohlenstoffhaushalt auszugleichen. Ein anderer Teil geht in die Düngemittelproduktion bzw. dient als Einstreu. Geschätzte 70 % dieser Abfälle könnten nicht nur rein thermisch genutzt werden, sondern würden sich auch als Basis für die Biokunststoffproduktion eignen. Derzeit werden ca. 10 bis 15 % des amerikanischen Energiebedarfs durch die Verbrennung von Biomasse gedeckt. Betrachtet man den US-Agrarsektor näher, so wurden im Jahr 2000 rund 400 Mio. t an Getreide (Mais, Soja, Weizen etc.) geerntet. Jährlich gehen von dieser Menge zwischen 10 und 15 % in die Nahrungsmittelproduktion. 40 bis 50 % der Biomasse werden zu Futtermittel weiterverarbeitet. Der Rest, ca. 150 Mio. t, steht jährlich für unterschiedliche (industrielle) Anwendungen zur Verfügung. Insgesamt stehen in den USA 455 Mio. Morgen¹ an Agrarfläche zur Verfügung. Dies entspricht ca. 20 % der nutzbaren Landfläche. [32, S. 1ff.] Diese Zahlen mit dem Fokus auf Nordamerika verdeutlichen, dass das Potenzial der Nutzung von Biomasse für die Kunststoffproduktion bei Weitem noch nicht ausgeschöpft ist.

Aus Sicht des Kunststoff-Cluster Niederösterreich², ein Zusammenschluss und branchenübergreifendes Netzwerk von Unternehmen und F&E-Einrichtungen, ist der Anteil an Nahrungsmittel, der derzeit weltweit für die Biokunststoffproduktion (in erster Linie handelt es sich dabei um Mais- und Getreidesorten sowie Stärke) zum Einsatz kommt im Vergleich zu anderen Einsatzfeldern sehr gering. Europaweit werden derzeit ca. 200.000 t/a Biokunststoffe auf Stärkebasis hergestellt. Demgegenüber steht ca. die zehnfache Menge, ca. 2 Mio. t allein an Getreide, das als Energiekorn thermisch genutzt wird. Diese Menge wiederum mit dem Faktor zehn multipliziert, ergibt die Menge an Stärke, die für andere industrielle Zwecke als die Erzeugung von Kunststoffen derzeit eingesetzt wird. [34, S. 24, [122] Eine Gegenüberstellung der Einsatzmengen an pflanzlichen Rohstoffen erfolgt anhand Abbildung 51.

¹ Umrechnung: 1 Morgen entspricht ca. 4.047 m².

² <http://www.kunststoff-cluster.at>

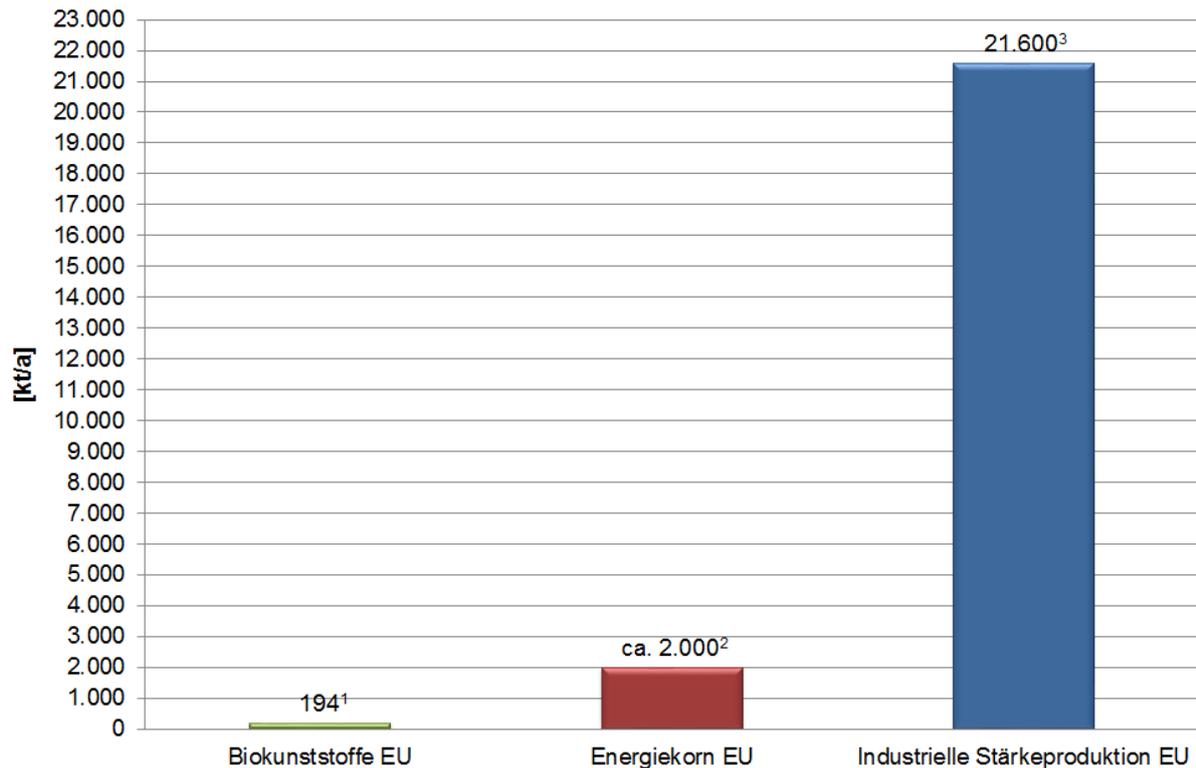


Abbildung 51: Übersicht der Einsatzmengen an Nahrungsmitteln für das jeweilige Anwendungsgebiet [73]¹, [39, S. 17]², [34, S. 26]², [121]³

In Europa steht nach Schätzungen eine Fläche von ca. 111 Mio. Hektar kulturfähiges Land und 69 Mio. Hektar Weideland zur Verfügung. Betrachtet man die demographische Entwicklung innerhalb von Europa und blickt man dabei in die Zukunft so werden ca. 62 % der landwirtschaftlichen Anbaufläche für die Nahrungsmittelproduktion der EU-27-Staaten benötigt. Dementsprechend würden unter Berücksichtigung von Reserven zwischen 10 und 30 % der Anbauflächen für thermisch nutzbare Kulturpflanzen (Energiepflanzen) zur Verfügung stehen. Derzeit stehen ca. 5,5 Mio. Hektar für den Anbau von Energiekorn in Verwendung. Der größte Anteil (82 %) des daraus resultierenden Ertrages (meist Ölpflanzen) geht in die Biodieselproduktion. Der Rest in die Ethanol- (11 %) und Biogasproduktion (7 %). [121, S. 34] Rohstoffe für die Herstellung von Biokunststoffen scheinen in dieser Statistik nicht auf, da die in Europa produzierten Mengen (< 200.000 t/a) noch zu gering sind.

Eine Analyse des deutschen nova-Institutes, die in einem aktuellen Artikel der Financial Times [123] zitiert wird, geht davon aus, dass gerade einmal 0,3 % der weltweiten Biomasse für die Herstellung von Biokunststoffen verwendet werden. Dagegen werden 4 % für die Energieerzeugung genutzt bzw. rund $\frac{3}{4}$ der Getreidemenge an Tiere verfüttert.

Dies sind die Gründe, warum die oftmals emotional geführten Diskussionen über ethische Aspekte der Rohstoffherkunft bei der Biokunststoffproduktion jeglicher sozialökologischen Grundlagen entbehren. Das Ziel in der Zukunft bei der Herstellung von Biokunststoffen liegt primär in der Nutzbarmachung von Abfällen bzw. bislang ungenutzter Ressourcen, um die Nachhaltigkeit der Produkte weiter zu verbessern [34, S. 6].

4.4.5 Abfüller & Handel

Im Nachfolgenden werden aktuelle Entwicklungen im Verpackungsbereich von international tätigen Getränkeherstellern sowie die Situation im (österreichischen) Handel dargestellt.

4.4.5.1 Biobasierte PET-Flaschen

Gerade im Bereich der Getränkeverpackungen haben sich PET-Flaschen aufgrund ihres geringen Gewichts bei gleichzeitig hoher Stabilität sowie guten Barriereigenschaften weltweit durchgesetzt. PET gehört seit der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts zu den Massenkunststoffen. Als „gutgreifige“ und „unkaputtbare“ Getränkeflasche erfuhr dieses Material ab 1975 durch die großen nordamerikanischen Erfrischungsgetränkehersteller einen regelrechten Boom [13, S. 32]. Die Monomere, aus denen PET-Kunststoffe hergestellt werden, sind Terephthalsäure (1,4-Benzoldicarbonsäure) und Ethylenglykol (1,2-Dihydroxyethan). [124, S. 233ff.] Bei der Erzeugung von biobasierten PET-Flaschen ist es heute bereits technisch möglich, die Komponente Ethylenglykol auf pflanzlicher Basis herzustellen. Die großen international tätigen Getränkehersteller, zu denen neben Coca-Cola auch Pepsi usw. gehören, forschen bereits seit Längerem auf diesem Gebiet.

Der US-Getränkehersteller **Coca-Cola** hat im Jahr 1975 mit den ersten PET-Getränkeflaschen am Markt für eine Revolution im Getränkeverpackungsbereich gesorgt. Über 30 Jahre später lässt der Konzern abermals aufhorchen. Zusammen mit dem niederländischen Forschungs- und Technologieunternehmen **Avantium** wird intensiv an einer Alternative zu rein petrobasierten PET-Flaschen gearbeitet. So sind seit 2009 in Nordamerika und acht anderen Ländern (darunter Brasilien, Kanada, Chile, Dänemark, Japan, Mexiko, Norwegen und Schweden) sowie seit Mitte 2011 auch in Deutschland für ausgewählte Marken des Coca-Cola-Konzerns PET-Kunststoffgetränkeflaschen im Handel erhältlich, die teilweise auf pflanzlichen Rohstoffen basieren. Im Jahr 2010 wurden nach eigenen Angaben weltweit rund 2,5 Mrd. dieser **PlantBottles®** verkauft. Für 2011 hatte man sich das ehrgeizige Ziel gesetzt, den Absatz zu verdoppeln. [116, S. 39] Insgesamt wurden bisher über 10 Mrd. dieser PlantBottles verkauft, die sich gegenwärtig in 20 Ländern auf dem Markt befinden [125]. Daraus ergibt sich ein theoretisches Erdöl-Einsparungspotenzial von 87.000 Barrel [116, S. 39]. Das in Deutschland unter den Markennamen „**ViO PlantBottle**“ vertriebene Mineralwasser wird in PET-Flaschen abgefüllt, die aus 65 % Primär-PET und 35 %-Regranulat bestehen. Derzeit können von diesen 65 % PET-Neuware bis zu 30 % (des Monoethylenglykols) auf Basis pflanzlicher Rohstoffe (Zuckerrohr-Melasse) hergestellt werden. Die Terephthalsäure wird derzeit noch rein petrochemisch produziert. Neue, wirtschaftlich vertretbare Ansätze, die relativ aufwändig und daher teuer aus nachwachsenden Rohstoffen herzustellende Terephthalsäure zu synthetisieren, werden derzeit untersucht. Die Basis dafür bilden u.a. natürlich vorkommende Kohlenhydrate, z.B. Fruktose. [13, S. 34]. PET-Getränkeflaschen (PlantBottles), die z.Z. in Europa, u.a. auch am deutschen Markt verfügbar sind, haben einen nachwachsenden Rohstoffanteil von 14 %. Die regenerierbare Komponente der PlantBottle-Flaschen ist Melasse, ein Nebenprodukt der Zuckerproduktion. Nach eigenen Angaben wird z.Z. das für die Produktion notwendige Zuckerrohr aus umwelt- und sozialverträglichen Anbaugebieten aus Brasilien bezogen und

steht nicht in Konkurrenz mit der Nahrungsmittelindustrie. Mittelfristig soll nicht nur heimisches Pflanzenmaterial (z.B. Fruchtschalen, Grasschnitt, Rinde usw.) zur Flaschenherstellung eingesetzt werden, sondern auch der petrobasierte Anteil zugunsten des nachwachsenden Rohstoffes schrittweise gesenkt werden. Das ehrgeizige Ziel des eingangs erwähnten Getränkekonzerns besteht darin, eine PET-Flasche zu erzeugen, die auf rein pflanzlichen Rohstoffen (d.h. 100 % Anteil) aufgebaut ist. Bis 2020 sollen, betrachtet man die Vision des Unternehmens, alle Getränkeflaschen auf Basis rein nachwachsender Rohstoffe hergestellt werden. Der große Vorteil im Gegensatz zu den Problemen beim Recycling von Mischfraktionen bestehend aus PET- und PLA-Flaschen (vgl. Kapitel 7.3) liegt in der Tatsache begründet, dass unabhängig vom biobasierten Anteil der Flasche, der Aufbau bzw. die chemische Zusammensetzung des Materials ident mit jenem von rein fossilen PET ist. Deshalb ist für PlantBottle-Flaschen auch kein eigenes Sammelsystem bzw. Recyclingkreislauf notwendig. Die Flaschen sind nicht kompostierbar, können aber zu 100 % in bestehenden PET-Recyclinganlagen recycelt werden. [126]

Der im gleichen Marktsegment tätige Mitbewerber Pepsi & Co hat bis dato zwar noch keine Getränkeflasche aus nachwachsenden Rohstoffen im Produktportfolio aufzuweisen, hat aber im Jahr 2011 angekündigt, 2012 mit einer Pilotanlage zur Herstellung von 100 % biobasierten Getränkeflaschen auf Basis von Grünabfällen, Schalen und Getreidehülsen sowie Rindenabfällen zu starten. Dem Unternehmen zufolge soll die Produktionskapazität vorerst auf 100.000 bis 500.000 Getränkeflaschen limitiert werden [125]. Die verwendeten pflanzlichen Rohstoffe sollen nicht in direkter Konkurrenz mit Nahrungsmitteln stehen, d.h. für die Flaschenerzeugung werden ausschließlich Nebenprodukte der Nahrungsmittelindustrie herangezogen, die für den menschlichen Verzehr ungeeignet sind. Nähere Einzelheiten zur Produktion sind noch keine bekannt. Die Getränkeverpackung soll aber aufgrund eines kombinierten biologischen und chemischen Herstellungsverfahrens molekular gesehen ident mit herkömmlichen petrobasierten PET-Materialien sein, auch dieselben Eigenschaftsmerkmale aufweisen und wie gewöhnliches PET-Flaschenmaterial recycelbar sein. [127]

In Abbildung 52 sind beide zuvor beschriebenen Getränkeflaschen, die zum Teil (Coca-Cola) bzw. gänzlich (Pepsi) aus nachwachsenden Rohstoffen basieren, dargestellt.



Abbildung 52: PlantBottle der Coca-Cola Company (links) und Pepsi's "Green Bottle" (rechts) [126], [127]

4.4.5.2 Biobasierte Serviceverpackungen im Handel

Bereits seit einigen Jahren bieten große europäische Handelsketten, die Niederlassungen in England, Italien, den Niederlanden und der Schweiz besitzen, zum Teil Lebensmittelverpackungen aus Biokunststoffen an. Der Anteil aller Biokunststoffe am gesamten europäischen Kunststoffmarkt betrug 2005 rund 50.000 t und entsprach ca. 1 ‰ der Gesamtmenge an Kunststoffen [93, S. 7]. 2005 betrug der Marktanteil von Biokunststoffen in Deutschland im Einwegverpackungsbereich nach Schätzungen zwischen 5.000 und 10.000 t. Ähnlich wie in Österreich, wo 2005 laut ARA AG von einer Marktmenge von 300 t ausgegangen wird, entspricht diese Menge weniger als ein Prozent am Gesamtmarkt für Einweg-Verpackungskunststoffe. Aktuelle Schätzungen der ARA AG gehen im Jahr 2011 von einer Marktmenge von 750 t an Packstoffen auf biologischer Basis aus, wobei Biokunststoffverpackungen mit 500 t geschätzt werden (vgl. Kapitel 3.5.2). Dies entspricht einer Steigerung von ca. 43 % innerhalb der letzten sechs Jahre. Aus einem Bericht des Lebensministeriums aus dem Jahr 2011 geht man in **Österreich** von einem **Gesamtaufkommen an Biokunststoffen** von ca. **1.200 t/a** aus [93, S. 7]. Betrachtet man die Situation in Deutschland, wurde 2006 im Vergleich zu den vorangegangenen Jahren eine Steigerungsrate im Einsatz von Biokunststoffen von mehr als 30 % verzeichnet. In Gesamteuropa fiel das Wachstum im Vergleich zum Jahr 2005 mit 100 % wesentlich größer aus. Schätzungen aus Deutschland gehen davon aus, dass bis ins Jahr 2020 durch die anhaltend große Nachfrage an Biopolymeren im Verpackungsbereich der Marktanteil auf ca. 10 %, d.h. 200.000 bis 250.000 t des Kunststoff-Einwegmarktes gesteigert werden kann. Derzeit sind weniger technische Probleme, sondern eher der im Vergleich zu Standardkunststoffen höhere Preis, bedingt durch die geringeren Produktionskapazitäten sowie die Rohstoffverfügbarkeit von Reis, Mais, Kartoffeln oder Zuckerrüben, Hemmnisse auf dem Weg zur fast vollständigen Substitution erdölbasierter Kunststoffe. [61, S. 40f.]

In Österreich werden von nahezu allen großen Lebensmittelketten, dazu gehören die REWE-Gruppe (Billa, Merkur) und die SPAR Österreichische Warenhandels-AG, Serviceverpackungen mittlerweile auch auf Basis von Biopolymeren angeboten.

Als erstes Handelsunternehmen in Österreich hat die Fa. INTERSPAR im Juni 2007 österreichweit mit dem Verkauf von Kunststoff-Tragetaschen aus nachwachsenden Rohstoffen begonnen. Diese kompostierbaren Bio-Schlaufentragetaschen (vgl. Abbildung 53) sind laut Firmenhomepage aus 100 % biologisch abbaubarer Folie auf Basis von Kartoffelstärke hergestellt und besitzen keine gentechnisch veränderten Inhaltsstoffe oder Weichmacher. Neben dem Vorteil der biologischen Abbaubarkeit sind die angebotenen Taschen und Knotenbeutel auch atmungsaktiv und halten Lebensmittel länger frisch. Seit Einführung der biologisch abbaubaren Tragetaschen hat sich das Verhältnis bei den an der Kassen erhältlichen Serviceverpackungen laut eigenen Aussagen der INTERSPAR von Papier zu Kunststoff (20:80 %) zugunsten der Biopolymere auf 20 % Papier, 60 % rein petrobasierte Kunststoffe und 20 % Biokunststoffeinsatz verändert. Der Stückpreis für ein Bio-Sackerl ist mit 0,35 Euro im Vergleich zu der 0,21 Euro teuren herkömmlichen Kunststofftragetasche, um rund 2/3 höher. Begründet wird dies einerseits durch den

aufwändigeren Herstellungsprozess [128], andererseits ist bei Biokunststoffen der spezifische Materialeinsatz produktionsbedingt meist höher. Vergleicht man die Stückgewichte beider Materialien miteinander (vgl. Tabelle 19), so sind biobasierte Tragetaschen bzw. Knotenbeutel bei gleichem Fassungsvermögen meist etwas schwerer (= höherer Materialeinsatz) als ihre fossilen Vertreter.

Seit Anfang August 2011 sind auch flächendeckend in den Märkten des Lebensmittelhändlers Merkur biologisch abbaubare Säckchen (vgl. Abbildung 53) in den Obst- und Gemüseabteilungen erhältlich. Diese abbaubaren Serviceverpackungen werden von der in Niederösterreich ansässigen Fa. NaKu hergestellt, basieren auf gentechnikfreier Maisstärke und sind somit zu 100 % aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellt [129, S. 10].

Die Billa AG bietet seit September 2010 Kunststofftragetaschen aus 100 % reiner Kartoffelstärke an. Diese sind, aus nicht essbaren Industriekartoffeln hergestellt, zu 100 % biologisch abbaubar. [130]

Mit dem Slogan „I'm green“ bewirbt die Fa. Lidl Österreich GmbH ihre Schlaufentragetaschen aus Polyethylen, welche zu mindestens aus 85 % nachwachsenden Rohstoffen hergestellt werden. Ein Großteil entfällt hierbei auf pflanzliches Zuckerrohr. Auf der Homepage des Unternehmens wird zudem die 100 %-ige Recyclingfähigkeit des Materials hervorgehoben. [131]



Abbildung 53: Von links nach rechts: **SPAR** Bio-Schlaufentragetasche aus Kartoffelstärke, **Merkur** Obst- und Gemüsesackerl aus Maisstärke, **Billa**-Sackerl aus Kartoffelstärke bzw. **Lidl** PE-Schlaufentragetasche aus Zuckerrohr [128], [132], [130], [131]

Aus Sicht der Umwelt entstehen durch den mehrfachen Gebrauch von Serviceverpackungen aus Kunststoff, in erster Linie PE-Folie, klare Vorteile. Einkaufstragetaschen aus Kunststoff aber auch aus Papier können am Konsumsektor mehrfach wiederverwendet werden, bevor sie definitiv zu Abfall werden und abhängig von der Sammelschiene eine stoffliche bzw. thermisch Verwertung erfahren. Betrachtet man die Nutzung von gebrauchten PE-Tragetaschen nach mehrfacher Verwendung, die schließlich am Ende ihrer Lebenszeit als Müllsack bzw. als Einwegsammelbehälter gemeinsam mit dem Inhalt z.B. im Zuge der Restmüllentsorgung (thermisch) verwertet werden, so kann dies sicherlich auch als eine Art

der sinnvolle Weiternutzung abseits der roh- bzw. werkstofflichen Schiene betrachtet werden.

Im Kapitel 4.4.2 wurde bereits der Inhalt des **5-Punkte-Programms des Lebensministeriums zur Vermeidung von Kunststofftragetaschen** vorgestellt, das auch vom österreichischen Handel maßgebend unterstützt wird. Am Anfang wurde durch die Einschränkung der Ausgabe von dünnwandigen Knotenbeuteln bzw. PE-Tragetaschen das Konsumverhalten bei Serviceverpackungen gezielt in Richtung mehrfach verwendbarer, teilweise bepfandeten Stofftragetaschen, 100 % Kunststoffrecyclingtragetaschen bzw. Tragetaschen aus Papier und Biokunststoffmaterial gesteuert. Verlautbart im Bericht des Lebensministeriums und, gestützt auf diverse Berichterstattungen der Medien, wurden im Zeitraum Februar bis Mai 2011 mehr als 130.000 Einwegtragetaschen durch diese Aktion eingespart. [93, S. 11]

In Deutschland haben alle großen Handelsketten, dazu gehören u.a. auch Aldi Nord & Süd und Rewe, neben Biokunststofftragetaschen auch **Biokunststoffbeutel** im Handel. Das Ausgangsmaterial wird von der **Fa. BASF** unter dem Markennamen **Ecovio**³ vertrieben. Hierbei handelt es sich um ein klassisches Kunststoffblend mit einer dem späteren Einsatzgebiet angepassten mehr oder weniger ausgeprägten nachwachsenden bzw. fossilen Rohstoffkomponente. Die Fertigung der Beutel geschieht über die Fa. Victorgroup (Frechen/Köln). Jede der drei erwähnten Handelsketten werben, dass ihre Beutel weitgehend aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellt und zu 100 % biologisch abbaubar sind. Wie dieser Schritt in Richtung eines positiven, grünen Images schnell ins Gegenteil umschlagen kann, zeigt ein aktueller Fall. Die Deutsche Umwelthilfe (DUH) mit Sitz in Berlin sieht in der vorher angeführten Behauptung eine klare Konsumententäuschung (Presseaussendung vom 11. April 2012), da diese Verpackungen aus ihrer Sicht weder kompostierbar sind, ein Recycling nicht möglich ist und die Beutel hauptsächlich aus fossilen Rohstoffen bestehen. Die betroffenen Handelsketten reagierten prompt und nahmen als Vorsichtsmaßnahme, bis neue Erkenntnisse vorliegen, die Verpackungen zum Teil aus dem Handel. Kurz darauf (23. April 2012) haben sowohl Aldi wie auch Rewe eine Unterlassungserklärung abgegeben, mit der sie sich verpflichten, die Biokunststoffbeutel nicht mehr auf Basis nachwachsender Rohstoffe und zu 100 % kompostierbar zu bewerben. [114, S. 12ff.]

4.4.6 Abfallsammler, -behandler, -verwerter und -entsorger (Stakeholder)

Werden verschiedene Stakeholder der österreichischen Abfallwirtschaft, die in Tabelle II im Anhang B zusammengefasst dargestellt sind, über die letzten Jahre befragt, so sind dem Grundtenor nach Biokunststoffe aufgrund ihrer geringen Marktdurchdringung in der österreichischen Abfallwirtschaft ein Randthema. Die Entwicklung wird zwar verfolgt; die gegenwärtigen im Vergleich zu konventionellen (Verpackungs-)kunststoffen äußerst

³ Ecovio ist eine Mischung aus ca. 30 % Polymilchsäure (PLA); der überwiegende Rest setzt sich aus einem petrobasierten Polyester mit der Bezeichnung Ecoflex zusammen.

geringen Marktmengen von ca. 500 t/a (reine Biokunststoffmenge, vgl. Kapitel 3.5.2) werden als marginal betrachtet und fallen somit derzeit nicht ins Gewicht. Weder in Sortieranlagen, die als Output sortenreine Kunststoffmonofractionen für ein hochwertiges Recycling generieren, noch in Kompostieranlagen führen Biokunststoffe, die vor dem biologischen Prozess ohnehin gemeinsam mit Störstoffen aussortiert werden, zu nennenswerten Problemen.

Diese Aussage relativiert sich mit steigender Marktpräsenz. Dass Biokunststoffe sehr wohl zu Problemen innerhalb der gewachsenen Strukturen von hoch entwickelten Abfallwirtschaften führen, beweisen Artikel und Experteninterviews aus Nachbarländern, in denen vor allem im Verpackungsbereich die Substitutionsraten von Biokunststoffen höher sind als in Österreich.

4.4.6.1 Beispiele aus der Praxis – Getränkeflaschenrecycling

Dass die gemeinsame Sammlung von PET- und PLA-Getränkeflaschen durchaus negative Auswirkungen auf das Recycling haben kann, zeigt sich am Beispiel der Schweiz. Hier ist bereits seit Jahren flächendeckend eine Kunststoff-Flaschensammlung etabliert. In der Schweiz wurden im Jahr 2010 ca. 36.637 t, dies entspricht rund 80 % der in Umlauf befindlichen PET-Flaschen, recycelt [133]. Der Großteil der Menge wird wiederum nach Asien exportiert [134, S. 34].

Die stoffliche Verwertungsquote von PET-Getränkeflaschen ist in Österreich mit 74,3 % im Jahr 2010 ähnlich hoch, wobei diese Quote auch für das Jahr 2011 zu erwarten ist. Daten der auf den Markt gebrachten Menge (Potenzial) für das Jahr 2011 sind bislang von der österreichischen Wirtschaftskammer (WKÖ) nicht veröffentlicht worden. Die Zahlen aus 2010 weisen eine in Verkehr gebrachte Menge von rund 43.300 t auf. Die Gesamtsammelmenge 2010 (getrennte Sammlung ohne MBA bzw. MVA), die sich aus den Mengen des ARA-Systems und anderen Sammelsystembetreibern bzw. aus den Rücknahmesystemen der Abfüller direkt (z.B. bepfandete Einwegflasche der Fa. Vöslauer) zusammensetzt, wird mit 32.161 t angegeben [57, S. 22]. Ausgehend vom Potenzial (43.300 t) wurden 2010 allein durch die ARA AG ca. 21.000 t (2011: 22.127 t) [135], [136, S. 1] für die stoffliche Verwertung (u.a. für Bottle-to-bottle Recycling) gesammelt. Daraus ist die Schlussfolgerung, dass in Österreich insgesamt acht von zehn PET-Getränkeflaschen in einem Recycling wiederverwertet werden [137].

Ähnlich wie in Österreich liegt auch in der Schweiz die Sammel- und Verwertungseffizienz des Recyclingsystems sehr hoch. An knapp 7.000 Standorte im Land [138] werden PET-Getränkeflaschen im Zuge der **Flaschenmonosammlung** getrennt gesammelt und zu Recyclingbetrieben retourniert. Parallel zur hohen Recyclingquote ist es in jüngster Zeit zur **Verschlechterung der PET-Regranulatqualität** aufgrund unterschiedlicher Schmelzpunkte gekommen. PLA-Hohlkörper, die zusammen mit PET-Getränkeflaschenfraktionen gesammelt werden, haben nachweislich negative Auswirkungen auf das PET-Recycling. Anhaftungen von PLA-Biopolymeren, die sich aufgrund der niedrigeren Erweichungstemperatur bereits im Degenerationsprozess befinden, an der PET-Recyclingware führen bei der stofflichen Verwertung zu Inklusionen, lokalen Hotspots bzw. auch zum oberflächigen

Einbrennen von Biopolymeren auf den petrobasierten Recyklaten. Davon sind vor allem die aus den Recyklaten gefertigten Endprodukte betroffen. [1, S. 67] Dementsprechend wirkt sich auch umgekehrt eine Kontamination von PET in PLA-Monofractionen negativ auf die resultierende PLA-Regrenulatqualität aus. PET weist einen höheren Schmelzpunkt als PLA auf, bleibt während der Schmelzfiltration als Feststoff erhalten und geht mit der Schmelze bis ins PLA-Produkt über [74], [43, S. 29].

Im Gegensatz zu Österreich waren in der Schweiz PLA-Flaschen bereits am Markt erhältlich und gelangten über die Flaschenmonosammlung zusammen mit PET-Flaschen in die stoffliche Verwertung, was zur signifikanten Verschlechterung der Recycling-PET-Qualität führte (vgl. detaillierte Ausführungen in Kapitel 7.3). Gegenwärtig sind PLA-Flaschen, in erster Linie handelte es sich dabei um 1,5 L PLA-Mineralwasserflaschen, durch Druck der PET-Recycler wieder vom Schweizer Markt genommen worden. Weder die Handelsketten coop, Migros, Denner, Aldi und Lidl haben gegenwärtig PLA-Biokunststoffflaschen in ihrem Produktportfolio [139].

4.4.6.2 Anmerkung des deutschen Umweltbundesamtes zur Kompostierung von biologisch abbaubaren Kunststoffverpackungen

Das Umweltbundesamt (UBA) in Deutschland sprach sich 2009 klar gegen die Erfassung von biologisch abbaubaren Kunststoffen in der Biotonne aus. Basierend auf der Tatsache, dass die Rottezeit im Realbetrieb eines Kompostierwerks oftmals einen wesentlich kürzeren als jenen in der DIN EN 13432 (vgl. Kapitel 2.3.3) mit zehn Wochen beschriebenen Zeitraum umfasst, muss davon ausgegangen werden, dass Reste von biologisch abbaubaren Materialien im fertigen Kompost als Fremdstoffe anzutreffen sind. Dies hat einen negativen Einfluss auf die Kompostqualität. Zusätzlich sieht das UBA keinen Nutzen in der Kompostierung von Biokunststoffen, da praktisch keine wertgebenden Kompostbestandteile, wie Nährstoffe und Humus, gebildet werden. Beim Zerfall der Polymere kommt es im Wesentlichen zur Bildung von CO₂ und Wasser, wie dies z.B. auch bei der Verbrennung geschieht. Während der Kompostierung von 100 % biobasierten Polymeren wird prinzipiell die gleiche Menge an klimaneutralem CO₂ freigesetzt, die sich auch bei der Verbrennung bilden würde. Die thermische Verwertung hat aber den Vorteil, dass hier Wärmeenergie freigesetzt wird, die genutzt werden kann (vgl. Kapitel 7.4). Das **UBA rät** deshalb, **biologisch abbaubare Kunststoffe**, sofern ein werk- bzw. rohstoffliches Recycling aus technischen Gründen ausscheidet, **energetisch zu verwerten**. Vor diesem Hintergrund soll nach Auffassung des UBA die **Entwicklung** von Kunststoffen auf Basis erneuerbarer Ressourcen in Richtung **langlebiger, nicht abbaubarer und recyclingfähiger Biopolymere** vorangetrieben werden. Bringt die biologische Abbaubarkeit keinen direkten Produktnutzen bzw. eine bessere Umweltverträglichkeit mit sich, so sieht das UBA momentan keine Veranlassung, Projekte im Zusammenhang mit biologisch abbaubaren Kunststoffen zu unterstützen und distanziert sich auch von Aussagen, im Zusammenhang mit positiven Umweltaspekten. [140, S. 10f.]

Die im vorherigen Absatz zitierte Empfehlung des UBA in Deutschland und der darin infrage gestellte Nutzen der Kompostierung von Biokunststoffen treffen natürlich auch auf die

gegenwärtige Situation in Österreich zu (vgl. Aussage der ARA AG im anschließenden Unterkapitel 4.4.6.3).

4.4.6.3 Anmerkung der ARA AG zur (Mit-)Sammlung von biologisch abbaubaren Kunststoffverpackungen

Auch die ARA AG weist in ihren Tätigkeitsberichten der vergangenen Jahre [90, S. 12], [141, S. 20], [142, S. 32], [85, S. 30], [143, S. 43], [91, S. 43] darauf hin, dass Verpackungskunststoffe auf biogener Basis, die biologisch abbaubar sind, keinesfalls über die Biotonne zu entsorgen sind. Begründet wird dies, dass aufgrund der drohenden Verwechslungsgefahr mit nicht abbaubaren Kunststoffen (vgl. Anhang A, Abbildung IV und Abbildung V) und den damit vorprogrammierten Fehlwürfen negative Auswirkungen auf die Materialqualität des Bioabfalls die Folge wären und somit auch der nachgeschaltete Kompostierungsprozess gestört würde. Die Aussortierung aller Kunststoffverpackungen würde unverhältnismäßig hohe Behandlungskosten mit sich bringen und nicht im Sinne einer ökologisch sowie ökonomisch verträglichen Entsorgungslösung für biogene Packstoffe stehen.

Die einhellige Meinung von Vertretern der Landesregierungen, Abfallwirtschaftsexperten und Betreibern von Kompostierungsanlagen ist eindeutig: **keine Miterfassung von Biokunststoffen über die Bioabfallsammlung**. Die ARA AG rät Packstoffe auf biogener Basis je nach Sammelregion und vorhandener Infrastruktur entweder über den gelben Sack bzw. die gelbe Tonne zu sammeln oder gemeinsam mit der kommunalen Restmüllsammlung zu entsorgen. Die daran angeschlossene energetische Verwertung der biogenen Verpackungen erfolgt weitgehend CO₂-neutral. [143, S. 43]

4.4.6.4 Gegenwärtige Situation in Italien – Auskunft der Fa. Corepla zur (Mit-)Sammlung von biologisch abbaubaren Kunststoffverpackungen

Die Fa. Corepla in Italien ist das Pendant zur ehemaligen österreichischen Arbeitsgemeinschaft Verpackungsverwertungs GmbH (ARGEV) und als Systembetreiber für die Sammlung und Behandlung von Verpackungsabfällen aus Kunststoff zuständig. Nach der Sortierung bei den Partnerunternehmen werden, ähnlich wie in Österreich, stofflich verwertbare Fraktionen wie PET, PE-HD und PE-LD abgetrennt. Der Rest (Durchlauf), bestehend aus Polyolefinen, zu denen auch flächige und körperförmige Biokunststoffe gezählt werden, geht zum Teil in eine stoffliche Verwertung bzw. im Fall von Biokunststoffen in die Verbrennung. Weder in NIR-Sortieranlagen noch in Kompostieranlagen erfolgt derzeit die Detektion bzw. Ausschleusung von Biokunststoffen aus dem Materialstrom. [144]

4.4.6.5 Praxisbeispiel zu Kompostierung von Biokunststoffverpackungen in der Schweiz

Dass Biokunststoffverpackungen, obwohl sie nach den entsprechenden Normen unter den Bedingungen der Heißkompostierung als biologisch abbaubar gelten, für Probleme im Kompostierwerk sorgen, zeigt ein Praxisbeispiel aus der Schweiz. Der Verband Kompost- und Vergärwerke Schweiz (VKS) gibt zu bedenken, dass die Flaschen und Etiketten zwar aus biologisch abbaubaren Materialien bestehen, das Hauptproblem aber die Schraubverschlüsse darstellen. Diese sind nach wie vor meist aus nicht abbaubaren PE

hergestellt. Dem Konsumenten ist nach Meinung des Verbandes nicht zuzumuten, Flasche und Verschluss getrennt voneinander unterschiedlich zu entsorgen. Zudem wird nach Angaben des Verbandes, der sich auf Erfahrungsberichte der Mitgliedsbetriebe stützt, berichtet, dass das in den einschlägigen DIN-Normen (vgl. Kapitel 2.3) beschriebene Abbauverhalten der Biokunststoffverpackungen in der Praxis nach einer Verweildauer im Kompostierwerk (Heißkompostierung) von drei bis vier Wochen nicht einmal ansatzweise erreicht wird. Ein ähnliches Bild zeigt sich auch bei der häuslichen Kompostierung. [145]

Dieses Negativbeispiel aus der Schweiz lässt erkennen, dass es zur vollständigen biologischen Abbaubarkeit von Biokunststoffmaterialien konträre Angaben gibt. Es kann davon ausgegangen werden, dass je nach dem zum Einsatz kommenden Biokunststoffmaterial und in Abhängigkeit von den vorherrschenden Parametern ein unterschiedliches Abbauverhalten innerhalb der ebenfalls schwankenden Rottezeiten auftreten kann. Allgemeine gültige Aussagen sind aus diesem Grund kaum möglich und hängen konkret von den Gegebenheiten vor Ort und den Materialeigenschaften des Polymers ab.

In Österreich hat man aufgrund der noch geringen Marktdurchdringung und wegen der vorgeschalteten Zerkleinerungsprozesse verbunden mit der Absiebung von Störstoffen (dazu gehören auch flächige Kunststofffolien) vor und in der Rotte bis dato wenig dokumentierte (Stör-)Fälle.

5 Kennzeichnung und Trennung von Verpackungskunststoffen

Dieses Kapitel beschäftigt sich mit der Kennzeichnung, d.h. dem Labeling, von derzeit am (europäischen) Markt befindlichen Arten von Biopolymeren. Es wird Klarheit über die einzelnen Labels, die mitunter auch missinterpretiert werden können, geschaffen und auf bereits in der Realität aufgetretene Schwierigkeiten eingegangen. Es hat sich gezeigt, dass gerade im Einzelhandel und direkt beim Konsumenten z.T. große Defizite bestehen, was das Wissen und die Möglichkeit der Erkennung von biologisch abbaubaren, kompostierbaren Verpackungen bzw. wiederverwendbaren Verpackungen aus Biokunststoffen anbelangt. Dies führt in weiterer Folge, u.a. bei der Verwertung (Recycling) zusammen mit anderen Materialien zu erheblichen Schwierigkeiten. Im Anschluss werden die technischen Möglichkeiten der Detektion dieser neuen Werkstoffgruppe und Ansätze zur Abtrennung innerhalb einer Abfallfraktion näher erörtert.

5.1 Labeling bei (Bio-)Kunststoffen

Prinzipiell besitzen Biokunststoffe im Gegensatz zu ihren herkömmlichen petrobasierten Verwandten keinen eigenen Recycling-Code. Dieser wurden 1988 erstmals von der Society of the Plastics Industry⁴ (SPI) in den USA unter der Bezeichnung „Resin Identification Coding System“ (kurz RIC) veröffentlicht. 2008 wurde begonnen, den RIC in ASTM-Normen zu implementieren. Dieser Prozess dauert gegenwärtig noch an. Nicht nur in Nordamerika, sondern weltweit hat sich der RIC bei der Bezeichnung von Kunststoffmaterialien mittlerweile durchgesetzt. Die auf freiwilliger Basis basierende Kennzeichnung dient der einfacheren Rückführung des Materials, ohne großen technischen Bestimmungsaufwand, in den industriellen Wiederverwertungskreislauf. Wichtig zu erwähnen ist, dass der RIC nicht als Indikator für die prinzipielle Recyclingfähigkeit eines Materials zu sehen ist. [146]

Ein Recyclingsymbol besteht aus drei Pfeilen, die zu einem Dreieck zusammengefügt sind. Innerhalb der Dreiecksfläche weist eine Nummer (01-07) auf die Kunststoffart hin. Optional kann auch das Kunststoff-Kürzel unterhalb des Symbols angebracht sein. Die Systematik wird mit höheren Nummern und anderen Bezeichnungen mittlerweile auch bei diversen anderen Verpackungsmaterialien (Glas, Holz, Papier etc.) erfolgreich eingesetzt. In Tabelle 21 sind die einzelnen Recycling-Codes aufsteigend nach ihrer Nummer dargestellt.

⁴ <http://www.plasticsindustry.org>

Tabelle 21: Recycling-Codes bei Kunststoff(verpackungen)

Recycling-Code	Kürzel	Symbol	Recycling-nummer	Kürzel	Symbol
01	PET		05	PP	
02	PE-HD		06	PS	
03	PVC		07	O (für Others)	
04	PE-LD				

Für die gesamte Werkstoffgruppe der **Biopolymere**, unabhängig, ob der Kunststoff biologisch abbaubar ist oder nicht, gilt der **Recycling-Code 07**. Wie das Kürzel O (Others) bereits erahnen lässt, werden in Gruppe 07 eine Reihe von verschiedensten Polymeren zusammengefasst. Dies macht es dem Verbraucher nicht unbedingt einfacher, rein durch das optische Erkennungsmerkmal des Nummerncodes auf ein Biopolymer zu schließen, noch Angaben über die vermeintliche Kompostierbarkeit der Kunststoffverpackung abzuleiten. Hinzu kommt, dass oftmals gar kein Code angebracht ist.

Im Bereich der biologisch abbaubaren Kunststoffe haben sich in den letzten Jahren weltweit mehrere Gütesiegel parallel entwickelt. Dabei ist klar zwischen der Kompostierbarkeit und dem Nachweis der Biobasiertheit (nachwachsende Rohstoffbasis) des (Verpackungs-) Wertstoffes zu unterscheiden. Auf die Abgrenzung der beiden Begriffe und der damit verbundenen unterschiedlichen Kennzeichnung der Werkstoffe wird in den nachfolgenden zwei Unterkapiteln eingegangen.

5.1.1 Nachweis der Kompostierbarkeit

Im europäischen Raum, u.a. auch in Deutschland erfolgt die Zertifizierung von Biopolymeren (Werkstoffe, Halbzeuge und Zusatzstoffe) und der Nachweis der Kompostierbarkeit über die DIN CERTCO Gesellschaft für Konformitätsbewertung mbH in Berlin. Dabei bestimmt die DIN CERTCO Prüflaboratorien, in denen standardisierte Untersuchungen (vgl. Kapitel 2.3) zur Kompostierbarkeit dieser Werkstoffgruppe durchgeführt werden. Die Prüfung erfolgt in mehreren Teilen [8, S. 75 f.]:

- Chemische Prüfung,
- Prüfung auf vollständige biologische Abbaubarkeit,
- Prüfung auf Kompostierbarkeit,
- Prüfung der Kompostqualität,
- Prüfung auf vollständige anaerobe Abbaubarkeit;

Erfüllt das Biopolymer die Anforderungen, so kann es mit dem in Abbildung 54 dargestellten Kompostierbarkeitszeichen, dem Keimling, ausgezeichnet werden. Der **Keimling** („**Seedling**“) als eingetragenes Markenzeichen des Europäischen Verbands der Biokunststoffproduzenten (en.european-bioplastics.org) signalisiert somit, dass das Kunststoffprodukt nach der europäischen Norm EN 13432 (vgl. Kapitel 2.3.3) kompostierbar ist. Für die Kennzeichnung von Verpackungen und Produkten aus biologisch abbaubaren Polymeren, die die Kriterien auch tatsächlich erfüllen, sind im Handel neben dem Zeichen auch die jeweilige Registrierungsnummer und der Begriff „kompostierbar“ bzw. „compostable“ in der jeweiligen Landessprache anzugeben. Der Keimling als Kompostierungsnachweis wird in Deutschland, Österreich (Oberösterreich⁵), der Schweiz, den Niederlanden, Großbritannien und in Polen verwendet [8, S. 76]. Das Symbol besitzt eine uneingeschränkte Gültigkeit, d.h. in der Regel werden Tests für die Kompostierbarkeit nur einmalig durchgeführt. Zur Aufrechterhaltung der Zertifizierung können aber in regelmäßigen Abständen Stichprobenkontrollen durchgeführt werden. Aktuell (Stand: Oktober 2012) sind bei DIN CERTCO 220 Produkte, 167 Materialien, 69 Halbzeuge und 8 Additive nach DIN EN 13432 zertifiziert bzw. registriert [1, S. 38]

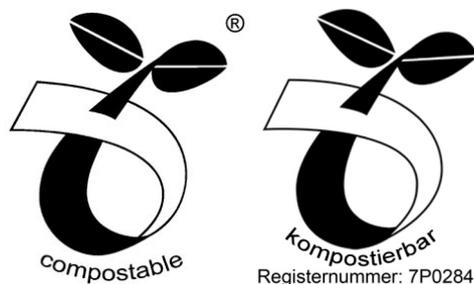


Abbildung 54: Keimling – Prüfung der Kompostierbarkeit von Biopolymeren nach DIN/ÖNORM EN 13432 [147]

Zusätzlich zum Keimling startet die DIN CERTCO voraussichtlich im 1. Quartal 2013 mit der Vergabe des Kompostierbarkeitszeichens „DIN-Geprüft Kompostierbar“ bzw. „DIN-Geprüft Gartenkompostierbar“ (vgl. Abbildung 55). Abweichend von der Zertifizierung zur Vergabe des Keimling-Logos ist, dass hier neben den Normen DIN EN 13432, DIN EN 14995, ISO 17088 und ASTM D 6400 auch eine Zertifizierung nach dem australischen Standard AS 4736 (kompostierbar) bzw. ASTM 5810 (gartenkompostierbar) möglich ist. Die Zertifizierung

⁵ <http://www.loop-linz.at>

für die Heimkompostierung setzt abweichend von den Anforderungen der DIN EN 13432 ein niedrigeres Temperaturniveau während des Kompostierungsprozesses voraus. Zusätzlich ist eine Ökotoxizitätsprüfung mittels Regenwurmtests vorgeschrieben. [1, S. 36]



Abbildung 55: DIN CERTCO-Prüfzeichen zur Kompostierbarkeit

Neben der DIN CERTCO gibt es weltweit auch noch andere Zertifizierungsstellen, die ihre eigenen Prüfverfahren und Zeichen entwickelt haben. Ein Bestreben dieser Organisationen liegt darin, einheitliche Normen und Zertifizierungsverfahren zu verwenden. Die DIN CERTCO hat dazu im Jahr 2002 ein Kooperationsabkommen mit der Japan BioPlastics Association (JBPA) sowie mit dem Biodegradable Products Institute (BPI) in New York getroffen, das die Prüfergebnisse der jeweiligen Prüflaboratorien untereinander anerkennt. Dabei handelt es sich im Wesentlichen um die in Kapitel 2.3 vorgestellten Standardnormen. [8, S. 77 f.]

Die belgische Zertifizierungsorganisation AIB Vinçotte⁶ vergibt ebenfalls Kennzeichen für die Kompostierbarkeit von Werkstoffen. Die beiden Labels sind in Abbildung 56 dargestellt und bezeichnen sich als „OK Compost“- und „OK Compost Home“. Letzteres darf ausschließlich dann vergeben werden, wenn das Biopolymer auch bei der Heimkompostierung ein unter den Vorgaben der DIN/ÖNORM EN 13432 (vgl. Kapitel 2.3.3) definiertes Abbauverhalten aufweist. D.h. hier muss im Unterschied zur Heißkompostierung bei ca. 70 °C eine biologische Abbaubarkeit von 90 % bei Umgebungstemperaturen nachgewiesen werden. Aktuelle Listen der zertifizierten Materialien sind im Internet unter der Homepage der Organisation⁷ zu finden.

⁶ <http://www.okcompost.be>

⁷ <http://www.okcompost.be/data/pdf-document/okc-mate.pdf> (OK Compost) bzw.
<http://www.okcompost.be/data/pdf-document/okh-mate.pdf> (OK Compost Home)



Abbildung 56: AIB Vinçotte Prüfzeichen für Kompostierbarkeit und Heimkompostierbarkeit [148]

In Amerika und Kanada werden biologisch abbaubare Produkte nach ASTM D6400 und D 6868 (vgl. Kapitel 2.3.7 bzw. 2.3.8) mit dem „Compostable“-Logo von Biodegradable Products Institute (BPI) gekennzeichnet. In Finnland gibt es für kompostierbare Biomüllsäcke, die nach ÖNORM EN 13432 zertifiziert sind, den finnischen Apfel („The Finnish Apple“). Das Pendant in Norwegen wird als „Norwegian Apple“ bezeichnet. In Japan existiert das „GreenPla“-Logo, das von der Japan BioPlastics Association (JBPA) für biologisch abbaubare Produkte nach ISO 14851 (vgl. Kapitel 2.3.11), ISO 14852 (vgl. Kapitel 2.3.12), ISO 14855 (vgl. Kapitel 2.3.4) vergeben wird. In der nachfolgenden Abbildung 57 sind die Labels zusammenfassend dargestellt.



Abbildung 57: Bioabbaubare Kunststoffe – weitere Labels

Die in diesem Kapitel genannten Zertifizierungsorganisationen stellen nur einen Auszug aus den Organisationen zur Zertifizierung von biologisch abbaubaren Werkstoffen dar. Der Vollständigkeit halber werden im Folgenden auch weitere Organisationen aufgezählt [8, S. 80]:

- ABA: Australian Bioplastics Association (<http://www.bioplastics.org.au>),
- BBP: Belgian Biopackaging (<http://www.belgianbiopackaging.be>),
- BEPS: BioEnvironmental Polymer Society (USA) (<http://www.beps.org>),
- BMG: Biodegradable Materials Group (China) (<http://www.degradable.org.cn>);

5.1.2 Nachweis der Biobasiertheit

Da die reine Kompostierbarkeit eigentlich nichts über den Einsatz von nachwachsenden Rohstoffen bei der Produktion aussagt und es durchaus Kunststoffe gibt, die zwar biologisch abbaubar sind, aber zu 100 % auf Basis fossiler Rohstoffe hergestellt werden, ist es umso wichtiger, auch die Rohstoffbasis von Biopolymeren zu beleuchten. Wie in den einleitenden Kapiteln bereits mehrfach erwähnt, gibt es auf dem Gebiet der Biopolymere eine Vielzahl von sogenannten Blends, d.h. Mischungen fossiler und biogener Rohstoffe, die zu Biokunststoffen weiterverarbeitet werden. Ähnlich wie bei den im vorangegangenen Unterkapitel 5.1.1 beschriebenen Zertifizierungssystemen zum Nachweis der

Kompostierbarkeit gibt es auch Kennzeichen zum Nachweis der Biobasiertheit von Biopolymeren.

Die DIN CERTCO⁸ vergibt drei Kennzeichnungen, die nach den Anforderungen des ASTM D 6866 Standards (vgl. Kapitel 2.2.1) den biogenen Kohlenstoffanteil nach der ¹⁴C-Methode als Beurteilung für die biologische Abbaubarkeit heranziehen. Demzufolge wird in Abhängigkeit des nachwachsenden Kohlenstoffanteils (vgl. Kapitel 3, kurzer Kohlenstoffzyklus) im Werkstoff folgende Einteilung getroffen (vgl. Abbildung 58):



Abbildung 58: Einteilung nach Mindestanteil an nachwachsenden Kohlenstoff gemäß DIN CERTCO [149, S. 10]

Die in Abbildung 58 dargestellten DIN CERTCO-Prüfzeichen sind nicht nur für bestimmte Produktgruppen (z.B. Verpackungsmaterialien) gültig und können somit allgemein für biobasierte Produkte herangezogen werden. Es wird ausdrücklich hervorgehoben, dass bei Biopolymeren zwischen dem Begriff „biobasiert“ und „biologisch abbaubar“ unterschieden werden muss. [149, S. 9] DIN CERTCO prüft neben der Biobasiertheit auch die biologische Abbaubarkeit und vergibt eines der in Abbildung 58 dargestellten Labels. Das daraufhin verliehene Zertifikat ist für fünf Jahre gültig. Der Gültigkeitszeitraum muss im Zuge der Kennzeichnung explizit angegeben werden. Eine weitere Verlängerung auf wiederum fünf Jahre kann nur nach der erfolgreich bestandenen erneuten Prüfung des biogenen Kohlenstoffanteils erfolgen. Das Testergebnis muss der DIN CERTCO zeitgerecht bekannt gegeben werden. [149, S. 15] Eine Liste zertifizierter Hersteller kompostierbarer Biokunststoffverpackungen ist online⁹ verfügbar.

Zusätzlich wird von DIN CERTCO neben den Labels für den Nachweis der Biobasiertheit bzw. biologischen Abbaubarkeit auch ein Zertifizierungszeichen für Additive (Zusatzstoffe, Druckfarben, Farb-Batches, etc.) vergeben (vgl. Abbildung 59).

⁸ <http://www.dincertco.de>

⁹ http://www.dincertco.de/preview/58/de/zertifikatinhaber_produkte_aus_kompostierbaren_werkstoffen.html?vorschau=1



Abbildung 59: Nachweis der biologischen Abbaubarkeit der eingesetzten Additive nach DIN CERTCO [150, S. 1]

Neben der DIN CERTCO-Zertifizierung existiert für den Nachweis des biobasierten Rohstoffanteils ein weiteres Prüfzeichen. Das bereits im vorherigen Kapitel 5.1.1 beschriebene, von der belgischen Zertifizierungsstelle Vinçotte ins Leben gerufene Prüfzeichen erfährt eine Erweiterung. Die Kommunikationsstrategie für den biogenen Kohlenstoffanteil basiert dabei auf der Vergabe von ein bis vier Sternen, wobei mit steigender Sternanzahl der biogene Kohlenstoffanteil im Werkstoff zunimmt. Die Skala ist wie folgt zu verstehen (vgl. Abbildung 60):

- 1 Stern = 20 bis 40 % biobasiertes Material,
- 2 Sterne = 40 bis 60 % biobasiertes Material,
- 3 Sterne = 60 bis 80 % biobasiertes Material,
- 4 Sterne = > 80 % biobasiertes Material;

Eine Liste der derzeitigen nach der o.a. Skala zertifizierten Biokunststoffe am Markt ist auf der Homepage der Organisation¹⁰ zu finden.



Abbildung 60: Vinçotte-Prüfzeichen mit Sternen [148]

Um das Vinçotte-Prüfzeichen verwenden zu dürfen, hat das Produkt unabhängig von einem 20 %-tigen biobasierten Mindestanteil einen Gesamtkohlenstoffgehalt (TOC) von zumindest 30 % aufzuweisen. [151, S. 1] Im Gegensatz zur DIN CERTCO wird das Vinçotte-Prüfzeichen zeitlich unbefristet vergeben.

Zusätzlich zu den oben genannten Labels von Vinçotte wurde von der Organisation ein weiteres Logo kreiert, das Bezug auf das jeweilige Medium, d.h. Boden (soil) oder Wasser (water), nimmt, in dem der natürliche (biologische) Abbau stattfindet. Insbesondere in Bezug auf die Thematik des Litterings (vgl. Kapitel 4.3.1 (Land Sourced Littering) bzw. Kapitel 4.3.2

¹⁰ <http://www.okcompost.be/data/pdf-document/okr-mate.pdf>

(Marine Littering)) ist ein Abbau von Biokunststoffen in terrestrischen bzw. aquatischen Systemen wünschenswert. Vor allem in der Landwirtschaft und im Gartenbau spielen ins Erdreich eingebrachte abbaubare Kunststoffe ihre Vorteile aus. Die Organisation weist auf ihrer Homepage im Zusammenhang mit dem in Abbildung 61 dargestellten „OK biodegradable WATER“-Label ausdrücklich darauf hin, dass für ein zertifiziertes Produkt der Nachweis des biologischen Abbaus nur für Süßwassersysteme (Flüsse, Seen) gilt und nicht unbedingt für salzhaltiges Meerwasser. [148] Auch in diesem Fall ist die aktuell gehaltene Liste der zertifizierten Materialhersteller auf der Homepage der Organisation¹¹ veröffentlicht.



Abbildung 61: AIB Vinçotte Prüfzeichen für biologische Abbaubarkeit des Materials unter aquatischen bzw. terrestrischen Systemen [148]

Die vorgestellten (erweiterten) Prüfzeichen von Vinçotte und die damit verbundenen Nomenklaturen sind im Umfeld von Biopolymeren und in der Diskussion um die Nachhaltigkeit im Umgang mit Rohstoffen insofern zu befürworten, da sie den nachwachsenden Rohstoffanteil im Material charakterisieren und hier nicht, wie am Beispiel des Keimlings (vgl. Abbildung 54) rein die biologische Abbaubarkeit im Vordergrund steht.

Die in Kapitel 2.2.3 beschriebene CEN/TS 16295 [21] beinhaltet neben der rechnerischen Bestimmung des Gehalts an biobasiertem Kohlenstoff auch ein Kapitel zur Bewertung und Überprüfung der Deklaration eines biobasierten Werkstoffes. Dabei wird auf die in der EN ISO 14020¹² und EN ISO 14021¹³ angegebenen Grundsätze verwiesen, die da lauten [21, S. 8]:

- „a) Grundsatz 1: Umweltkennzeichnungen und -deklarationen müssen präzise, überprüfbar, zutreffend und dürfen nicht irreführend sein.*
- b) Grundsatz 2: Verfahren für und Anforderungen an Umweltkennzeichnungen und -deklarationen dürfen weder mit dem Ziel noch mit der Wirkung unnötiger Hemmnisse für den internationalen Handel erarbeitet werden.*
- c) Grundsatz 3: Umweltkennzeichnungen und -deklarationen müssen auf wissenschaftlicher Methodik beruhen, die ausreichend, sorgfältig und umfassend ist,*

¹¹ <http://www.okcompost.be/data/pdf-document/okb-mate.pdf>

¹² Umweltkennzeichnungen und -deklarationen – Allgemeine Grundsätze

¹³ Umweltkennzeichnungen und -deklarationen - Umweltbezogene Anbietererklärungen (Umweltkennzeichnung Typ II)

um die Umweltaussage zu stützen, und die zu präzisen und reproduzierbaren Ergebnissen führt.

d) Grundsatz 4: Informationen, die das Verfahren, die Methodik und irgendwelche der für die Stützung der Umweltkennzeichnungen und -deklarationen verwendeten Kriterien betreffen, müssen verfügbar sein und auf Anfrage allen interessierten Kreisen zugänglich gemacht werden.

e) Grundsatz 5: bei der Entwicklung von Umweltkennzeichnungen und -deklarationen müssen alle zutreffenden Aspekte des Lebenszyklus des Produkts Berücksichtigung finden.

f) Grundsatz 6: Umweltkennzeichnungen und -deklarationen dürfen kein Hemmnis für Innovationen mit gleicher oder besserer Umweltleistung sein.

g) Grundsatz 7: alle Verwaltungsanforderungen oder Informationsbedürfnisse zu Umweltkennzeichnungen und -deklarationen müssen beschränkt werden auf solche, die zur Feststellung der Übereinstimmung der Umweltkennzeichnungen und -deklarationen mit den anwendbaren Kriterien und Normen erforderlich sind.

h) Grundsatz 8: das Verfahren zur Erstellung von Umweltkennzeichnungen und -deklarationen sollte offene Beratungen mit den interessierten Kreisen einschließen. Es sollten alle vertretbaren Anstrengungen unternommen werden, um während dieses Verfahrens Konsens zu erreichen.

i) Grundsatz 9: die für die Umweltkennzeichnung oder -deklaration zutreffenden Informationen zu den Umweltaspekten von Produkten oder Dienstleistungen müssen für die Käufer oder Kaufinteressenten über diejenigen, die die Umweltkennzeichnung oder -deklaration verwenden, verfügbar sein.“

Insbesondere die Grundsätze 1, 2, 3, 8 und 9 sind im Zusammenhang mit der einheitlichen und präzisen Kennzeichnung von Biopolymeren und dessen biobasierten Kohlenstoffanteils wichtig. Eine nach CEN/TS 16295 gültige Kennzeichnung von Produkten kann wie in Abbildung 62 dargestellt aussehen.

[Bezeichnung des Erzeugnisses]
Gehalt an biobasiertem Kohlenstoff X % vom Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff CEN/TS 16295

Abbildung 62: Kennzeichnung biobasierter Erzeugnisse nach CEN/TS 16295 [21, S. 9]

5.2 Erkennung und Trennverhalten beim Konsumenten

Verpackungsmaterialien, bestehend aus Biopolymeren, die als biologisch abbaubar deklariert sind, d.h. unter Kompostierbedingungen über einen gewissen Zeitraum hinweg zerfallen, gibt es wie bereits erwähnt seit einigen Jahren auf dem Markt. Diese

Verpackungen sind zwar geprüft und entsprechend mit den im vorherigen Kapitel 5.1.1 beschriebenen Labels für die Kompostierbarkeit gekennzeichnet, jedoch herrscht darüber beim Konsumenten nicht immer Klarheit. Mitunter kann dies dazu führen, dass aufgrund des mangelnden Wissens in der Bevölkerung, biologisch abbaubare und biologisch nicht abbaubare Verpackungen (als Fehlwurf) in denselben Entsorgungsschienen landen. Dies wirkt sich vor allem dann aus, wenn nicht abbaubare Verpackungen (z.B. Folien) in Kompostieranlagen die Rotteprozesse nachteilig beeinflussen und hier aufgrund der Nichtabbaubarkeit eindeutig einen Störstoff darstellen. Selbst in der CEN/TS 16295, auf die in Kapitel 2.2.3 näher eingegangen wird, ist eine Anmerkung für die Inverkehrbringer von biobasierten Kunststoffprodukten, einschließlich Verpackungen, zu finden, die wörtlich wie folgt lautet [21, S. 9]:

„Die für das Inverkehrbringen von biobasierten Kunststoffprodukten verantwortlichen Personen sollten überprüfen, ob die vorhandene Kennzeichnung von Verbrauchern nicht irrtümlicherweise als ein Nachweis der Eignung für die organische Verwertung (d. h. Kompostierung und anaerober Abbau) aufgefasst werden und daher zu einem in Unkenntnis falschen Verhalten hinsichtlich der Abfalltrennung führen könnte. Besteht ein Risiko für eine falsche Auslegung, beispielsweise bei Einwegprodukten, die auf diejenigen Märkte gebracht worden sind, an denen die Bioabfallsammlung bereits implementiert wurde, sollten die Verantwortlichen weitere Formen der Benachrichtigung der Verbraucher einsetzen, um sie auf die Rückgewinnungsmerkmale des biobasierten Produktes aufmerksam zu machen und somit das Risiko für falsche Abfallsortierung infolge einer falschen Auslegung der Kennzeichnung und der Bezeichnung „Bio“ zu senken. Bei Verpackung und Kunststoffen beruhen die Informationen zur Kompostierbarkeit auf EN 13432 [3] und EN 14995 [4].“

Ein WDR-Bericht aus Deutschland zum Thema biologisch abbaubare Serviceverpackungen aus dem Handel, d.h. das klassische „Einkaufssackerl“, vom 23. November 2011 bringt diese Thematik und die damit verbundenen Probleme zum Ausdruck. So ist die einhellige Meinung des bvse-Fachverbandes Kunststoffrecycling [152] sowie von Experten und Anlagenbetreiber aus dem In- und Ausland jene, dass Serviceverpackungen aus Biopolymeren die Kompostierung eigentlich erschweren. Landen diese nämlich in der Biotonne, kommt es oftmals durch die Unwissenheit der Systemnutzer zur zwangsweisen Vermischung von abbaubaren Biokunststoffen und herkömmlichen fossilen Kunststoffverpackungen. Ein weiteres Problem stellen bei Getränkeflaschen aus Biokunststoffe die unterschiedlichen eingesetzten Materialien dar, d.h. der Flaschenkörper und das Etikett sind zwar aus biologisch abbaubaren Werkstoffen hergestellt, der Drehverschluss i.d.R. aber aus PP. Kleingedruckte Hinweise, die mitunter auch fehlen bzw. oft nicht verständliche Piktogramme zur getrennten Entsorgung von Flasche und Verschluss werden in den wenigsten Fällen beachtet.

Rein visuell (ohne Lesen des Flaschenetiketts) können PET-Materialien von abbaubaren PLA-Verpackungen weder durch den Laien (Konsumenten) noch vom Fachmann

unterschieden werden. Dazu heißt es wörtlich zum Thema Tüten aus Bioplastik erschweren sowohl ein Recycling als auch eine Kompostierung [152]:

„Da die Materialien optisch nicht zu unterscheiden sind, werden vor der Kompostierung alle Tüten aussortiert. Im Übrigen wird die Biotüte bei der privaten Kompostierung kaum abgebaut.“

Weiter heißt es:

„Die einzig praktikable Verwertungsmöglichkeit für Biokunststoffe ist zurzeit die Verbrennung.“

Zudem bestehen bei beiden Materialien nur marginale Unterschiede in Bezug auf die Dichte und Haptik¹⁴ [34, S. 19], was eine (manuelle) Sortierung bzw. die sortenreine Trennung auf mechanischem Wege zusätzlich erschwert.

Mit ähnlichen Problemen sehen sich auch Anlagenbetreiber in Österreich konfrontiert. Nicht nur bei Kompostieranlagen sorgen die Vermischung verschiedener Verpackungsmaterialien und der daraus resultierende Mehraufwand für die Aussortierung aller Kunststoffverpackungen für Ärger. Auch Recyclingbetriebe, die z.B. aus gebrauchten PET-Flaschen Regranulat herstellen, das wiederum in der Flaschenproduktion eingesetzt werden kann. Derzeit wird ein Bottle-to-bottle Recycling in Österreich durch die folgenden drei Firmen betrieben:

- Fa. PET to PET (vgl. Verfahrensbeschreibung in Abbildung I, Anhang B) mit einer Jahreskapazität von über 20.000 t [153],
- Fa. Kruschitz GmbH mit einer Jahresmenge von ca. 12.000 t [154],
- und der seit Oktober 2010 zur Fa. ALPLA Werke Alwin Lehner GmbH & Co KG gehörende ehemalige Kunststoffrecycler PRT, der unter dem neuen Firmennamen PET Recycling Team firmiert und im Jahr 2009 das Produktionsvolumen auf rd. 31.000 t/a ausgebaut hat [155].

Die oben genannten Bottle-to-bottle Recyclingunternehmen müssen in Zukunft, bedingt durch die bereits in Deutschland zu beobachtende einsetzende Substitution von PET-Getränkeflaschen durch Flaschen aus Biopolymeren (PLA) vermehrt mit dem Aufkommen dieser Materialien in den Inputströmen rechnen. Dies vor allem vor dem Hintergrund, dass PLA-Flaschenmaterialien ohne die Vorschaltung geeigneter Sortiertechniken (vgl. Kapitel 5.3) rein optisch nicht von herkömmlichen PET-Flaschen unterschieden werden können. Ebenso tritt auch hier, ähnlich wie bei der Kompostierung der Fall auf, dass bei fehlender optischer Unterscheidbarkeit oftmals herkömmliche PET-Flaschen zusammen mit PLA-Ware gesammelt und für das Recycling bereitgestellt werden. Die Kapitel 7.3 und 7.6 beschäftigen sich eingehend mit dieser Problematik.

¹⁴ Laut Duden wird unter dem Begriff „Haptik“ die Lehre vom Tastsinn bezeichnet.

5.3 Technologien zur Materialerkennung im Bereich der Kunststoffsortierung

Leistungsfähige, sensorbasierte Sortiertechnologien gehören mittlerweile in der modernen Abfall- und Ressourcenwirtschaft zum Stand der Technik und werden vor allem im Bereich der Wert- und Störstoffsortierung verstärkt eingesetzt. Abgesehen von wenigen Ausnahmen, zu denen auch die grobe Abfallvorsortierung (manuelle Bodensortierung) zählt, sind manuell durchgeführte Sortierprozesse, die mitunter sehr personalintensiv sein können, in Ländern mit einer weit entwickelten Abfallwirtschaft größtenteils durch moderne, voll- bzw. teilautomatisierte Sortieranlagen abgelöst worden. Die Palette der Sensortechnik reicht von elektromagnetischen Sensoren über hochauflösende Kamerasysteme im VIS- und IR-Wellenlängenbereich bis hin zur materialelektiven Röntgentechnik. Dank leistungsfähiger Hardware (Fördertechnik, Sensorik, Detektoren etc.) im Zusammenspiel mit intelligenten und effizient arbeitenden Softwarelösungen im Hintergrund ist die Zuverlässigkeit gestiegen und wurde die Wertstoffausbringungsrate verschiedener Sortiertechnologien enorm gesteigert. Somit lässt sich die Identifikation und Klassifikation von verschiedensten Materialien (Abfällen) am laufenden Förderband um ein vielfaches schneller und effizienter realisieren und hat vielerorts fehleranfällige menschliche Sortierkräfte ersetzt. [156, S. 652f.] Besonders im Bereich der Biopolymere und hier vor allem im Umgang mit Blends ist auch geschultes Sortierpersonal oftmals nicht mehr in der Lage, Biokunststoffe rein optisch von herkömmlichen petrobasierten Standardkunststoffen zu unterscheiden (vgl. Kapitel 5.2). Bei der heutigen modernen **Kunststoffsortierung** kommen im Wesentlichen zwei Technologien zum Einsatz: **Zeilenkameras** zur Farberkennung (z.B. bei PET-Flaschen) und **Nahinfrarot (NIR)-systeme** zur Materialdetektion. Auf die Nahinfrarotspektroskopie wird im nachfolgenden Kapitel näher eingegangen.

5.3.1 Sortierung mittels Nahinfrarotspektroskopie

Sortiersysteme, die im **Nahinfrarot (NIR-)bereich** zwischen **780 und 2.500 nm** [157, S. 131] arbeiten, basieren auf dem Prinzip von Transmission und Reflexion von Strahlung. Das System besteht im Wesentlichen aus mindestens einem Emitter, der die elektromagnetische Strahlung aussendet, und einem Detektor, der die vom jeweiligen Objekt reflektierte Strahlung misst. Bei der Bestrahlung im Infrarotbereich kommt es bei einer Vielzahl von Materialien zur Ausprägung ganz spezifischer Reflexionseigenschaften, d.h. bei bestimmten Wellenlängen, die den Resonanzfrequenzen der bestrahlten Moleküle entsprechen, beginnen asymmetrisch aufgebaute Moleküle zu schwingen und/oder zu rotieren. Ein Teil der vom Objekt nicht absorbierten Wellenlängen wird diffus reflektiert und kann gemessen werden. Durch die Ausnutzung dieses Effektes ist es möglich, Materialarten eindeutig und in Echtzeit bestimmen zu können. Vergleichbar mit einem „Fingerabdruck“ sind die IR-Rotations-Schwingungs-Spektren, die durch das reflektierte Licht wiedergegeben werden, für jede Materialart spezifisch. [158, S. 251], [159, S. 15]

Bei Messungen im Nahinfrarotbereich werden überwiegend Halogenlampen als Emitter eingesetzt. Das charakteristische reflektierte Spektrum des Materials wird i.d.R. mit einem bewegten Spiegelsystem einem Spektrometer zugeführt und dort spektral zerlegt. Die

Intensitätsverteilung bekannter Wellenlängen kann dann als Merkmal für unterschiedliche Stoffgruppen verwendet werden. [159, S. 16]

Das mittels Beschleunigungsförderband (1) in die Anlage transportierte Material wird in einer oberhalb des Bandes platzierten Scannereinheit (Sensor und Spektroskop, 2) identifiziert. Für die im nächsten Schritt erfolgende Aussortierung werden relevante Objekteigenschaften wie Materialart, Form, Struktur sowie deren Position am Förderband gespeichert. Je nachdem ob es sich bei dem definierten Material um einen Wertstoff oder Störstoff handelt, erfolgt der Austrag des Zielobjekts über eine Düsenleiste (3) positiv (Wertstoff(e) im Auswurf) oder negativ (Störstoff(e) im Auswurf). [158, S. 251] Je nach Materialart und -form erfolgt durch die spezifische Einstellung des Trennscheitels (4) ein optimaler Trennschnitt. Eine Negativsortierung (Wertstoff(e) im Durchlauf) stellt vielerorts einen nachgeschalteten optionalen Schritt dar um hohe Outputqualitäten in Bezug auf die Sortenreinheit (> 95 %) gewährleisten zu können. Prinzipiell wird zur Erreichung der vom jeweiligen System geforderten Endqualität (Reinheitsgrad zwischen 97 und 98 %), die einem (Kunststoff-) Verwerter geliefert wird, auf menschliche Sortierkräfte zurückgegriffen. Das Sortierpersonal nimmt hierbei eine „Polizeifunktion“ ein und schleust von den NIR-Sortern nicht bzw. falsch detektierte Materialien, bevor diese mit dem Gutmaterial zu Wertstoffballen verpresst werden, aus.

In der nachfolgenden Abbildung 63 ist der schematische Aufbau eines NIR-Sorters für die Erkennung und Ausschleusung u.a. von Kunststoff-Leichtverpackungsmaterialien (PE, PET, PP, PS) dargestellt.

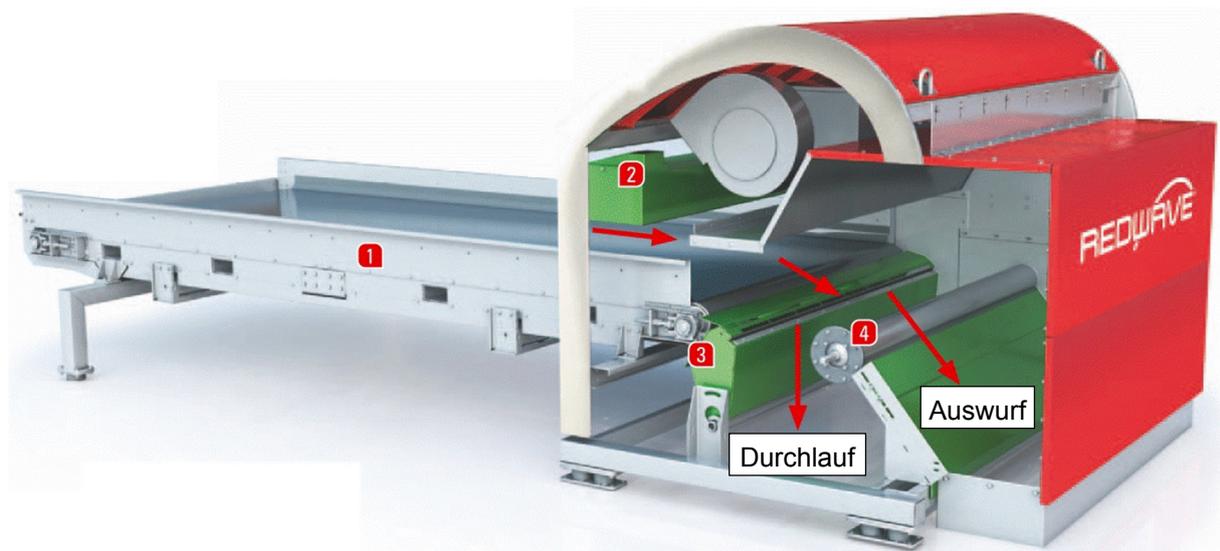


Abbildung 63: NIR-Sorter vom Typ Redwave der Fa. BTW [161, modifiziert]

Im Bereich der Kunststoff-Hohlkörper und mit Einschränkungen auch im Folienbereich werden NIR-Sortieranlagen seit Jahren großtechnisch mit Erfolg eingesetzt. In Österreich erfolgt in insgesamt 18 Anlagen (davon in sechs NIR-Sortieranlagen), die Vertragspartner der ARA AG sind, eine Behandlung von Kunststoffabfällen. Die teilweise sensorgestützten

Sortierprozesse dienen zur **Separation** folgender **Polymerarten** aus der in erster Linie kommunalen LVP-Sammlung: **PE**, **PET** (transparent, grün, blau), **PP** und **PS**.

In Abbildung 64 und Abbildung 65 sind verschiedene Kunststoff- und Papierspektren, d.h. die **Remissionskurven**, über den gesamten spektralen Verlauf, dargestellt. Auf der Abszisse ist die Wellenlänge in nm aufgetragen, die Ordinate bildet die Intensität (bzw. die Absorptionsbande) ab. Die Intensität der Wechselwirkungen zwischen der IR-Strahlung und dem Molekül hängt von dessen Aufbau und Kristallstruktur ab. Im Nahinfrarotbereich werden überwiegend CH-, OH- und NH-Gruppen zum Schwingen und/oder Rotieren angeregt.

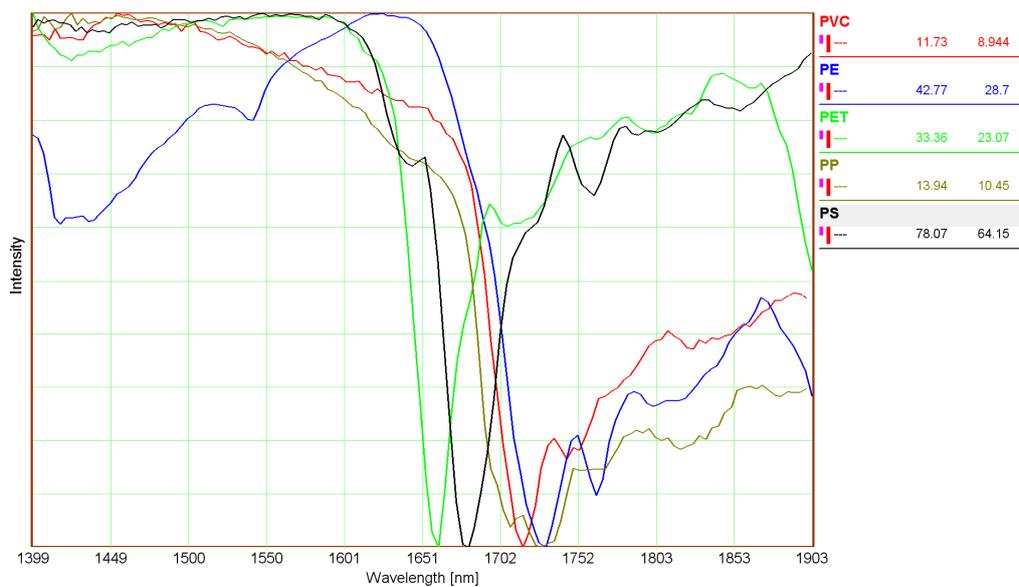


Abbildung 64: Spektrenverlauf verschiedener Standardpolymere im Einsatz in der Verpackungsindustrie [159, S. 20]

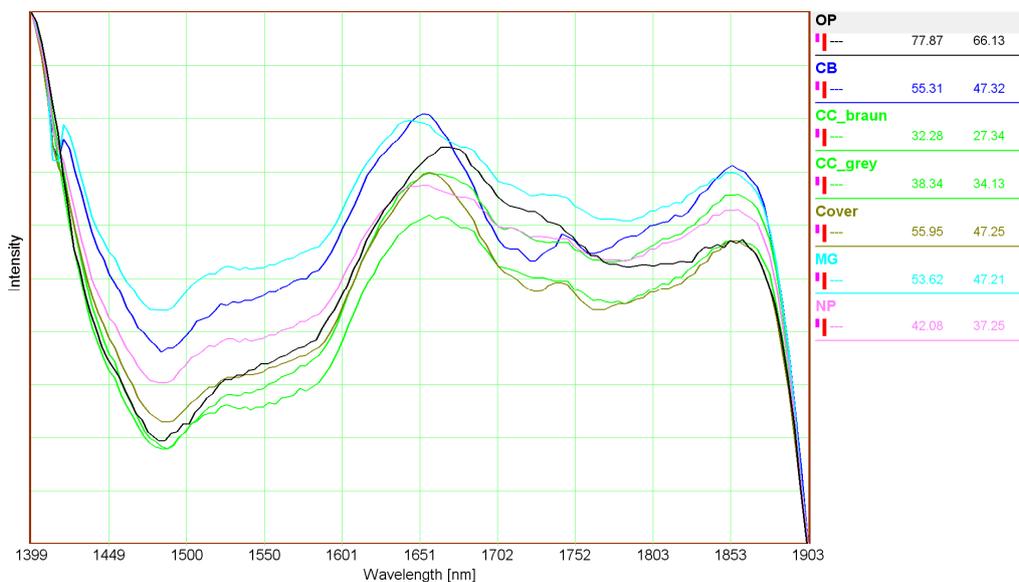


Abbildung 65: NIR-Spektren verschiedener Altpapierqualitäten [159, S. 20]

5.3.2 Detektion von Kunststoffen mittels Nahinfrarotspektroskopie

Dieses Kapitel soll einen Einblick in den Nahinfrarotspektroskopie-Markt geben und zielt insbesondere auf den Einsatz dieser Technologie im Zuge der Kunststoffsortierung ab. NIR-Sortieranlagen, die in modernen Anlagen der Abfallwirtschaft immer häufiger vor allem zur Sortierung von LVP-Fractionen eingesetzt werden, eignen sich prinzipiell zur Unterscheidung von diversen Kunststoffen, fossiler als auch biogener Herkunft und auch Mischformen, sogenannte Blends. Moderne Großanlagen, die es z.B. in Deutschland gibt (Fa. Tönsmeier Dienstleistung GmbH und Co. KG), in denen je nach Anforderungsprofil oft mehr als 15 NIR-Sorter arbeiten, besitzen häufig Durchsatzleistungen von mehr als 10 t/h bzw. Jahressortierleistungen von über 100.000 t. In Österreich werden laut BAWP 2011 [107, S. 115] 182 Anlagen zur Sortierung von Abfällen mit einer Gesamtkapazität von > 2.898.700 t/a gelistet. 15 Anlagen davon sind Sortieranlagen für Kunststoffe (Stand: August 2010). Gegenwärtig werden laut ARA AG [89, S. 20], wie bereits erwähnt, 18 Anlagen (vgl. Abbildung 66) rein für die Sortierung von Leichtverpackungen in Österreich betrieben. Im Jahr 2012 waren bereits sechs dieser Anlagen mit modernen sensorbasierten Sortieraggregaten (z.B. die NIR-Sortieranlage der Fa. Saubermacher Dienstleistungs AG am Standort Graz/Puchstraße) ausgerüstet. Diese sechs Anlagen sortieren rund $\frac{3}{4}$ der kommunalen LVP-Sammelmenge. Die Jahreskapazität der größeren Sortieranlagen bewegt sich zwischen 15.000 und max. 25.000 t und liegt bei ca. 3 t Durchsatz pro Stunde.

Die TOMRA Sorting Solutions¹⁵ (ehemalig TITECH Group) zu der neben dem Bergbau-Sortierspezialisten CommodasUltrasort auch der in der Lebensmittelindustrie tätige Sortieranbieter ODENBERG gehört, ist mit der Fa. TITECH¹⁶ der Weltmarktführer bei der sensorgestützten Sortiertechnik im Recyclingbereich. In einem globalen Netzwerk werden von den drei Anbietern gemeinsam rund 6.000 Sortiersysteme in 40 Ländern, die für über 100 verschiedene Anwendungen im Einsatz sind, weltweit betreut. [160]

Ein österreichischer Anbieter von NIR-Sortiertechnik sowohl im Bereich der Mineral- als auch Umwelttechnik ist die im steirischen Gleisdorf beheimatete Fa. BT-Wolfgang Binder GmbH¹⁷ (BTW). Neben Technologien zur Mineralien- und Papiersortierung besitzt die Firma auch Kompetenz im Bereich der Kunststoffsortierung, wenn es darum geht, Wertstoffe möglichst sortenrein und effizient zurückzugewinnen bzw. schadstoffhaltige Materialien wie chlorhaltige Verbindungen (PVC) sowie Kunststoffe mit Flammschutzmitteln aus gemischten Abfallströmen abzutrennen.

Die Aufnahme der in Kapitel 5.3.4.1 abgebildeten NIR-Spektren und der angestellte Vergleich zwischen petrobasierten und biogenen Polymeren sowie die Durchführung eigener

¹⁵ <http://www.tomra.com>

¹⁶ <http://www.titech.com>

¹⁷ <http://www.btw-binder.com>

Sortierversuche, dessen Ergebnisse in Kapitel 5.4.3 zusammengefasst sind, wurden in Zusammenarbeit mit der Fa. BTW durchgeführt.

5.3.3 Grenzen der NIR-Technik

In den nachfolgenden Absätzen werden die technischen Grenzen der NIR-Technik aufgezeigt, aber auch die zu beachtenden Besonderheiten zur Erzielung eines optimalen Sortierergebnisses erörtert.

Einer der größten Nachteile im Zusammenhang mit der NIR-Technik ist die negative Beeinflussung des Trennergebnisses durch schwarze bzw. dunkle und stark verschmutzte Materialien. Das Problem bei z.B. dunklen Kunststoffen ist, dass die Strahlung weitgehend vom Material absorbiert wird und somit keine reflektierte Strahlung beim Detektor ankommt. Es entstehen dadurch nicht auswertbare Spektren. [162, S. 7]

Des Weiteren werden heute vor allem auch am Verpackungssektor die Oberflächen vieler Produkte aus diversen Gründen mit Materialien, wie z.B. Lacken, Etiketten, Folien etc., beschichtet. Die Eindringtiefe der NIR-Strahlung in das Material ist auf wenige Millimeter beschränkt. Somit können Beschichtungen den Sortiererfolg mitunter negativ beeinflussen und im schlechtesten Fall zu Fehlwürfen führen. Das Problem solcher Fehlsortierungen tritt auch bei Verbundstoffen auf. [163, S. 6]

Hohe Anlagendurchsätze führen in verschiedenen Fällen zu mechanischen Problemen beim Sortiervorgang. Aus diesem Grund kommt der „Vereinzelung“ bzw. Verteilung des Aufgabegutes auf dem Beschleunigungsförderband bei gleichzeitig hoher Belegungsdichte eine wichtige Rolle zu. Die Belegung des Förderbands als Monoschicht, bei der sich verschiedene Materialien weder überlagern, noch berühren, trägt dazu bei, Fehlwürfe zu vermeiden.

Da in der Verpackungsindustrie auch ein großer Anteil an dünnwandigen und nicht formstabilen Kunststoffen, z.B. Folien, zum Einsatz kommt, stellt die Erkennung und gezielte Separation von sogenannten 2D-Materialien z.T. eine große Herausforderung dar. Die Abtrennung aus dem Materialstrom erfolgt, wie bereits beschrieben, am Förderbandabwurf durch Manipulation der Wurfparabel mit Hilfe gezielter Druckluftimpulse. Ein Problem stellt der Austrag von flächigen Kunststofffolien dar, da sie aufgrund ihres ungünstigen Fläche-zu-Gewichtsverhältnisses im Gegensatz zu dickwandigen 3D-(Flaschen)materialien keine fixe Wurfparabel besitzen. Weiters entstehen durch die hohe Anzahl an Ausblasvorgängen Luftverwirbelungen, die zu Ablenkungen und damit zu Fehlausträgen führen können. [164, S. 221] Der Verbrauch an Druckluft und der damit verbundene Kostenfaktor sind ebenfalls nicht zu unterschätzen. Generell kann festgehalten werden, dass mit steigenden Durchsätzen die Güte des Sortierergebnisses und das Ausbringen, das bei der LVP-Sortierung durch den Einsatz der NIR-Technik bereits zwischen 90 und 95 M-% liegt, abnimmt. Innovative Techniken zur effektiven Trennung von 2D- und 3D-Materialien sind neben den bereits länger am Markt existenten Windsichtern gerade in den letzten Jahren entwickelt und großtechnisch umgesetzt worden. Hierbei sei der Unterdrucktrenner der Fa. Schulz &

Berger¹⁸, der zusammen mit der Fachhochschule Nordhausen (Deutschland) entwickelt wurde, zu nennen. Dieser dient zwar zur Entlastung nachfolgender Aggregate durch das Ausbringen von großflächigen Folien aus dem Materialstrom, bietet aber keinen brauchbaren Lösungsansatz zur effektiven Abtrennung detektierter, sortenreiner Folien aus dem Abfallstrom. Das innovative Trennprinzip im Bereich der Folien und Hohlkörpertrennung bei Kunststoffmaterialien, das auf Basis zweier rotierender Lochtrommeln und definierter Unter- und Überdruckbereiche arbeitet, kann auf der Homepage des Unternehmens nachgelesen werden.

5.3.4 Aufnahme und Vergleich von NIR-Spektren ausgewählter Biopolymere

Gegenwärtig wird in keiner der insgesamt sechs in Österreich in Betrieb befindlichen NIR-LVP-Sortieranlagen (vgl. Abbildung 66) Biokunststoffe detektiert. Auch bei der manuellen Sortierung werden Biokunststoffe nicht getrennt erfasst. Aus diesem Grund kommt in dieser Arbeit der Untersuchung der Eignung von NIR-Sortieranlagen zur Detektion von Biopolymeren in LVP-Abfallströmen eine Erstmaligkeit zu, aus der neue Erkenntnisse für die Praxis abgeleitet werden können.

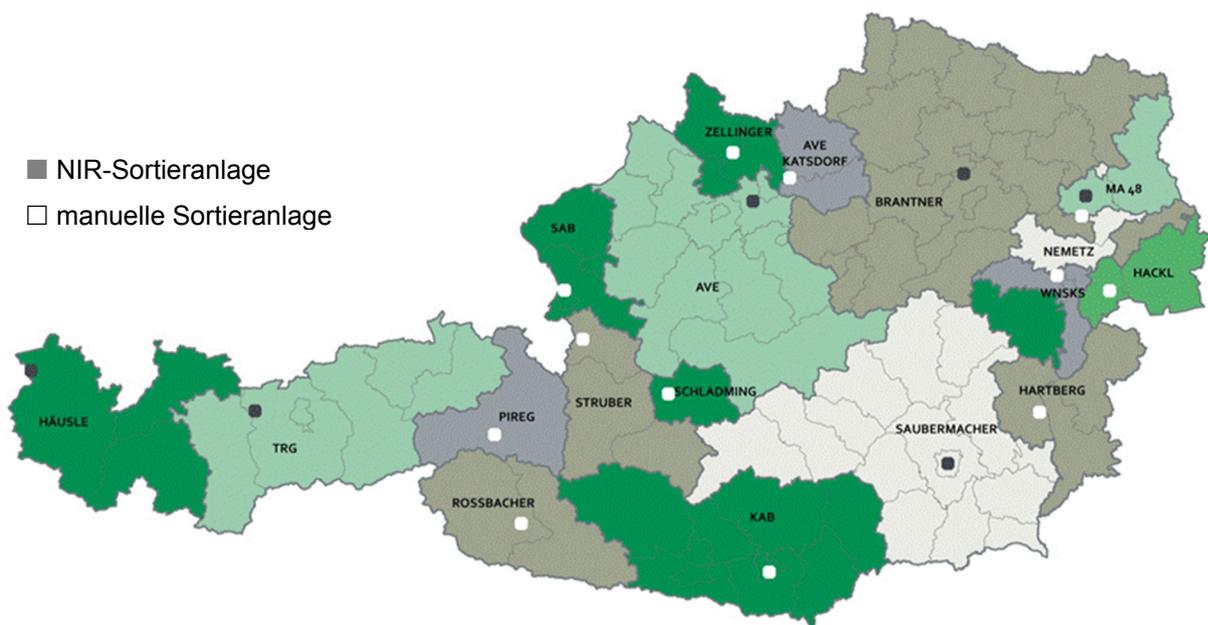


Abbildung 66: LVP-Sortieranlagen in Österreich (Stand: 2011) [89, S. 20]

In der oben angeführten Österreichkarte bilden die weißen und grauen Quadrate die Standorte der LVP-Sortieranlagen ab. Dabei gilt zu erwähnen, dass die grauen Kästchen moderne, vollautomatisch arbeitende NIR-Anlagen kennzeichnen, wobei nur mehr in der letzten Stufe, der Qualitätssicherung, Personal zu Einsatz kommt. Bei den weißen

¹⁸ <http://www.schulz-berger.com>

Quadraten handelt es sich um teilautomatisierte Sortieranlagen, bei denen zusätzlich manuelle Sortierkräfte eingesetzt werden.

Im Bereich der Erkennung und Sortierung von Biopolymeren gibt es z.Z. noch keine Anlagen, in denen die Sortieraggregate auf die Erkennung und Ausschleusung von Biokunststoffen eingestellt sind, weder in Österreich noch in Deutschland. In einer Studie des deutschen Umweltbundesamtes aus dem Jahr 2011 heißt es zu dieser Thematik:

„Der Anstieg biologisch abbaubarer Verpackungen in der haushaltsnahen Erfassung erweist sich insofern als eine große technische Herausforderung, als die aktuellen Sensoren nicht in der Lage sind, zwischen biologisch abbaubaren und biologisch nicht abbaubaren Kunststoffen zu unterscheiden. Eine Vermischung der herkömmlichen Kunststoffe mit biologischen Kunststoffen kann zur Verunreinigung der Wertstofffraktionen und zu Problemen beim Recycling führen. Zur Lösung der Probleme ist weiterer Forschungsbedarf gegeben.“ [165, S. 67]

Hinzu kommt, dass, wie einleitend in Kapitel 5.3.2 erwähnt, für NIR-Anlagenbauer diese Thematik noch relativ neu ist und bis dato kaum, bis gar keine Anfragen in Bezug auf die Erkennung von Biokunststoffen an sie gestellt wurden. Neben dokumentierten einzelnen Versuchsreihen in Nordamerika (vgl. Kapitel 5.4.1) wurden im Sommer 2011 in Italien (vgl. Kapitel 5.4.2) zusammen mit der Fa. NatureWorks LLC und CONAI¹⁹ Versuche zur Erkennung und Aussortierung von PLA-Kunststoffflaschen aus PET-Flaschenmaterial durchgeführt. Zum Einsatz kam hierbei die NIR-Sortierung.

Aufgrund des aktuell eher bescheidenen Kenntnisstandes, den auch NIR-Anlagenbauer wie die Firmen Titech und BTW über Biokunststoffe besitzen und aus der Tatsache heraus, dass derzeit kaum Ergebnisse im Bereich der **Biokunststoffdetektion in Abfallströmen** publiziert sind, erscheinen umfangreichere Untersuchungen (vgl. Kapitel 5.4.3) zu dieser Thematik zielführend. Dies beginnt mit der Aufnahme von Remissionskurven. Firmeninterne Erfahrungswerte bei der Detektion und Ausschleusung von Polymeren aus LVP-Abfallströmen spielen hierbei eine nicht unwesentliche Rolle. **Datenbanken für Biokunststoff-NIR-Spektren existieren** aufgrund der großen Anzahl an verschiedenen Materialmischungen (Blends) bzw. auch bei reinen PLA-Werkstoffen **bis dato nicht**. In dieser Arbeit soll auch dieser Aspekt mitaufgenommen werden. Aus diesem Grund wurden im Vorfeld NIR-Spektren von verschiedenen Verpackungsmaterialien aus Biokunststoffen, die bereits großtechnisch hergestellt werden und sich z.T. auch bereits am österreichischen, deutschen bzw. schweizer Endverbrauchermarkt befinden, aufgenommen und mit jenen herkömmlicher petrobasierter Standard(verpackungs)kunststoffen verglichen. Im nachfolgenden Kapitel werden die Ergebnisse grafisch gegenübergestellt.

¹⁹ CONAI steht für Consorzio Nazionale Imballaggi und stellt das italienische Konsortium für die Finanzierung der Sammlung und Verwertung von Verpackungen dar. (<http://www.conai.org>)

5.3.4.1 Auswertung und Darstellung von NIR-Spektren

In Tabelle 22 erfolgt die Auflistung der in dieser Arbeit untersuchten Biopolymerwerkstoffe, die für den Hohlkörpereinsatz in der Verpackungsindustrie gedacht sind. Bei der Angabe von Additiven in der Spalte Komposition handelt es sich um zugekauftes Material, d.h. die genaue Materialzusammensetzung ist dem Flaschenproduzenten nicht bekannt.

Tabelle 22: Verzeichnis der NIR-spektroskopisch untersuchten Biopolymerwerkstoffe

ID	Biopolymer	Hersteller	Komposition
1	PLA	FKuR	PLA + Additive
2	PLA-Blend	BASF	PLA + Polyester aus Adipin-, Terephthalsäure + Butandiol
3	Stärke	BIOTEC	TPS on PLA
5	Stärke	NOVAMONT	TPS + Polycaprolactam
13	PLA-Blend	TECNARO	PLA + Additive
16	PHB	TECNARO	Polyhydroxybuttersäure
17	PLA	NatureWorks LLC	PLA
18	PBS	mitsui	Polybutylensuccinat auf Basis von Bernsteinsäure und 1,4 Butandiol (BDO)
19	TPS	JC Hagen	TPS + Polyester
20	PLA-Blend	k.A.	PLA (15 %) on PE (85 %)
21	TPS-Blend	k.A.	TPS (30 %) on PE/PE-HD (70 %)
22	TPS-Blend	k.A.	TPS (50 %) on PE/PE-HD (50 %)

Aus der o.a. Tabelle ist ersichtlich, dass es sich bei den untersuchten Biopolymeren im Wesentlichen um PLA inklusive Additive, PLA-Blends, Stärkematerialien und TPS-Blends handelt. Bei Letzteren drei ist die genaue Mischung und somit auch der nachwachsende Rohstoffanteil bekannt. Generell ist zu sagen, dass die derzeitige Entwicklung verstärkt in Richtung Blend vorangetrieben wird. Dabei wird versucht, die nachwachsende Rohstoffkomponente in der Materialmischung schrittweise anzuheben, wie dies bei den beiden letzten TPS-Blends erkennbar ist.

Im Anhang C sind die **aufgenommenen NIR-Spektren** der in Tabelle 22 zusammengefassten Biopolymere grafisch dargestellt. Es wurde eine Darstellung der Spektren gewählt, die in ihrer Intensität min/max-normiert sind. Dies aus dem Grund heraus, den charakteristischen Verlauf möglichst gut abzubilden.

Die PLA-haltigen Materialien (vgl. Anhang C, Abbildung I) zeigen ein sehr ähnliches, typisch spektrales Verteilungsmuster. Es zeigt sich, dass abhängig von der jeweiligen Materialmischung (Beimengung von Additiven, Mischungsverhältnis zwischen fossilen und nachwachsenden Komponenten), die aufgrund der marktbedingten Konkurrenzsituation in den seltensten Fällen bekannt ist, eine deutliche spektrale Abhängigkeit in Bezug auf die

Molekülstruktur und die Häufigkeit der verschiedenen Moleküle gegeben ist. [166] Charakteristische Banden sind aus dem wellenlängenbezogenen spektralen Vergleich zwischen den untersuchten Blends und herkömmlichen petrobasierten Standardkunststoffen durchaus erkennbar, mitunter tritt eine Verschiebung auf. Mit Zunahme des biobasierten Anteils im PLA on PE-Blend bzw. TPS on PE-Blend, vgl. Anhang C, Abbildung VI und Abbildung VII, tritt eine Verlagerung der Absorptionsbanden auf.

Eine Besonderheit, die im Zuge der Aufnahmen verschiedener Biokunststoffspektren zutage gekommen ist, betrifft die **PlantBottle** des Erfrischungsgetränke-Weltmarktführers „The Coca-Cola Company“ mit Sitz in Atlanta, USA. Obwohl beim Herstellungsverfahren dieser Getränkeflaschen laut eigenen Konzernangaben derzeit 14 % nachwachsende Rohstoffe (vgl. Kapitel 4.4.5.1) zum Einsatz kommen, können diese mit rein petrobasierten PET-Flaschen problemlos im Zuge von herkömmlichen PET-Flaschenrecyclingverfahren (Bottle-to-bottle, vgl. Anhang B) recycelt werden. Äußerlich betrachtet ist eine PlantBottle nicht von einer herkömmlichen PET-Flasche unterscheidbar, besitzt die gleichen Eigenschaften und ist chemisch gesehen auch mit PET ident. Trotzdem haben Aufnahmen und Vergleiche im NIR-Spektrum gezeigt, dass es sehr wohl eine zwar geringe, aber dennoch signifikant ausgeprägte spektrale Differenz zu Standard-PET-Flaschenmaterialien gibt. Dies bedeutet, dass sich der derzeit noch im niedrigen zweistelligen Bereich befindliche nachwachsende Rohstoffanteil einer PlantBottle im Vergleich zu herkömmlichen PET-Flaschen mit einer 92 %-Zuordnungsgenauigkeit [166] unterscheiden lässt.

5.4 NIR-Sortierung von Biopolymeren

Im Folgenden werden anhand von praktischen Beispielen NIR-Sortierversuche mit Biopolymeren beschreiben. Dabei wird der Fokus auf Biokunststoff-Hohlkörper, in erster Linie auf einfach zu detektierende (Getränke-)flaschen, gelegt. Dies auch vor dem Hintergrund, dass ein erhöhter Anteil dieser Materialien im PET-Recycling zu Problemen führt (vgl. Kapitel 4.4.6.1). Es werden auch in weiterer Folge Ergebnisse eigener Versuchsreihen in Zusammenarbeit mit der Fa. BTW beschrieben.

5.4.1 Detektionsversuche von PET und PLA in den USA

In Nordamerika wurden 2009 bereits erste Versuche [167] mittels NIR-Technik durchgeführt, wobei sortenreine PET-Flaschenfraktionen künstlich mit PLA-Flaschen angereichert wurden. Anschließend erfolgte im Zuge der automatischen NIR-Sortierung die Bestimmung der Wiedererkennungsrates. Im Nachfolgenden wird kurz auf die wesentlichen Inhalte und Ergebnisse dieser Studie eingegangen.

Der Tafelwasserproduzent Primo Water Corporation hat zusammen mit der Fa. NatureWorks LLC, einem PLA-Materialhersteller, Versuche zur Detektion von PLA-Flaschen in einer bestehenden PET-Sortieranlage (Titech-Sorter) mit einer Förderbandbreite von 1 m und einem Durchsatz von 2 t/h durchgeführt. Der Austrag der Verunreinigungen erfolgte positiv.

In der PET-Recyclingindustrie werden große Anforderungen an die Reinheit des zur stofflichen Verwertung bestimmten Materials gestellt. So wird ein maximaler Anteil an PLA-Verunreinigungen im PET-Material von 1.000 ppm (0,1 %) gerade noch akzeptiert. Im Zuge der Versuchsreihen wurde eine PET-Flaschenfraktion mit 0,68 % (6.800 ppm) PLA-Flaschen verunreinigt. Nach der NIR-Sortierung wurde im Outputmaterial, das zu Ballen verpresst wird, eine Kontamination von nur noch 453 ppm (0,0453 %) festgestellt. Dieses Ergebnis ist durchaus akzeptabel. Umgerechnet lag dabei die Wiederfindungsrate für PLA bei einem Durchsatz von 2.118 kg/h bei ca. 93 %. [167, S. 24f.]

5.4.2 Sortierversuch NatureWorks/CONAI in Italien

Das Ziel des Sortierversuchs im Sommer 2011 in Italien lag darin, herauszufinden, inwiefern ein bestimmter Anteil an Ingeo®-Getränkeflaschen (Mineralwasserflasche) das Recycling von PET-Material negativ beeinflusst. Den Rohstoff für dieses Biopolymer der Fa. NatureWorks LLC, das auch biologisch abbaubar ist, stellt Zucker (Dextrose) aus Mais dar. Neben einen möglichen Einfluss auf das Recycling aufzuklären, sollten die Versuche auch zur Ermittlung der Zuverlässigkeit und Einsatzfähigkeit moderner sensorgestützter Sortiersysteme im Bereich der Kunststoffflaschensortierung dienen. Beim eingesetzten NIR-Sorter handelte es sich um ein Aggregat der Fa. Titech.

Untersuchungen zu Folge waren an zwei ausgewählten Sortierstandorten mit einem Verpackungskunststoffaufkommen von ca. 100 t pro Tag zu rechnen. Dabei beläuft sich die Materialverteilung nach der NIR-Sortierung auf ca. 60 % PE, PP und PET, wobei der Hauptanteil auf Hohlkörper entfällt. Die restlichen 40 % werden mit der Mischkunststofffraktion (MKF) ausgelesen und gehen in die thermische Verwertung. Manuelle Sortieranalysen haben gezeigt, dass in 130 kg der MKF ca. 7,7 % Biokunststoffflaschen enthalten sind. Dies ist ein erstaunlich hoher Wert, der für Österreich nicht übertragbar ist, da z.Z. keine Biokunststoff-Getränkeflaschen im Handel erhältlich sind. Hochgerechnet auf einen 500 kg-Kunststoffballen ergibt dies ca. 38 kg Flaschenmaterial bzw. 1.200 Flaschen. [168] Aus der Tatsache heraus, dass in Italien im Vergleich zu Österreich der Anteil an Biokunststoffen am Markt (dazu gehört u.a. auch die Gruppe der PLA-Hohlkörper in Form von Getränkeflaschen) wesentlich höher anzusetzen ist, und unter Berücksichtigung, dass die MKF i.d.R. frei von PET-Flaschenmaterialien ist, scheint ein Biokunststoffflaschenanteil in der Größenordnung von ca. 1/10 der Gesamtmenge durchaus plausibel.

Über die gezielte Aussortierung des Ingeo®-Flaschenmaterials zum rohstofflichen/chemischen Recycling wurden bis dato keine Versuchsdaten veröffentlicht. Im Nachfolgenden werden vom Verfasser dieser Arbeit selbst durchgeführte NIR-Sortierversuche mit dem o.a. Materialtyp (Fa. NatureWorks LLC) beschrieben.

5.4.3 Sortierversuche BTW

Da wie in Kapitel 7.3 beschrieben, gemischte PET- und PLA-Flaschenfraktionen zu Problemen beim PET-Recycling führen, wird es in Zukunft wichtig sein, bei vermehrtem Eintrag von PLA-Materialien in sortenreine Flaschenfraktionen, die in das Recycling gehen, die Wertstoffe auseinanderzuhalten. Rein optisch gelingt dies im Zuge der manuellen

Sortierung nicht. Mithilfe der modernen sensorgestützten NIR-Technik, die immer häufiger in der Abfallsortierung zum Einsatz kommt, scheint es wie in Kapitel 5.3.4 beschrieben, technisch möglich zu sein, optisch gleich aussehende Getränkeflaschen voneinander unterscheiden zu können. Die im Nachfolgenden beschriebenen Versuchsreihen wurden im Rahmen der vorliegenden Dissertation gemeinsam mit der BTW durchgeführt.

Die Zielsetzungen dieser praktischen Untersuchungen lassen sich wie folgt anführen:

- Können Biokunststoffe (PLA-Hohlkörper) gemeinsam mit anderen LVP-Materialien im Zuge von Sortierversuchen mit handelsüblichen NIR-Sortiergeräten am Förderband detektiert und getrennt werden?
- Welche hard- und softwaremäßigen Adaptionen sind dazu bei den Anlagen notwendig?
- Wie hoch ist die tatsächliche Wiederfindungs- bzw. Erkennungsrate in LVP-Abfallfraktionen? Mit welchen Reinheiten (Anteil an Fehlwürfen) kann gerechnet werden?
- Welchen Einfluss haben Verschmutzung und Fehlwurfanteil in der LVP-Sammelware auf das Sortierergebnis?

Bis dato wurden diese detaillierten Fragen im europäischen Kontext noch in keiner zu Verfügung stehenden Studie beantwortet. Im bioplastics MAGAZIN sind zwar Einzelversuche mit reinen PET- und PLA-Flaschenmaterialien, die in Nordamerika durchgeführt wurden, kurz beschrieben (vgl. Kapitel 5.4.1). Dabei handelt es sich aber, wie bereits erwähnt, um reine Flaschenfraktionen (ohne Folien), wobei ein nicht näher beschriebener PLA-Biokunststoff eines Tafelwasserproduzenten zum Einsatz kam. Die Studie lässt sich zudem nicht 1:1 auf den europäischen Markt übertragen, da hier andere Flaschenhersteller, die ihrerseits andere Rezepturen verwenden, präsent sind. In Österreich wird im Gegensatz zur Schweiz, eine reine Flaschensammlung, abgesehen von einigen wenigen Sammelregionen (wie z.B. dem Bundesland Wien) nicht flächendeckend betrieben. Etwa 40 % der österreichischen Haushalte trennen nur Flaschen und Hohlkörper vom Restmüll ab, der Rest, überwiegend Folien, geht hier in die thermische Verwertung [134, S. 34]. In der LVP-Sammlung (Gelber Sack/Gelbe Tonne) findet sich auch ein gewisser Anteil an Folien, Trays und andere Verpackungsmaterialien sowie Störstoffe wieder.

Die **Materialerkennung im Zuge der Sortierversuche** wurde mit zwei im europäischen Handel erhältlichen Flaschentypen, die (fast) zur Gänze bzw. teilweise aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellt wurden, durchgeführt. Auf der einen Seite gehören dazu produktionsneue, blaue **0,5 L PlantBottles von Coca Cola Helenic** aus Serbien, andererseits grüne **1,5 L PLA-Mineralwasserflaschen der Marke Sant' Anna** aus Italien, die von der Fa. NatureWorks LLC hergestellt und unter dem Markennamen ingeo® vertrieben werden. Im Gegensatz zu den unbefüllten PlantBottles waren die PLA-Flaschen zuvor mit stillem Mineralwasser befüllt gewesen. Vor Versuchsstart wurden alle zum Einsatz kommenden Flaschen entleert.

Es sei erwähnt, dass es sich zum Zeitpunkt der Planung der Versuche Anfang 2012 äußerst schwierig gestaltete, an eine für die Versuche ausreichende, möglichst sortenrein erfasste

post-consumer Biokunststoffflaschenmenge zu gelangen, obwohl in den Nachbarländern Deutschland, der Schweiz und Italien bereits seit ein paar Jahren Getränkeverpackungen aus Biokunststoffmaterialien am Markt sind. Das Material für die in den nachfolgenden Unterkapiteln beschriebenen NIR-Sortiersversuche wurde daher, wie zuvor erwähnt, aus Serbien (PlantBottles) bzw. aus Italien (PLA) bezogen.

5.4.3.1 Versuchsaufbau und -ablauf

Als Versuchsaggregat diente ein **Redwave NIR-Sorter** der neuesten Generation vom **Typ 1000 NIRC 64 R/B** (vgl. Abbildung 63) mit einem Messkopf, 64 Lichtfasern und einem 1 m breitem und 3 m langem Beschleunigungsförderband. Die Aufgabe des Flaschenmaterials zusammen mit der LVP-Sammelware, die in ihrer Zusammensetzung nicht verändert wurde und in Säcken enthalten war und original aus dem Inputbunker einer LVP-Sortieranlage entnommen worden ist, erfolgte manuell (vgl. Anhang C, Abbildung VIII). Zur Einstellung von möglichst realitätsnahen Bedingungen, die auch in großtechnischen NIR-Sortieranlagen mit Aufschlussaggregaten (z.B. Sackaufreißer, Trommelsieb) herrschen, wurden die Säcke aufgeschnitten und das Material gut vereinzelt. Der Feinanteil war vernachlässigbar gering und stellte für die Technikumsversuche kein Problem dar.

Insgesamt dienten ein BigBag von 23,5 kg an LVP-Sammelware, 500 PlantBottles (vgl. Kapitel 4.4.5.1) und 84 PLA-Flaschen als Inputmaterial zur Herstellung verschiedener Mischungsverhältnisse. Beide Flaschenmaterialien sind in Anhang C, Abbildung IX dargestellt. Bei den PlantBottles fehlten sowohl die Verschlüsse als auch die Etiketten. Die PLA-Flaschen wurden ohne Verschlüsse aber mitsamt den Etiketten, die nachweislich aus demselben Material bestanden, aufgegeben. Für einen möglichst realitätsnahen Ablauf der Versuche und für die Simulation eines Gebrauchszyklus wurden die Flaschen im Inputlager einer LVP-Sortieranlage mit einem Radlader komprimiert und gezielt verunreinigt (vgl. Anhang C, Abbildung X).

Die LVP-Sammelware im Originalzustand war frei von den später hinzugegebenen Biokunststoffarten. Insgesamt wurden pro Materialspezies vier Versuchsreihen mit je ca. 10 kg Material (LVP-Sammelware + Biokunststoffflaschen) gefahren. Die Mischungsverhältnisse wurden unter Einbeziehung von Expertenschätzungen (vgl. Kapitel 6.7), die bei Getränkeverpackungen mittelfristig von einer maximalen Substitutionsrate von 30 M-% ausgehen, ausgewählt. Dies erscheint auch realistisch, da insbesondere für PLA-Materialien Einschränkungen aufgrund der im Vergleich zu PET schlechteren Gasbarriere existieren. Für beide Flaschenmaterialien wurden folgende, in Tabelle 23 dargestellte, acht Mischungen eingestellt.

Tabelle 23: Einstellung des Anteils an Biokunststoffen in der LVP-Sammelware für die Sortierversuche

	Materialart	Stückgewicht gerundet [g]	LVP [g]	Biokunststoff [g]	Biokunststoff [Stück]
Versuch 1 (5 M-%)	PlantBottle	13	9.500	504	39
	PLA	30	9.500	494	17
Versuch 2 (10 M-%)	PlantBottle	13	9.000	1.027	79
	PLA	30	9.000	1.028	34
Versuch 3 (20 M-%)	PlantBottle	13	8.000	2.002	154
	PLA	30	8.000	2.056	68
Versuch 4 (30 M-%)	PlantBottle	13	7.000	3.029	233
	PLA	30	7.000	2.994	99

5.4.3.2 Ergebnisse

Die erste Versuchsreihe wurde mit unterschiedlichen Einstellungen des NIR-Sorters gefahren. Zugunsten einer verbesserten Ausschleusung von Biokunststoffflaschen und unter Inkaufnahme eines gewissen Übersortierungsgrades²⁰ wurde nach verschiedenen Vorversuchen die Stufe der Empfindlichkeit des Sorters mit 3 gewählt. Dadurch können einerseits zwar mehr Fehlanswürfe produziert werden, andererseits ist durch diese Einstellung der nahezu komplette Austrag von detektierten Biokunststoffen gewährleistet. Die Parameter des Sorters sind aus Tabelle 24 ersichtlich. Die Detailauswertungen sind in den nachfolgenden Abbildung 67 und Abbildung 68 zusammengefasst dargestellt. Es zeigte sich, dass bei steigendem Flaschenvolumen von 0,5 auf 1,5 L und somit auch mit zunehmender Korngröße die Ausbringungsraten ebenfalls ansteigend und abhängig vom Mischungsverhältnis im hohen 90 %-Bereich liegen.

Tabelle 24: Einstellungsparameter des NIR-Sorters für die Technikumsversuche

Parameter	Wert
Dauer des Druckluftimpulses t_{AW}	20 ms
Bandgeschwindigkeit v_{Band}	65 Hz
Verzögerungszeit Auswurf t_{Verz}	230 ms
Druckluftimpuls p	5 bar
Empfindlichkeit E	3

²⁰ Ein Möglicher Austrag von nicht eindeutig detektierbaren, artfremden Materialien zusammen mit der Biokunststofffraktion wurde zu Gunsten einer vollständigen Materialentfrachtung in Kauf genommen.

Bevor die Detailergebnisse in den nachfolgenden Abbildung 67 und Abbildung 68 übersichtlich zusammengefasst werden, wird eine Definition des Begriffes „Ausbringungsrate“ bzw. „Fehlwurfrate“ gegeben. Tabelle 25 und Tabelle 26 zeigen die Ergebnisse der Versuchsreihen mit den PlantBottles bzw. den PLA-Flaschen.

$$\text{Ausbringungsrate [\%]} = \frac{\text{Flaschen im Auswurf [Stück]}}{\text{Flaschen im LVP-Input [Stück]}} \cdot 100 \quad (3)$$

$$\text{Fehlwurfrate [\%]} = \frac{\text{Fehlwurf im Auswurf [g]}}{\text{Auswurf gesamt [g]}} \cdot 100 \quad (4)$$

Tabelle 25: Sortierergebnis PlantBottle

	Biokunststoffanteil			
	5 M-%	10 M-%	20 M-%	30 M-%
Ausbringungsrate [%]	100	90	89	91
Fehlwurfrate [%]	3	2	2	1

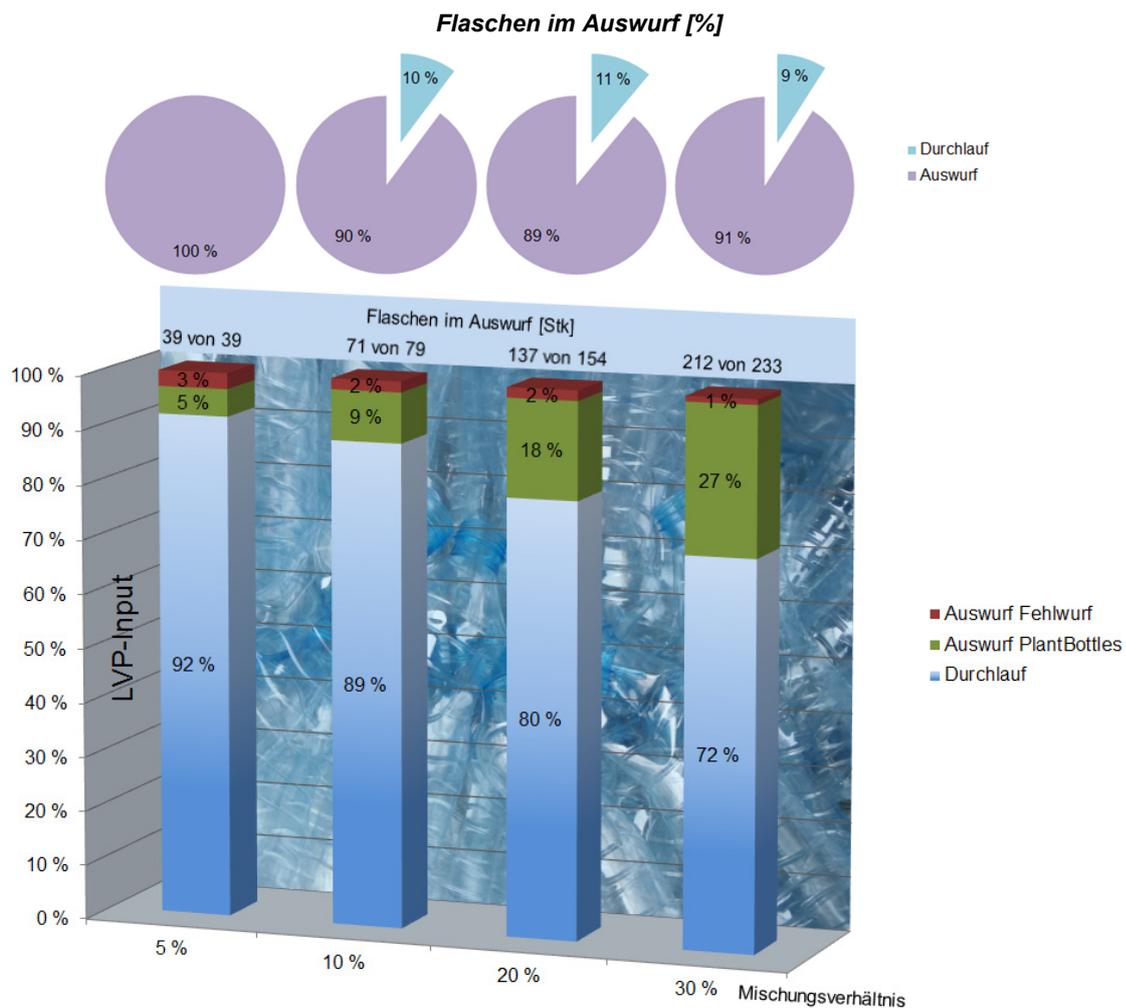


Abbildung 67: Auswertung der Ergebnisse der Sortierversuche für PlantBottles

Tabelle 26: Darstellung der Sortierergebnisse PLA-Bottles

	Biokunststoffanteil			
	5 M-%	10 M-%	20 M-%	30 M-%
Ausbringungsrate [%]	100	100	99	96
Fehlwurftrate [%]	0,1	1	1	1

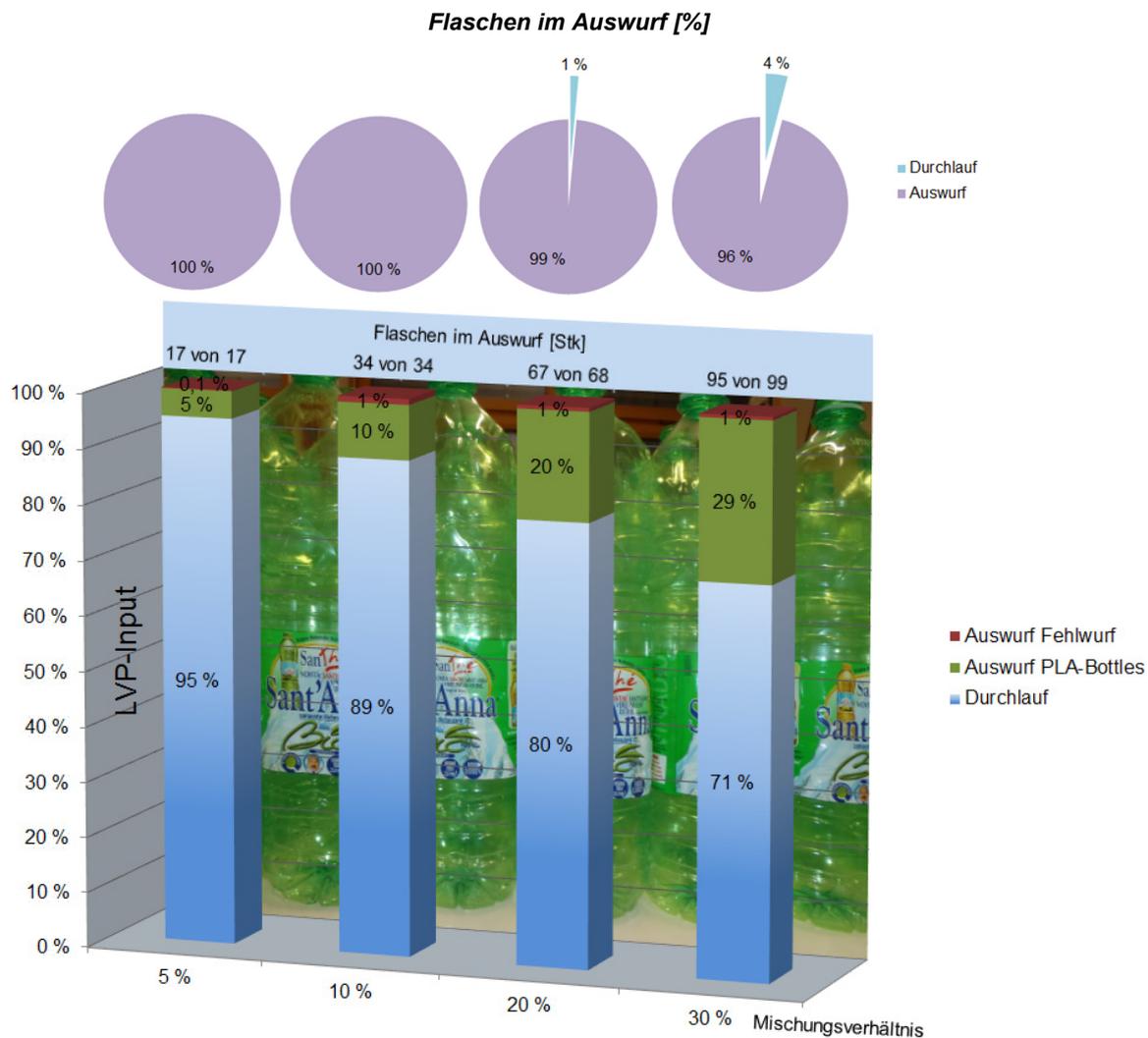


Abbildung 68: Auswertung der Ergebnisse der Sortierversuche für PLA-Bottles

Die Technikversuche haben gezeigt, dass Biokunststoffflaschen in LVP-Materialströmen detektierbar und abtrennbar sind. Es bedarf im Grunde genommen nur der Aufnahme (dem „Einlernen“) und der softwareseitigen Einspielung der NIR-Spektren in den Prozessrechner des NIR-Aggregats, um Hohlkörper wie PLA-Flaschen bzw. PlantBottles positiv aus dem Materialstrom auszuschleusen. Die Wiederfindungsraten sind primär von der Vereinzelung der Materialien am Förderband abhängig. Lockere Materialverbunde bzw. gefüllte Säcke sollten prinzipiell mittels geeigneter Aufbereitungstechnik (Sackaufreißer sowie Absiebung des Feinanteils) „vereinzelte“ werden, bevor sie das Beschleunigungsförderband hin zum NIR-Sorter passieren. Mit Anhaftungen und Verschmutzungen sowie Restinhalten bei den

Biokunststoff-Hohlkörpern ist immer zu rechnen. Etiketten aus demselben Material wie der Flaschenkörper, wie dies bei den PLA-Flaschen der Fall war, unterstützen die Erkennung des Materials. Im Allgemeinen stellen Etiketten und Verschlüsse für die NIR-Sorter kein Problem bei der Erkennung dar und gelten vergleichbar mit der PET-Flaschensortierung auch nicht als Störstoffe. Einen viel größeren Einfluss auf die Detektion bzw. den Austrag des Materials hat die Stückigkeit des Materials. I.d.R. kommen Hohlkörper wie Getränkeflaschen, bedingt durch die Sammlung mittels Fahrzeugen mit integrierten Presseinrichtungen, zum Teil zusammengepresst in die Sortieranlagen. Um diesen Effekt zu simulieren, wurden auch vor den Versuchen die Flaschen zusammengepresst und die Oberfläche LVP-sammelwarenspezifisch künstlich verunreinigt. Die Deformierung (Zusammenpressung) der Flaschen hat den Vorteil, dass die Materialien am Beschleunigungsförderband zum NIR-Sorter hin nicht mehr rollen und somit ihre Position am Förderband unverändert bleibt. Bei den Versuchen zeigte sich, dass die Wiederfindungsrate und auch der Auswurf von großen 1,5 L Flaschen (Entfrachtung liegt zwischen 96 bis 100 %) im Allgemeinen besser sind als bei kleineren 0,5 L Flaschen (Entfrachtung beträgt zwischen 89 und 100 %). Dies ist auch der Tatsache geschuldet, dass größere Flaschenvolumina auch eine entsprechend größere Oberfläche aufweisen, die weitaus mehr Licht in einer bestimmten Wellenlänge reflektieren kann. Bei Austrag mittels der Druckluftdüsen am Ende des Beschleunigungsförderbandes können Materialien mit einer größeren Oberfläche auch besser vom Druckluftstrom erfasst und in Form einer weitgehend ungestörten Wurfparabel in den Auswurf verfrachtet werden.

Zusammenfassen ist festzustellen, dass damit die eingangs erwähnten Zielsetzungen erreicht und die dahinter stehenden Fragen im Zuge der Technikumsversuche zufriedenstellend beantwortet werden konnten. Da ein weiterführender Großversuch mit einer entsprechend großen Materialmenge an Biokunststoffen unter realen Bedingungen aus mehreren Gründen (Beschaffung des Materials, Weiterentwicklung der derzeit in Betrieb befindlichen NIR-Sorter) nicht durchgeführt werden konnte, ist in diesem Zusammenhang sicherlich noch weiteres Forschungspotenzial gegeben, zumal der Stand der Technik im Bereich der Detektion und Sortierung von Abfallströmen kontinuierlich voranschreitet und die Erkennungsgenauigkeit sowie Geschwindigkeit von NIR-Sortieranlagen laufend verbessert werden.

Abschließend ist im Zusammenhang mit den grünen PLA-Mineralwasserflaschen noch zu erwähnen, dass neben dem Heiz- bzw. Brennwert ($H_o = 18,7$ MJ/kg TS, $H_u = 17,2$ MJ/kg TS; vgl. Tabelle 39) auch der biogene Kohlenstoffanteil mittels der in Kapitel 2.2.2.1 vorgestellten Methode des selektiven Lösens analytisch [170] bestimmt wurde. Das Ergebnis ist eindeutig, der biogene Kohlenstoffanteil (xBTC) liegt bei über 95 %. Bemerkenswert ist auch, dass der Gehalt des Schwermetalls Antimon (Additiv) der PLA-Flasche mit 160 mg/kg TS noch immer rund der Hälfte des Gehalts einer PET-Flasche (im Mittel liegt dieser bei 280 mg/kg TS [169, S. 77]) entspricht. Bei der PET-Herstellung wird Antimontrioxid als Katalysator eingesetzt.

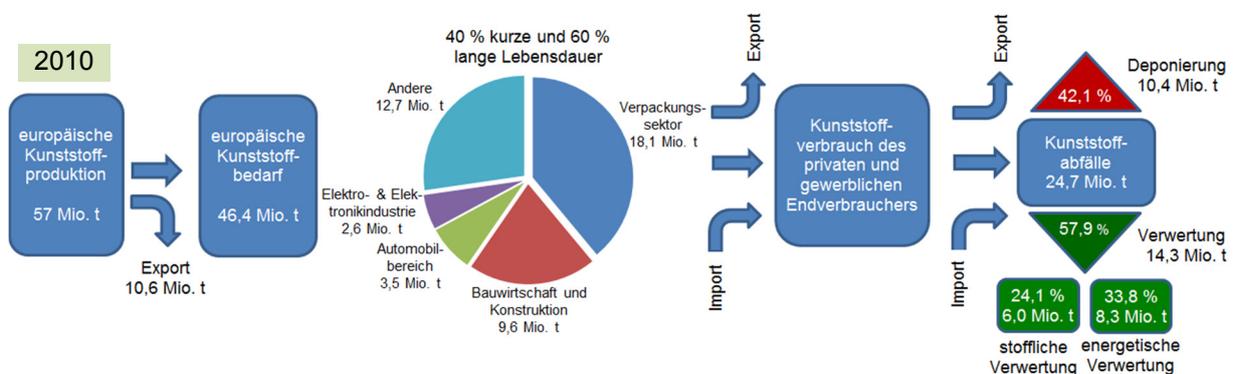
6 Stoffflussorientierte Betrachtung von Verpackungsabfällen

Um den Einfluss von Biokunststoffen am Verpackungsektor auf die österreichische Abfallwirtschaft abschätzen zu können, ist es notwendig, den jährlichen Anfall von Kunststoffverpackungen genauer zu betrachten. Dies erfolgt durch eine stoffflussorientierte Betrachtung bzw. Analyse. Für die Organisation und den Betrieb von Sammel- und Verwertungssystemen, einerseits in privaten Haushalten andererseits in Betrieben, sind in Österreich, wie in Kapitel 4.1.2 bereits beschrieben, gemäß § 29 Abs. 4 AWG 2002 mehrere Systeme existent.

6.1 Senken für Kunststoffe in Europa

Wird die gesamte Wertschöpfungskette der Kunststoffproduktion in Europa betrachtet und von einem Aufkommen/Bedarf von rund 47 Mio. t für das Jahr 2011 ausgegangen (wie dies in Kapitel 3.5.1 beschrieben wird), so kommen ca. 40 % der erzeugten Kunststoffe für kurzlebige Anwendungen (u.a. im Verpackungsbereich) zum Einsatz. Dies entspricht etwa 18,8 Mio. t für das Jahr 2011. In [48, S. 9] wird von einem Anfall an Kunststoffabfällen von etwas mehr als der Hälfte (ca. 53 %) des jährlichen europäischen Verbrauchs (Bedarfs) ausgegangen. In Mengen ausgedrückt, entspricht dies im Jahr 2011 einem Abfallanfall von rund 25,1 Mio. t und bedeutet einen Zuwachs von ca. 2,4 % im Vergleich zu 2010. Werden Kunststofferzeugnisse, egal ob auf nachwachsenden Rohstoffen basierend oder nicht, über kurz oder lang zu Abfall, existieren länderspezifische, oftmals historisch gewachsene Sammel- und Entsorgungsschienen für diverse Kunststoff(verpackungs)abfälle.

Abbildung 69 soll allgemein die unterschiedlichen Behandlungswege inklusive der Mengenströme, angefangen von der direkten Deponierung bis hin zur thermischen bzw. (roh)stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen in Europa, aufzeigen. Dabei werden die Jahre 2010 (obere Grafik) und 2011 (untere Grafik) miteinander verglichen. Als Datenbasis dienten dabei sämtliche Länder der EU-27 inklusive Norwegen und der Schweiz.



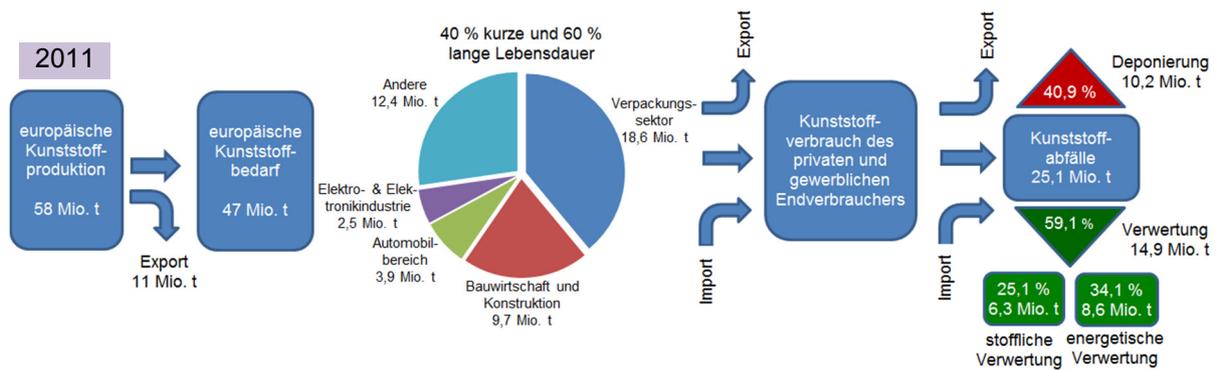


Abbildung 69: Aufkommen sowie Verwertungs-/Entsorgungswege für Kunststoffabfälle innerhalb von Europa im Jahr 2010 (oben) bzw. 2011 (unten) [49, S. 9, modifiziert], [48, S. 9, modifiziert]

Nicht zuletzt durch die flächendeckende Umsetzung der 1999 verabschiedeten EU-Richtlinie 1999/31/EG zur Deponierung von Abfällen nimmt die direkte, unbehandelte Ablagerung von Abfällen in Europa immer weiter ab. Nach [48, S. 10] beträgt der Rückgang bei der Deponierung von Kunststoffen 2010/2011 europaweit 2,4 %. Dieser Trend kann auch im Jahr zuvor beobachtet werden. Von 2009 auf 2010 betrug die Differenz minus 2,5 % [49, S. 10], wobei bei der Datenermittlung selbst und später bei der Darstellung im niedrigen Prozentbereich immer eine gewisse Unschärfe zum Tragen kommt. Aus Abbildung 70 sind die Verwertungs- und Deponierungsraten von Kunststoffabfällen innerhalb der EU 27+Norwegen und der Schweiz sowie der europäische Durchschnitt dargestellt.

Die positive abfallwirtschaftliche Entwicklung, die Österreich über die letzten Jahre, beginnend mit dem Inkrafttreten des Deponierungsverbotes im Jahr 2004 bis heute genommen hat, spiegelt sich in der folgenden Abbildung 70 sehr deutlich wieder. In den erst gereihten sieben Ländern, die im Ranking am besten abschneiden, existiert ein Deponierungsverbot von heizwertreichen Abfällen. Österreich belegt innerhalb von Europa (EU-27+Norwegen und der Schweiz) 2011 den sehr guten dritten Platz. Mit einer Verwertungsrate bei Kunststoffabfällen von deutlich über 95 % (davon ca. 26 % stofflich und ca. 71 % thermisch) liegt Österreich neben der Schweiz und Deutschland somit im europäischen Spitzenfeld. Laut den Angaben aus dem aktuellen BAWP 2011 wurden im Jahr 2009 77 % der angefallenen Abfälle einem Recycling bzw. einer thermischen Verwertung in Mono- und Mitverbrennungsanlagen unterzogen [107, S. 21]. Der Deponierungsanteil ist äußerst gering und liegt gegenwärtig deutlich unter 5 % (bzw. in Abbildung 70 mit 3 % angeführt).

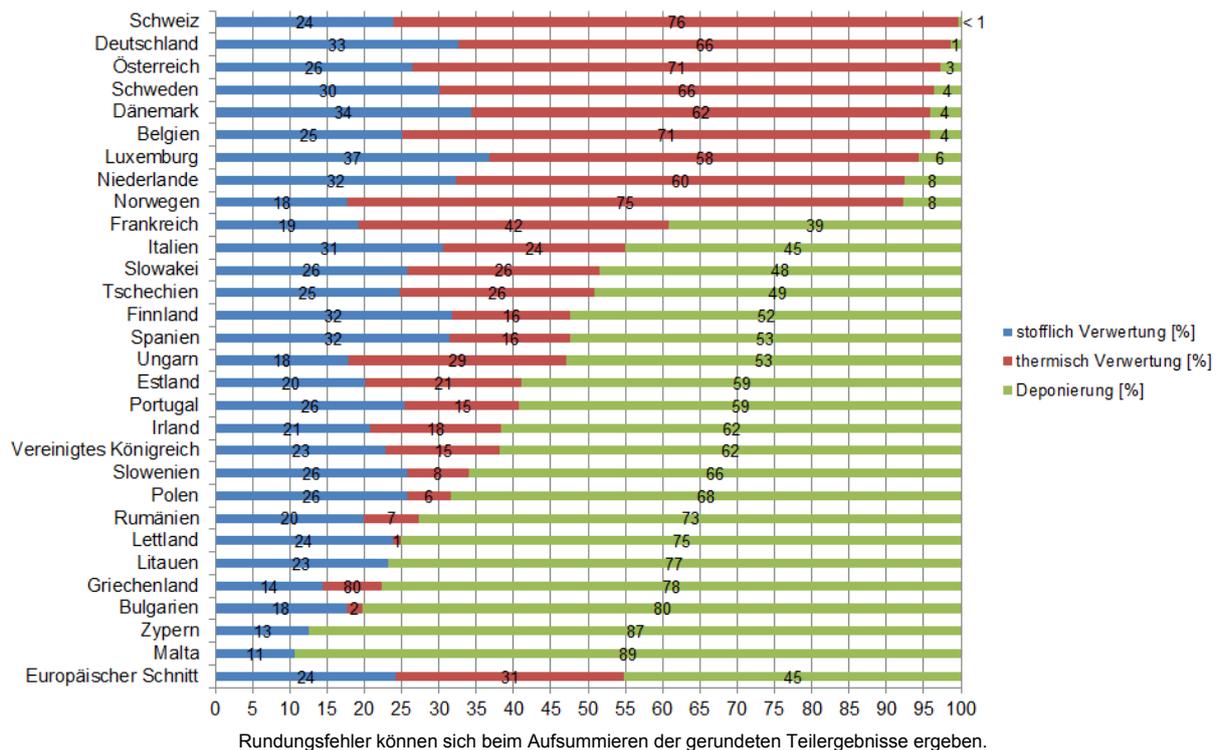


Abbildung 70: Verwertung und Deponierung von Kunststoffen in Europa 2011 [48, S. 11, modifiziert], [171, S. 14]

Aus der oben angeführten Abbildung geht eindeutig hervor, dass es bei den erstgereiten neun Ländern klare gesetzliche Regelungen in Bezug auf die Deponierung von Abfällen gibt. Ökologisch gesehen ist es auf jeden Fall günstiger Kunststoffe, die sich aufgrund des Verunreinigungsgrades (Anhaftungen, mangelnde Sortenreinheit etc.) nicht für eine höherwertige stoffliche Verwertung (Recycling) eignen, der thermischen Verwertung zuzuführen. Dies kann in Form von (qualitätsgesicherten) Ersatzbrennstoffen z.B. im Zementwerk erfolgen oder zur Erhöhung des Heizwertes im Zuge der Abfallmonoverbrennung. Je nach Anlagentyp und Baujahr (reine Verstromung bzw. Kraft-Wärmekopplung) können moderne Müllverbrennungsanlagen elektrische Wirkungsgrade, die sich im Mittel je nach eingestellten Dampfparametern zwischen 12 und 26 % (brutto)²¹ bewegen, erreichen [172, S. 51ff.].

Einen großen Anteil am Gesamtaufkommen von Kunststoffabfällen besitzen auch Verpackungsabfälle. In Deutschland sowie in Österreich zählen (Kunststoff-)verpackungen in Anbetracht der stofflichen Verwertung mit Abstand zu einem der größten Inputströme für Recyclingprozesse. Rund 77 % des stofflichen Recyclings gebrauchter Produkte basiert aktuell in Deutschland auf der Verwertung von Verpackungen aus den Dualen Systemen (PET-Flaschen und Folien aus dem Bereich Transport und Industrie). [173, S. 33] In

²¹ Beim elektrischen sowie thermischen Wirkungsgrad wird zwischen netto und brutto unterschieden. Die Bruttowerte inkludieren dabei die Mengen an elektrischer bzw. thermischer Energie (Dampf), die zur Deckung des Eigenbedarfs benötigt werden.

Österreich wurden rund 83 % der gesammelten Altstoffe (inkl. Leichtverpackungen) im Jahr 2009 einer stofflichen Verwertung zugeführt [107, S. 49]. In Abbildung 71 sind die Verwertungs- bzw. Deponierungsraten europäischer (EU-27 + Norwegen und Schweiz) Kunststoffverpackungsabfälle dargestellt.

Betrachtet man den Verpackungsbereich und dabei die Sammelleistung des ARA-Systems, so wurden im Jahr 2011 eine Gesamtmenge von 182.363 t [91, S. 43] im Zuge der haushaltnahen Kunststoff-Leichtverpackungssammlung (Systemmüll) erfasst, die zum größten Teil in den Wirtschaftskreislauf zurückgeführt werden konnte [174].

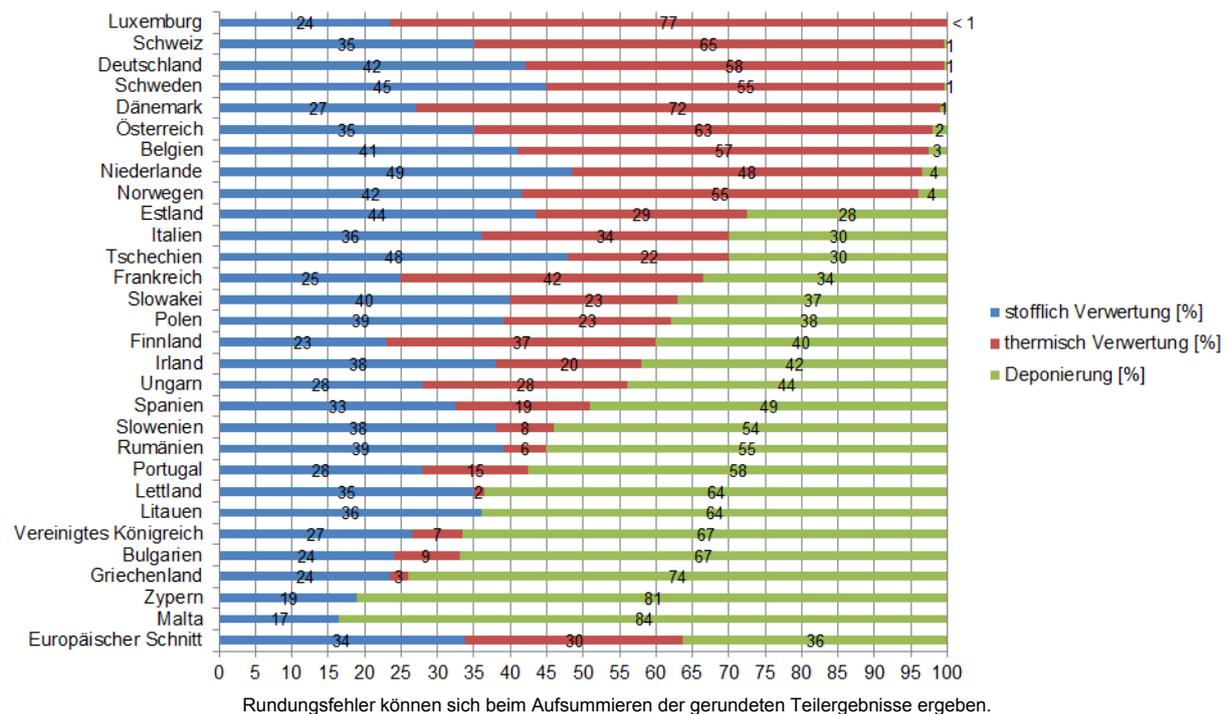


Abbildung 71: Verwertung und Deponierung von Verpackungskunststoffen in Europa 2011 [48, S. 12, modifiziert]

Betrachtet man alle Deponien in Europa zusammen, so landen gegenwärtig immer noch ca. 45 % aller Kunststoffabfälle bzw. 36 % der Kunststoffverpackungen hier. Nicht nur in den neuen EU-Mitgliedsländern im Osten, die wirtschaftlich gesehen nicht so weit entwickelt sind, ist eine direkte Deponierung von (Verpackungs-)Kunststoffen ohne entsprechende Vorbehandlung noch durchaus üblich. Auch Frankreich, Spanien und Großbritannien gehören u.a. zu den Staaten, die einen Großteil aller Kunststoffabfälle noch direkt deponieren bzw. zu einem weitaus geringeren Prozentsatz (< 60 %) stofflich verwerten. Insgesamt wurden in allen europäischen Ländern bezogen auf das Jahr 2011 rund 14,9 Mio. t (2010: 14,3 Mio. t) an Kunststoffabfällen einer Verwertung zugeführt, d.h. ca. 6,3 Mio. t (6 Mio. t) stofflich und 8,6 Mio. t (8,3 Mio. t) thermisch verwertet [48, S. 9ff.], [175, S. 30].

6.2 Aufkommen von Verpackungsabfällen in Österreich

Im folgenden Unterkapitel werden aktuell verfügbare Mengenangaben des größten, flächendeckend arbeitenden ARA-Sammel- und Verwertungssystems für Verpackungsabfälle (vgl. Kapitel 6.2.1) herangezogen. Hierbei handelt es sich um Primärdaten, die belastbarer als sekundäre Quellen sind und den Anfall bzw. die kommunale Erfassung von Verpackungsabfällen in Österreich gut abbilden. Andererseits werden auch Statistiken der Europäischen Kommission (eurostat) (vgl. Kapitel 6.2.2) dargestellt. Diese Daten basieren auf den offiziell nach Brüssel gemeldeten Mengenströmen, wobei hier die Qualität der Daten, die Datengrundlage bzw. deren Berechnung aber auch die Vollständigkeit der übermittelten Mengenangaben zu hinterfragen sind. Ähnlich verhält es sich bei den Datensätzen (Sekundärdaten) der europäischen Vereinigung der Kunststoffrecycler (EPRO), auf die im Kapitel 6.2.3 Bezug genommen wird. Trotz dieser Komplexität wird in dieser Arbeit versucht, einen möglichst eindeutigen Überblick über die Kunststoff-Verpackungsabfallmengen zu geben und neben den Österreichbezug auch allgemeingültige Aussagen über die qualitative und auch quantitative Marktsituation in diesem Bereich zu liefern. Biokunststoffe spielen aufgrund der im Vergleich zu Massenkunststoffen bescheidenen Marktdurchdringung, wie bereits erwähnt, noch eine untergeordnete Rolle und werden in keiner dieser Statistiken gesondert ausgewiesen. Einzig und allein der Europäische Verband der Biokunststoffproduzenten (European Bioplastics e.V.²²) geht näher auf die derzeitigen Produktionskapazitäten in Europa ein, stellt darüberhinausgehend die historische Entwicklung dar und gibt auch Zukunftsprognosen ab (vgl. Kapitel 3.5.2). Am Ende dieser Analyse werden die verwendeten Hauptquellen bezogen auf das Aufkommen von Verpackungsabfällen über die letzten Jahre hinweg miteinander verglichen.

6.2.1 Sammel- und Erfassungsleistung der ARA AG

Die Sammel- und Erfassungsleistungen innerhalb der ARA-Systemgrenzen sind durch die jährlich erscheinenden Leistungsberichte der ARA AG für die fünf Hauptfraktionen Papier/Karton, Glas, Leichtverpackungen, Metalle und Holz gut dokumentiert.

6.2.1.1 Allgemeiner Überblick

In der nachfolgenden Tabelle 27 wird ein Überblick über das Aufkommen und die Sammlung von Packstoffen im Allgemeinen gegeben. Die Sammelmengen beziehen sich dabei auf den gesamten kommunalen sowie teilweise gewerblichen Bereich. Dabei werden die letzten sechs Jahre (2006 bis 2011) betrachtet.

²². <http://en.european-bioplastics.org>

Tabelle 27: Sammel- und Erfassungsleistung der ARA AG von 2006 bis 2011 [91, S. 31], [143, S. 31], [85, S. 24], [142, S. 26], [141, S. 15], [90, S. 15]

Packstoff	Sammelmengen brutto ¹					
	2011 [t]	2010 [t]	2009 [t]	2008 [t]	2007 [t]	2006 [t]
Leichtverpackungen (Kunststoffe, Materialverbunde, textile Faserstoffe, Keramik, Holz, Packstoffe auf biologischer Basis ³)	180.940 (220.136) ²	181.084 (215.165) ²	171.229 (205.933) ²	166.979 (203.253) ²	160.483 (199.078) ²	156.547 (189.682) ²

¹ Sammelmengen inklusive stoffgleiche Nichtverpackungen.

² Erfassungsmenge gesamt (über andere Sammelschienen bzw. über die kommunale Restmüllsammlung erfasste Menge).

³ Gemeint sind hier Packstoffe auf biogener Basis.

Betrachtet man die haushaltsnahe (vgl. Tabelle 28) sowie gewerbliche Sammlung (vgl. Tabelle 29) von Verpackungsmaterialien über die Jahre 2006 bis 2011 näher, so ist im Allgemeinen, abgesehen von wenigen Schwankungen, ein deutlicher, kontinuierlicher Anstieg der Mengen zu erkennen.

Tabelle 28: Haushaltssammelmenge an Verpackungen von 2006 bis 2011 [91, S. 33], [143, S. 33], [85, S. 26], [142, S. 28], [141, S. 16], [90, S. 17]

Packstoff	Sammelmengen von Verpackungen aus Haushalten brutto ¹					
	2011 [t]	2010 [t]	2009 [t]	2008 [t]	2007 [t]	2006 [t]
Leichtverpackungen (Kunststoffe, Materialverbunde, textile Faserstoffe, Keramik, Holz, Packstoffe auf biologischer Basis ³)	179.410 (141.637) ²	172.757 (135.934) ²	170.220 (134.426) ²	167.154 (131.712) ²	165.958 (130.999) ²	158.303 (124.210) ²

¹ Sammelmengen inklusive der in die Haushaltssammlung eingebundenen Sammlung aus dem Kleingewerbe und stoffgleicher Nichtverpackungen und Müll sowie bei der Leichtverpackungssammlung mitgesammelte Getränkeverbundkartons.

² Sammelmenge Verpackungen netto exklusive stoffgleiche Nichtverpackungen und Müll sowie bei der Leichtverpackungssammlung mitgesammelte Getränkeverbundkartons.

³ Gemeint sind hier Packstoffe auf biogener Basis.

Tabelle 29: Gewerbesammelmenge an Verpackungen von 2006 bis 2011 [91, S. 35], [143, S. 35], [85, S. 27], [142, S. 29], [141, S. 22], [90, S. 23]

Packstoff	Sammelmengen von Verpackungen aus Gewerbe und Industrie netto					
	2011 [t]	2010 [t]	2009 [t]	2008 [t]	2007 [t]	2006 [t]
Leichtverpackungen (Kunststoffe, Materialverbunde, textile Faserstoffe, Keramik)	40.726	42.408	35.713	36.099	33.120	31.379

Abschließend soll in der nachfolgenden Abbildung 72 ein Überblick über die erfassten Kunststoffverpackungen im Zeitraum von 2006 bis 2011 geben werden.

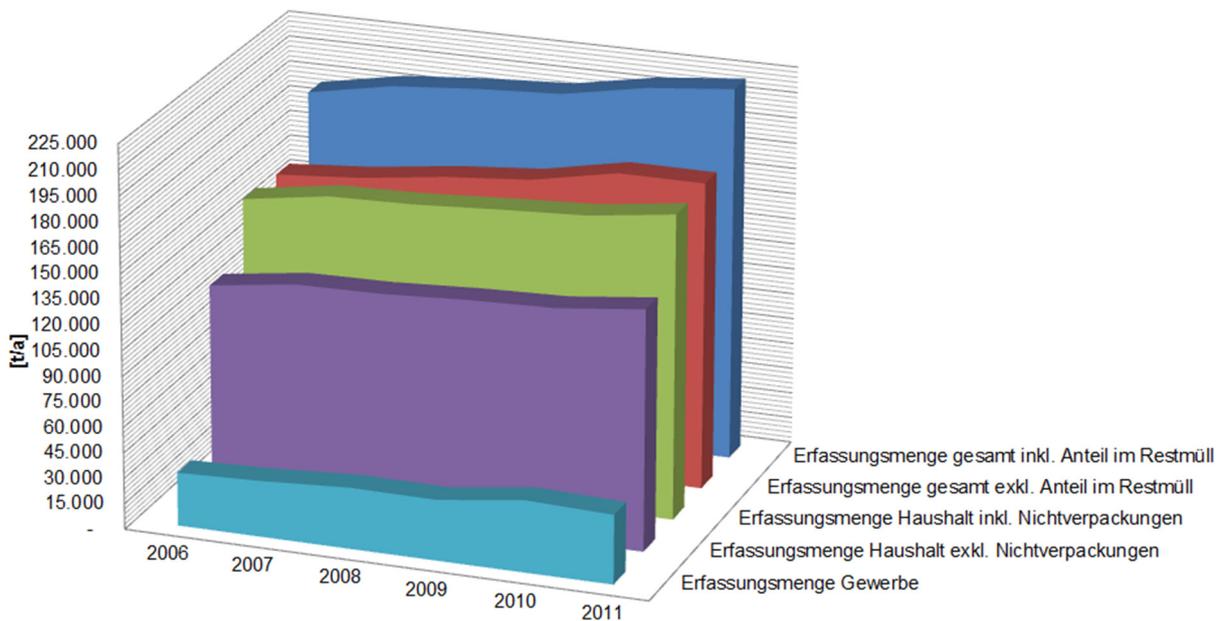


Abbildung 72: Erfassungsmengen Kunststoffverpackungen in Österreich im Zeitraum 2006 bis 2011 [90], [141], [142], [85], [143], [91]

Die Sammel- und Erfassungsmengen im ARA-System sind insgesamt, im Zeitraum 1995 bis 2011 betrachtet, um 34 % gestiegen [89, S. 18]. Auffallend dabei ist ein leichter Rückgang von 2010 zu 2011.

6.2.1.2 Zusammensetzung der Fraktion Kunststoffverpackungen

Die Hauptfraktion der Leichtverpackungen (LVP) kann wiederum in die für diese Arbeit relevanten Kunststoffteilfraktionen: Kunststoffe klein, Tragetaschen und Knotenbeutel, EPS groß, IGP²³-Folien sowie IGP-Hohlkörper unterteilt werden. Tabelle 30 geht auf die Verteilung der beiden erstgenannten Fraktionen innerhalb des Systemmülls näher ein und stellt auch die durch die ARA AG gesammelte Gesamtmenge an Kunststoffverpackungen im Jahr 2010 dar. Aus Gründen der Übersichtlichkeit und wegen des Anfalls im kommunalen Bereich werden nur die Teilfraktionen Kunststoff-Tragetaschen und Knotenbeutel sowie Kunststoff klein (ohne Serviceverpackungen) im Nachfolgenden dargestellt. Die Erhebung der Teilfraktionsmengen erfolgt alle drei Jahre. Kursiv ist die Gesamtmenge an Verpackungen dargestellt, die abhängig von der Betrachtungsweise (brutto inkl. Restinhalten und Anhaftungen bzw. netto ohne Restinhalte und Anhaftungen) zwischen 127.740 t und 86.150 t (brutto) schwankt. Werden die langlebigen Verpackungen aus diesen Summen herausgerechnet, beläuft sich die Gesamtsumme an Kunststoffverpackungen auf 110.840 t brutto bzw. 74.400 t (netto).

²³ Industrie-/Gewerbe- und Große Kunststoffverpackungen.

Tabelle 30: ARA-Kunststoffverpackungen – Unterteilung in Teilfraktionen, Auszug Systemmüll 2010 und 2007 (Mittelwerte, gerundet) [60, S. 6f.]

Teilfraktion – Kunststoffverpackungen	2010 brutto ¹ [t]	2010 netto ² [t]	2010 brutto ¹ [t] ³	2010 netto ² [t] ³
Kunststoff-Tragetaschen und Knotenbeutel	16.810	8.400	15.830	7.910
Kunststoff klein (ohne Serviceverpackungen)	102.260	70.150	85.300	58.060
Kunststoffverpackungen gesamt⁴	127.740	86.150	110.840	74.400

¹ inkl. Restinhalte und Anhaftungen.

² Material exkl. Restinhalte und Anhaftungen.

³ ohne langlebige Verpackungen.

⁴ Gesamtsumme innerhalb der Teilfraktion.

Die Fraktion Kunststoff klein (102.260 t brutto bzw. 70.150 t netto) teilt sich wiederum in die Unterfraktionen Kleinkunststoffe (78.478 t brutto bzw. 51.143 t netto), PET-Flaschen inkl. Verschlüsse/Etiketten (18.930 t brutto bzw. 16.030 t netto) und sonstige Getränkeverpackungen (4.850 t brutto bzw. 2.980 t netto) auf. Kunststoff-Kleinverpackungen aus dem Sperr- bzw. Gewerbemüll setzten sich nach umfangreichen Analysen im Auftrag der ARA AG wie folgt zusammen: Kleinkunststoffe 1.989 t netto, PET-Getränkeflaschen 672 t netto, sonstige Getränkeverpackungen 18 t netto. Kunststoff-Tragetaschen und Knotenbeutel aus diesem Bereich belaufen sich auf rund 14 t netto. Bei den angegebenen Mengen handelt es sich um gerundete Mittelwerte.

Werden neben dem Systemmüll aus privaten Haushalten und ähnlichen Einrichtungen auch die Verpackungsanteile der zuvor beschriebenen Sperr- und Gewerbeabfälle miteingerechnet, so ergibt sich die in Tabelle 31 dargestellte Gesamtmenge an Kunststoffverpackungen.

Tabelle 31: Gesamtmenge an Kunststoffverpackungen im Systemmüll, Sperrmüll und Gewerbeabfälle (Mittelwerte, gerundet) [60, S. 18f.]

Teilfraktion – Kunststoffverpackungen	2010 netto ¹ [t]
Kleinkunststoffe	53.130
Kunststoff-Tragetaschen und Knotenbeutel	8.420
PET-Flaschen inkl. Verschlüsse/Etiketten	16.700
Sonstige Getränkeverpackungen	3.000

¹ Material exkl. Restinhalte und Anhaftungen.

6.2.2 Menge an Verpackungsabfällen laut eurostat

Die Statistik der Europäischen Kommission (eurostat) weist für Österreich in den Jahren 2006 bis 2010 die in Tabelle 32 aufgelisteten Verpackungsabfallmengen inkl. einer Einteilung der Behandlungswege auf. Wie bereits eingangs erwähnt, basieren die Mengenangaben auf

die nach Brüssel weitergeleiteten Daten und sind neben der zeitlichen Komponente (Alter der Daten) auch nicht immer vollständig. Die Datensätze wurden Mitte Februar 2013 abgerufen.

Tabelle 32: Entwicklung der Kunststoffverpackungen 2006 bis 2010 bezogen auf die Verwertungs- und Entsorgungsschienen [62] (Stand: 16.02.2013)

Kunststoffverpackungen	Sammelmengen				
	2010 [t]	2009 [t]	2008 [t]	2007 [t]	2006 [t]
Sammelmenge	264.517	255.811	251.569	244.600	238.134
Verwertung (stofflich + thermisch)	264.517	247.939	244.760	233.040	215.995
Recycling	90.928	83.683	87.717	80.100	85.173
Energetische Verwertung (Mitverbrennung)	66.601	62.477	62.981	58.800	55.897
Energetische Verwertung (Monoverbrennung)	106.988	101.779	94.062	94.140	74.925
Unbekannter Verbleib, Export, Deponierung	0	7.872	6.809	11.560	22.139

Die erfassten Mengen an Kunststoffverpackungen sind zwischen 2006 bis 2008 jährlich um etwa 2,8 % gestiegen. Der Anstieg von 2008 zu 2009 fiel mit ca. 1,7 % unterdurchschnittlich aus. Dies hängt u.a. mit dem schwachen Wirtschaftswachstum in diesem Zeitraum und der damit einhergehenden Finanzkrise zusammen. Von 2009 auf 2010 wurde hingegen wieder ein Mengenzuwachs von 3,4 % verzeichnet. Werte aus 2011 waren zum Zeitpunkt der Abfrage Mitte Februar 2013 noch nicht vorhanden. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass sich der Wachstumstrend im niedrigen einstelligen Prozentbereich fortsetzt. Dies würde bei einem durchschnittlichen Wachstum von 2,7 % pro Jahr hochgerechnet auf 2011 eine Gesamtmenge an gesammelten Kunststoffverpackungen von ca. 271.600 t (2012: ca. 278.800 t) bedeuten. Der generelle Aufwärtstrend sowie die Schwerpunktverlagerung in den letzten Jahren hin zur thermischen Verwertung von nicht stofflich verwertbaren Kunststoffverpackungen in Mono- bzw. Müllverbrennungsanlagen sind aus Abbildung 73 klar erkennbar. Im Jahr 2010 wurden insgesamt 173.589 t an Kunststoffverpackungen thermisch in Mono- bzw. Mitverbrennungsanlagen verbrannt.

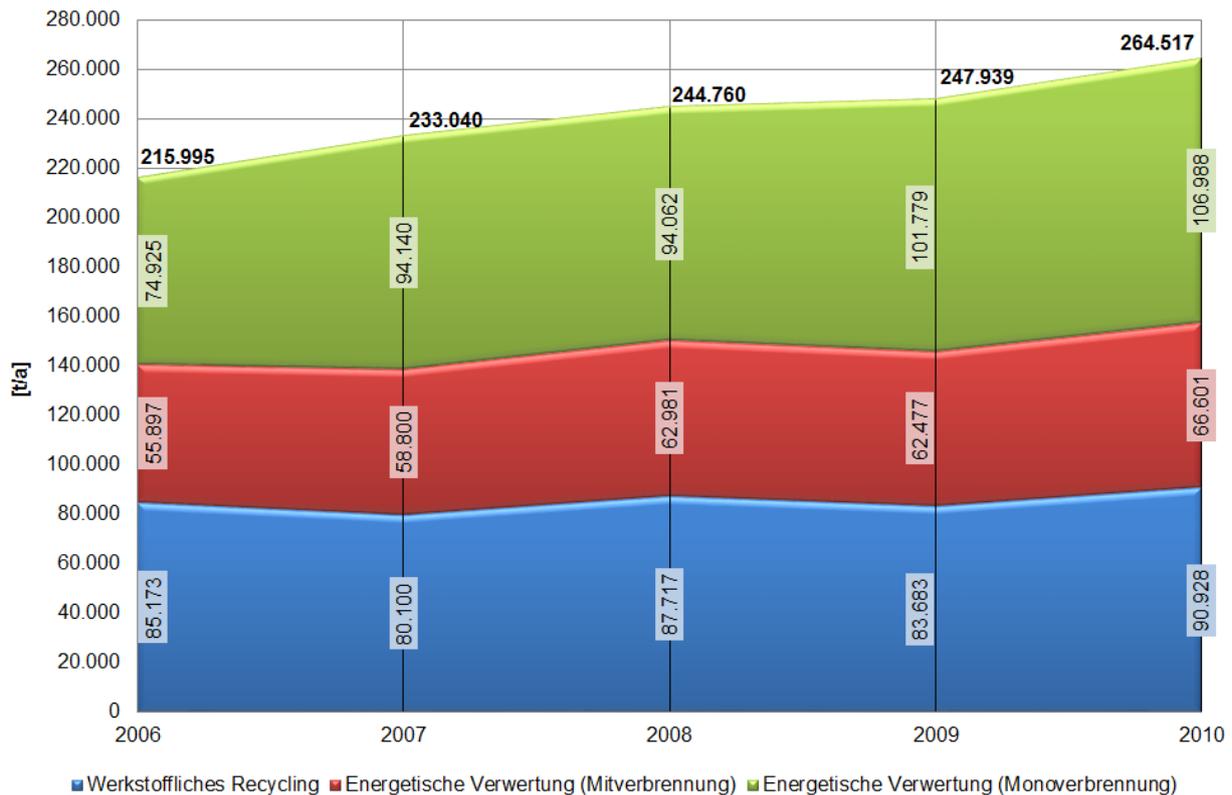


Abbildung 73: Trend bei der Verwertung von Verpackungskunststoffen in Österreich (Betrachtungszeitraum: 2006 bis 2010) [62]

Mittlerweile werden in Österreich bei Verpackungsabfällen, die aus Kunststoffen bestehen, Verwertungsraten (stofflich + thermisch) von 100 % erreicht, wie dies auch in Tabelle 33 aufgezeigt wird.

Tabelle 33: Prozentuelle Verwertungsraten von Kunststoffverpackungen in Österreich [62]

Verwertung von Kunststoffverpackungen	2010 [%]	2009 [%]	2008 [%]	2007 [%]	2006 [%]
Stoffliche Verwertungsrate	34,4	32,7	34,9	32,7	35,7
Thermische Verwertungsrate	65,6	64,2	62,4	62,5	54,9
Verwertungsrate gesamt	100	96,9¹	97,3¹	95,3¹	90,7¹

¹ Abweichung zu 100 % ergibt sich aufgrund von fehlender und unvollständiger Daten was den Verbleib der Kunststoffabfälle anbelangt. Bis Ende 2008 gelangte ein Teil der Kunststoffabfälle in Österreich noch auf Deponien (vgl. Übergangsbestimmungen für einige Bundesländer gemäß Deponieverordnung 2004).

6.2.3 Verwertung von Kunststoffverpackungen laut EPRO

Die europäische Vereinigung der Kunststoffrecycler, kurz EPRO, geht im Jahr 2011 von einer europaweiten Verwertungsquote (stofflich + thermisch) bei Kunststoffverpackungen von 66,8 % aus. Dies entspricht umgerechnet einer Menge von 5,246 Mio. t an Serviceverpackungen, Folien, Flaschen etc. Im Vergleich dazu wurden im Jahr 2010 rund 65,9 %

(5,018 Mio. t) aller in der EU 27+2²⁴ angefallenen Verpackungskunststoffe einer Verwertung zugeführt. Mit einer stofflichen Verwertungsquote von 33,6 % für 2011 (2010: 32,6 %, 2009: 30,3 %) wurde das Minimalziel der EU, mindestens 22,5 % aller anfallenden Kunststoffverpackungen in Europa zu recyceln, deutlich übertroffen. Somit liegt derzeit die Verwertungsquote bei Verpackungen mit 66,8 % prozentual gesehen deutlich höher als bei der Gesamtkunststoffmenge²⁵ (59,3 %).

Verpackungen haben innerhalb der EU einen Anteil von 62 % an der gesamten Kunststoffabfallmenge (ca. 14,9 Mio. t (2010) [62]) und tragen zu rund 83 % (2010: 84 %, 2009: 85 %) zur stofflich verwerteten Gesamtkunststoffmenge bei. Neben der stofflichen Verwertung gingen 2011 rund 33,2 % (2010: 33,3 %, 2009: 30,4 %) der Verpackungen unter Ausnutzung des Energieinhalts in die Verbrennung. [176] Betrachtet man die energetische Nutzung, d.h. die Verbrennung und Mitverbrennung von Kunststoffabfällen in industriellen Feuerungsanlagen, so lag die Quote laut eurostat in Österreich zwischen 2006 und 2010 bei durchschnittlich 62 % (vgl. Tabelle 33). [62]

Insgesamt gesehen ist der Trend einer jährlichen Zunahme von Verwertungsquoten im Bereich von Verpackungsabfällen aus Kunststoffen in Europa klar erkennbar. Der nicht stofflich bzw. thermisch verwertete Rest, der 2011 ca. 33,2 % (2010: 34,1 %, 2009: 39,3 %) betragen hat, landete noch immer unbehandelt auf Deponien. [177, S. 31] In zehn europäischen Ländern wird derzeit noch mehr als 50 % der Verpackungskunststoffabfälle direkt deponiert. Laut EPRO soll dieser Anteil spätestens bis 2020 auf ein Minimum (< 5 %) reduziert werden. Derzeit erreichen, wie in Abbildung 70 dargestellt, nur die Länder Schweiz, Deutschland, Österreich, Schweden, Dänemark und Belgien Verwertungsquoten für Kunststoffabfälle von ≥ 95 %. In 16 Staaten Europas werden noch immer über 50 % der Kunststoffabfälle deponiert. [178, S. 1]

Rund 63 % der im Jahr 2011 in der EU 27+2 angefallenen Kunststoffverpackungen stammten aus privaten Haushalten, wobei die stoffliche Verwertungsquote mit 31,1 % hier etwas niedriger als bei Verpackungen aus der Industrie und dem Handel (36,6 %) liegt [177, S. 31].

Die gesetzlich vorgegebene (stoffliche) Recyclingrate für Kunststoffverpackungen beläuft sich nach der österreichischen Verpackungsverordnung 2006 auf 22,5 M-%. Bezogen auf die offiziellen Mengenmeldungen von Österreich an das europäische Statistikamt (eurostat), die in Tabelle 33 angegeben sind, wird das von EU geforderte Mindestziel für die stoffliche Verwertung von Verpackungsabfällen deutlich erreicht. Für die Jahre 2011 und 2012 existieren gegenwärtig noch keine Datensätze. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass bei einer für das Jahr 2011 prognostizierten Verpackungsabfallmenge von etwas mehr als 270.000 t in Österreich, eine Recyclingrate zwischen 32 und 36 % erreicht wurde. [62]

²⁴ 27 EU-Mitgliedstaaten + Schweiz und Norwegen.

²⁵ Summe aus allen Kunststoff-Anwendungsbereichen.

Klar unter den Vorgaben der EU-Verpackungsrichtlinie mit 22,5 % (vgl. Kapitel 4.1.1) liegen Staaten wie Bulgarien, Griechenland, Zypern und Malta. Die größten prozentualen Zuwächse beim Recycling sind dagegen in Norwegen, Österreich, Deutschland, Großbritannien und Schweden sowie der Schweiz zu verzeichnen. Allein in Deutschland werden mit 1,1 Mio. t an Verpackungskunststoffen im Jahr 2010 rund 21 % der Gesamtmenge Europas stofflich verwertet. Nach Schätzungen der EPRO steigt das Aufkommen von Verpackungsabfällen aus Kunststoffen innerhalb der EU 27+2 pro Jahr um 2 bis 2,5 %. Neben einem mengenmäßigen Zuwachs an Kunststoffabfällen (auch aus dem Verpackungsbereich) haben sich, wie mehrmals festgestellt, auch die Verwertungsquoten über die vergangenen Jahre hinweg erhöht. Zu beachten gilt, dass auch größere Mengen an Verpackungskunststoffen (u.a. Abfälle aus PE und PET-Flaschen) zur stofflichen Verwertung in den Export nach Asien, z.B. nach China und Hongkong gehen, wie dies in der nachfolgenden Tabelle 34 anhand von eurostat-Daten aufgezeigt wird. Im Gegensatz dazu sind über mögliche Importe von Kunststoff-Verpackungsabfällen nach Österreich keine Daten verfügbar.

Tabelle 34: Exporte von Kunststoffverpackungsabfällen aus Österreich 2006 bis 2010 [62]

Kunststoffverpackungsabfälle	2010 [t]	2009 [t]	2008 [t]	2007 [t]	2006 [t]
zur roh- bzw. werkstofflichen Verwertung (ausgenommen energetische Verwertung)	0	0	0	3.150	3.000
zur werkstofflichen Verwertung	8.843	9.577	7.816	9.900	16.700
Export gesamt	8.843	9.577	7.816	13.050	19.700

Aktuelle Statistiken der Europäischen Union zeigen, dass im Jahr 2010 ca. 95 % der Altkunststoffexporte aus Europa in den asiatischen Raum, allen voran China und Hongkong, gingen. Mit ca. 879.600 t entfällt der Löwenanteil dabei auf PE-Abfälle. Deutschland steht mit einem Export von 246.100 t PE-Abfällen an der Spitze. Die Einfuhren an Altkunststoffen, auch aus dem Verpackungssektor, in die europäische Union sind dagegen minimal und betreffen im Wesentlichen Schweden (129.600 t) gefolgt von Deutschland (27.100 t). Die Gesamtimporte lagen 2010 bei ca. 213.700 t, wobei über zwei Drittel der Importe aus Norwegen (136.700 t) und der Schweiz (47.000 t) stammten. Länder außerhalb Europas spielen für die Versorgung der europäischen Recycler nahezu keine Rolle. [179, S. 19]

6.2.4 Kritischer Vergleich der Mengenangaben und Ausblick

Als wesentliche Informationsquelle über die Kunststoffszene innerhalb Europas fungiert der alljährlich erscheinende **Jahresbericht von Plastics Europe**. Dieser basiert im Wesentlichen auf Primärdaten und wird in Abstimmung mit den drei großen Kunststoffverbänden Europas – European Plastics Converters (EuPC), European Plastics Recycler (EuPR) und EPRO (European Association of Plastics Recycling and Recovery

Organisations) – erstellt. Gerade im Bereich der Polymere und im Speziellen bei den Verpackungskunststoffen gibt es je nach Quelle, und anhängig davon ob es sich um Primärdaten oder daraus abgeleitetes Datenmaterial handelt, starke Diskrepanzen. Diese werden zusätzlich noch dadurch verstärkt, dass zwischen Herstellung, Nachfrage und Abfallaufkommen z.T. längere Zeiträume liegen.

Ein Teil der in diesem Kapitel angegebenen Menge an Verpackungsabfällen basiert auch auf den nach Brüssel gemeldeten länderspezifischen Daten, die jedoch mit Vorsicht aufzunehmen sind. Nicht selten kommen bei den Meldungen der einzelnen EU-Mitgliedstaaten unterschiedliche Berechnungsmodelle zum Einsatz, die einen direkten Vergleich erschweren bzw. unmöglich machen.

Als die mit Abstand vertrauenswürdigste Informationsquelle, was den **österreichischen Verpackungskunststoffmarkt auf kommunaler Ebene** betrifft, ist die ARA AG zu nennen. Ausgehend vom aktuellen Leistungsreport 2011 [91] sind bei Kunststoffverpackungsabfällen die im folgenden Absatz genannten Mengen für die stoffliche bzw. thermische Verwertung relevant.

Betrachtet man die Sammelmengen der ARA AG im Bereich der Kunststoffverpackungen (kommunal + gewerblich) im Jahr 2011 (vgl. Tabelle 27) so stellen diese mit Abstand den mengenmäßig größten Anteil dar und sind somit für Österreich als repräsentativ zu betrachten. Getrennt nach der Art der Verwertung (stofflich/thermisch) geht man für das Jahr 2011 von einem **Gesamtaufkommen an Leichtverpackungen** von **182.363 t** (inkl. 37.960 t Packstoffe im Restmüll, 4.701 t gemischte Leichtverpackungen, 1.236 t Materialverbunde) aus. Diese Menge setzt sich wiederum aus 141.637 t kommunalen und 40.726 t gewerblichen Abfällen zusammen. Die **stoffliche Verwertungsquote** liegt bei **über 38 %**. [91, S. 31ff.]

Neben der Verpackungssammlung der ARA AG im Gewerbeabfallbereich gibt es österreichweit, wie in Tabelle 14 aufgelistet, noch andere Systembetreiber, die sich den Markt untereinander aufteilen. Dies hat natürlich Einfluss auf die Gesamtmenge an Verpackungsabfällen, die in Österreich pro Jahr gesammelt und verwertet wird. Da wie bereits erwähnt Biokunststoffverpackungen vorwiegend im Konsumerbereich anfallen und auch in dort etablierten Sammelsystemen entsorgt werden, spielt der gewerbliche Bereich für diese Arbeit eine untergeordnete Rolle. Von der ARA-Sammelmenge an Leichtverpackungen kommen etwas mehr als 20 % (ca. 40.726 t) aus dem Industrie- und Gewerbebereich [91, S. 43].

Vergleicht man die stofflichen bzw. thermischen Verwertungsquoten der unterschiedlichen Jahre und Quellen (eurostat, EPRO) miteinander so ist ein über die letzten Jahre hinweg leichter Anstieg der thermischen Verwertungsquote zu beobachten. Die stoffliche Verwertungsquote schwankt im Bereich von 1/3. Im Jahr 2010 wurden innerhalb der EU 27+2 etwas mehr als 1/3 der Verpackungsabfälle stofflich und knapp 2/3 der Abfälle thermisch verwertet.

Generell ist über die letzten Jahre hinweg mit einem Anstieg des Aufkommens an Kunststoffabfällen zu rechnen. Der Zuwachs wird durchschnittlich mit einem Plus von 2 bis 3 % im Vergleich zum Vorjahr beziffert. Die EPRO rechnet mit einem ähnlichen Anstieg bei den Kunststoffverpackungen, da abgesehen von Ländern mit einer hoch entwickelten Abfallwirtschaft (z.B. wie dies in Österreich und Deutschland der Fall ist) auch zunehmend in anderen EU-Mitgliedstaaten Sammelsysteme und Rücknahmesysteme, z.B. für Getränkeflaschen, sich entweder im Aufbau befinden bzw. technisch bereits umgesetzt, werden. Zudem liefert die EU-weite Einführung der Produktverantwortung einen positiven Beitrag zur Steigerung der Recyclingzahlen [175, S. 31].

6.3 System Abfallwirtschaft Österreich am Beispiel von Kunststoff- und -verpackungsabfällen

In diesem Kapitel wird ausgehend von der Rohstoffbasis und der Herstellung von fossilen sowie biogenen Polymeren das abfallwirtschaftliche System in Österreich mitsamt seinen wesentlichen gesetzlichen Regelungen skizziert. Dabei wird der Fokus vor allem auf das an die jeweilige Nutzungsdauer des Produktes angeschlossene Sammel- und Verwertungs- bzw. Entsorgungssystem gelegt. Abbildung 74 versucht einen Überblick möglicher stofflicher sowie thermischer Verwertungsszenarien für Kunststoffe im Allgemeinen zu geben. Verpackungen werden hier vorerst nicht explizit beleuchtet. Für diese stehen, basierend auf der in Österreich vorherrschenden abfallwirtschaftlichen Infrastruktur, die gegenwärtigen Sammeloptionen (getrennt oder gemeinsam mit anderen Abfallfraktionen) im Vordergrund. Eine vorhandene biologische Abbaubarkeit von bestimmten Biopolymertypen wird hierbei optional betrachtet, so wie auch die Verwertungs- und Entsorgungspfade von nicht-bioabbaubaren Biokunststoffverpackungen skizziert werden. Dabei wird neben der Darstellung von Recyclingkreisläufen der Fokus auf die Betrachtung der Wertschöpfungsstufen gelegt. Anfallende Reststoffe/Abfälle, die das übergeordnete System verlassen sind ebenfalls angeführt.

Der Nutzungsphase nachfolgend existieren, nachdem ein Erzeugnis aus (Bio-)Kunststoff im objektiven bzw. subjektiven Sinn gemäß § 2 AWG 2002 [84] zu Abfall geworden ist, prinzipiell zwei Wege, wobei eine Alternative die kontrollierte Steuerung der Abfallströme (nach Erfassung durch ein Sammelsystem) darstellt, während die andere für den unkontrollierten Eintrag (d.h. „Littering“, vgl. Kapitel 4.3) steht. Neben diesen beiden Möglichkeiten, existiert für **biologisch abbaubare Kunststoffe** noch die weitere Option des **kontrollierten Eintrags in die Umwelt**, die gesondert betrachtet werden muss. Dabei handelt es sich u.a. um Retardprodukte²⁶ oder Kunststoffe für die Anwendung in der Landwirtschaft (Pflanzentöpfe, Böschungsmatten etc.), die ohne entsprechende Entsorgungserfordernisse gemäß dem AWG in die Umwelt eingebracht werden können. Diese Produkte verbleiben ohne

²⁶ Retard (lat. verlangsamt wirkend): Als Retardprodukte werden Erzeugnisse bezeichnet, die ihre Wirkung langsam entfalten und u.a. in der Medizin (z.B. resorbierbare Nähte) Einsatz finden.

negative Auswirkungen auf die Umwelt über einen gewissen Zeitraum in der Biosphäre und werden i.d.R. vollständig zu natürlichen Bestandteilen des Bodens abgebaut.

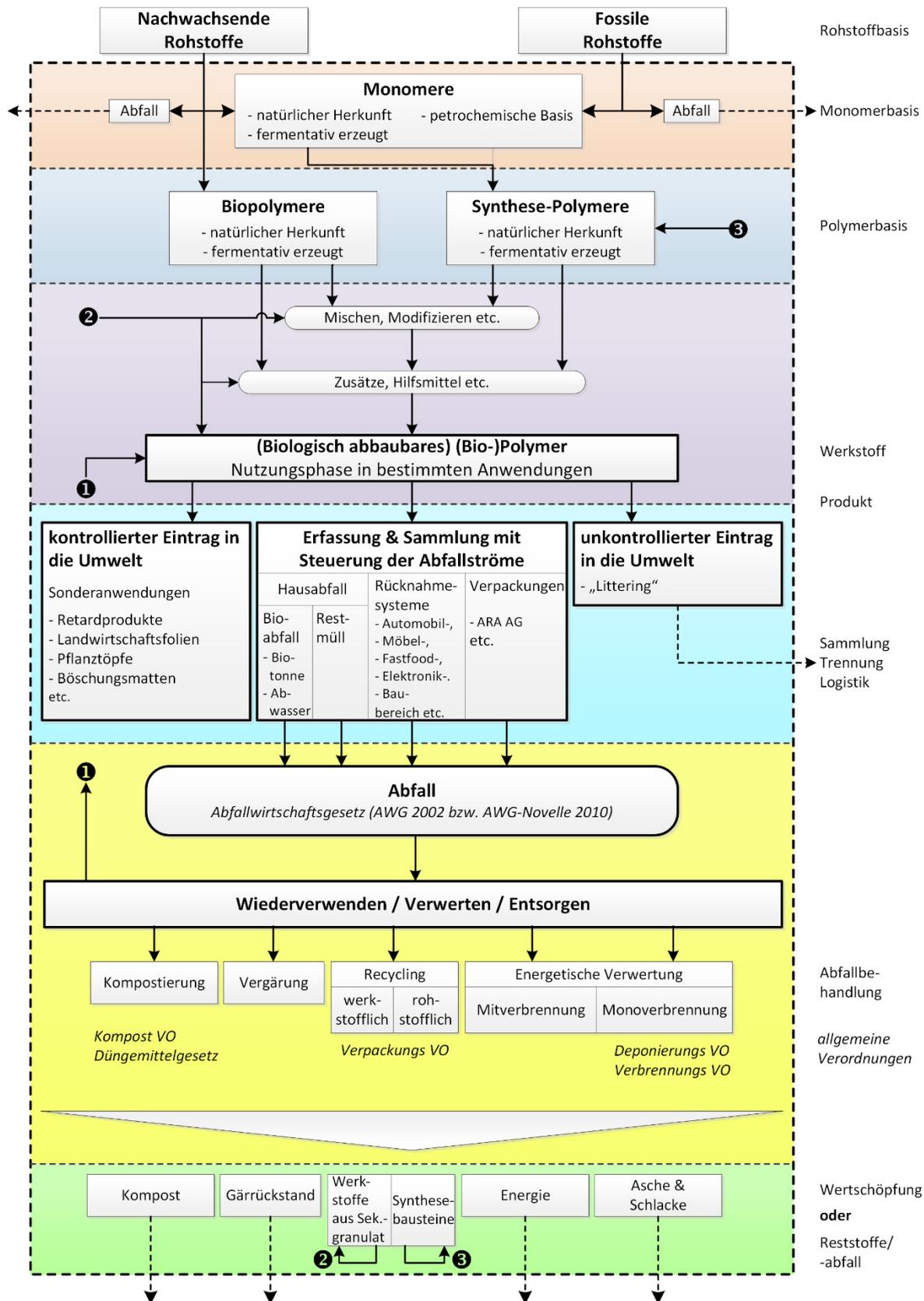


Abbildung 74: Kunststoffverpackungen in Österreich – Betrachtung des Gesamtsystems

Zur besseren Übersicht wurden nicht alle Verbindungen in Abbildung 74 dargestellt. Die Punkte ❶, ❷ und ❸ kennzeichnen den Verlauf.

In Bezug auf die Sammlung und Steuerung der Abfallströme (mittlere der drei Varianten) wird aus Gründen der Übersichtlichkeit nur der haushaltsnahe (kommunale) Kunststoffabfallstrom näher beleuchtet. Dieser Verwertungspfad setzt von Beginn an funktionierende Erfassungs- bzw. Sammelsysteme voraus. Die Sammlung kann dabei über die kommunale Sammelschiene erfolgen. Prinzipiell stehen dafür die **Bioabfall-** (für biologisch abbaubare Polymere), die **Leichtverpackungs (LVP)-** und die **Restmüllsammlung** zur Verfügung. Im Fall der LVP-Sammlung gibt es die Möglichkeit, dass (Bio-)polymere über eigens geschaffene Rücknahmesysteme für eine spätere Behandlung von vorneherein von anderen Packstoffen getrennt erfasst werden. Im Verpackungsbereich hat sich in Österreich, gesetzlich geregelt über die Produzentenverantwortung, ein eigenständiges Sammelsystem für Verpackungsabfälle (Poolssystem) etabliert, wobei das ARA-System den gesamten Bereich der kommunalen Verpackungsabfallsammlung in Österreich abdeckt.

Bei der kontrollierten Sammlung unterliegen die Abfälle automatisch dem Abfallregime und müssen ein dem Stand der Technik und an die jeweilige Kunststoffabfallart angepasstes Verwendungs-, Verwertungs- bzw. Entsorgungsverfahren durchlaufen. Hierbei stehen neben der roh- und werkstofflichen Verwertung sowie der energetischen Nutzung (Mitverbrennung/ Monoverbrennung) verschiedene Verfahren wie z.B. die Kompostierung und Vergärung zur Verfügung. Abhängig von den Randbedingungen und dem gewählten Verfahren ist für die zu Abfall gewordenen (Bio-)polymeren neben dem Wiedereinsatz als Regranulat bzw. der Weiterverwendung als Synthesebaustein auch die Umwandlung zu Kompost, Energie und Sekundärabfällen (wie Gärrückstände, Asche & Schlacke) möglich.

6.4 Biopolymere in der Verpackungsabfallwirtschaft

Im Bereich der Verpackungsmaterialien nehmen Biopolymere, die zur Gänze bzw. anteilmäßig aus nachwachsenden Rohstoffen aufgebaut sind und dazu noch optional biologisch abbaubar sind, eine Sonderstellung ein. Wie bereits mehrfach erwähnt, hält sich bis dato der Einfluss dieser neuen Werkstoffgruppe aufgrund des noch bescheidenen Einsatzes am (Verpackungs-)markt stark in Grenzen. Dabei trägt eine geschätzte Menge von ca. 500 t/a an Biopolymeren (vgl. Kapitel 3.5.2) zu einem sehr geringen Teil (< 1 %) zum Gesamtverpackungsaufkommen in Österreich bei.

Trotz dieser Tatsache werden anschließend in Kapitel 7 Szenarien entwickelt und dargestellt, die auch einen wachsenden Eintrag von Biokunststoffen in abfallwirtschaftliche Verwertungssysteme beinhalten. Anhand von Beispielen sollen dazu die ökologischen und ökonomischen Vor- und Nachteile sowie die existierenden technischen Grenzen aufgezeigt werden.

Wird bei Biopolymeren am Verpackungssektor der Fokus auf die Behandlungs- und Verwertungsoptionen gesetzt, so ergibt sich der in der nachfolgenden Abbildung 75 schematisch dargestellte Überblick. Betrachtet man den kompletten Lebenszyklus über die

einzelnen Stationen, beginnend bei der Rohstoffverarbeitung über die Produktion bis hin zur erwähnten Verwertung bzw. Entsorgung von Biokunststoffen, so wird klar, dass die Darstellung des Systems relativ komplex ausfällt und man bei jeder Betrachtung unabhängig von der Rohstoffbasis (biogen oder fossil) klar zwischen biologisch abbaubaren und persistenten Polymeren unterscheiden muss.

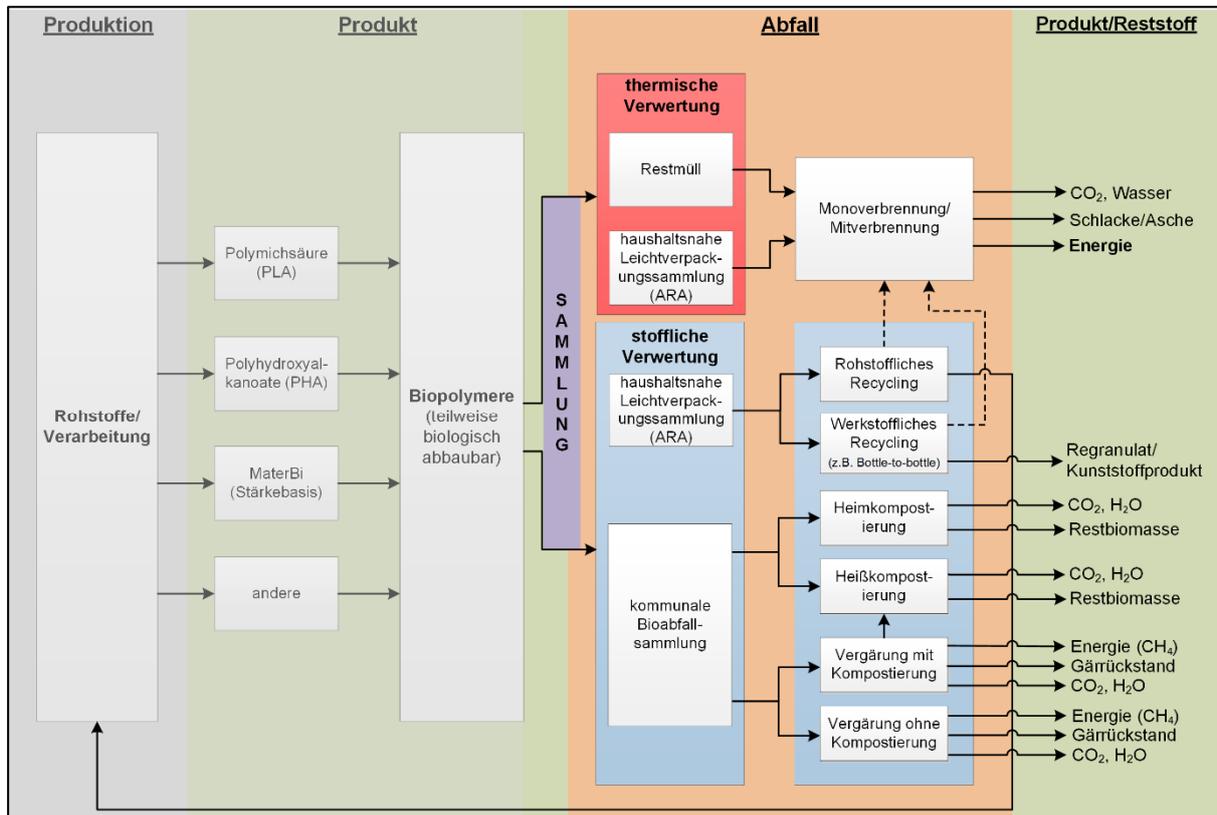


Abbildung 75: Biopolymere im Verwertungssystem der Abfallwirtschaft

Wie bereits aus Abbildung 75 hervorgeht, existieren mehrere Möglichkeiten zur Verwertung/Entsorgung von Biopolymeren, die über verschiedene Sammelsysteme in das abfallwirtschaftliche System eingebracht werden. Im deutschen Bundesland Niedersachsen wurden vom ansässigen Umweltministerium bereits im Jahr 1999 mögliche Verwertungs- und Entsorgungswege für Biopolymere beschrieben (vgl. Abbildung 76).

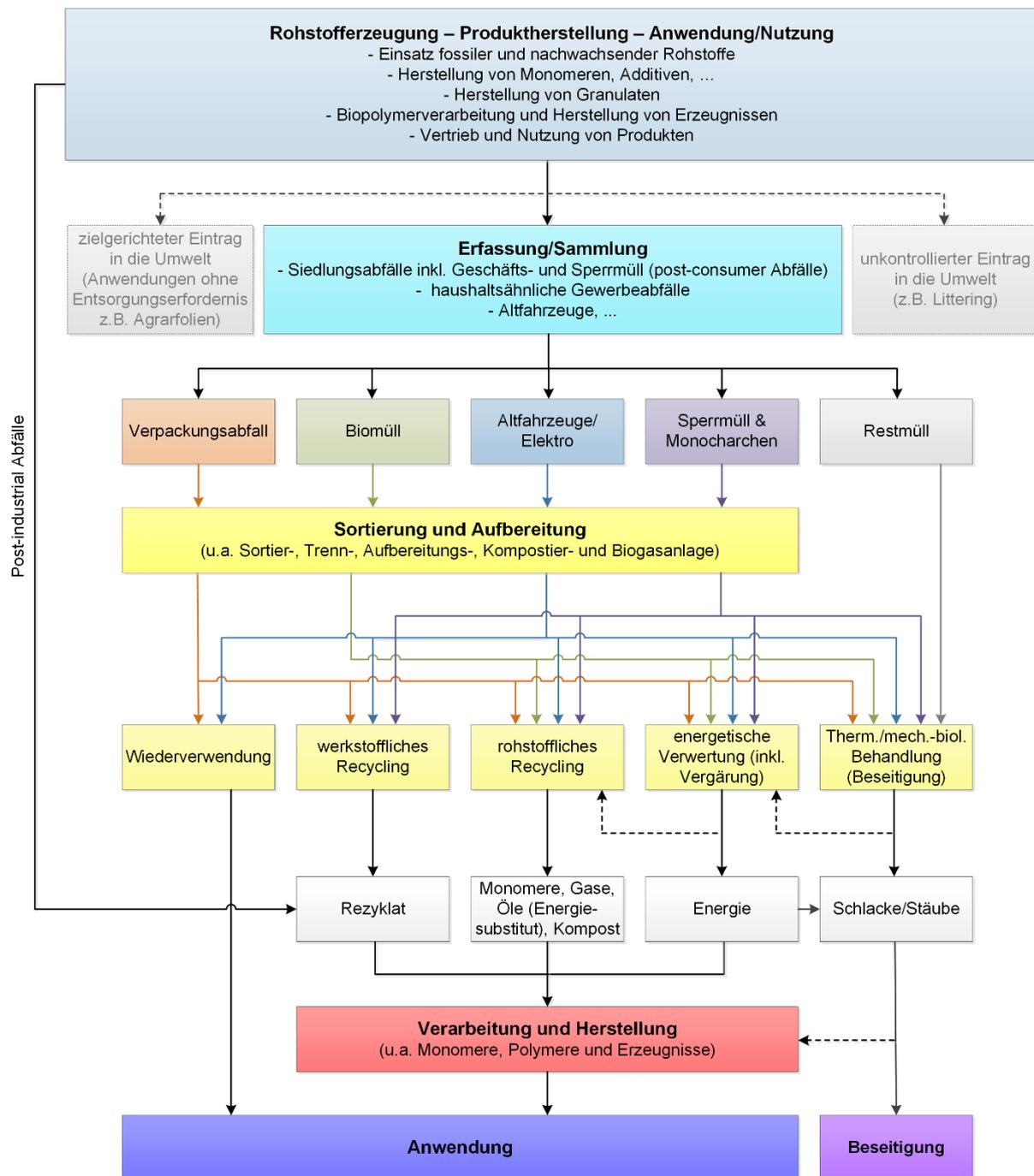


Abbildung 76: Entsorgungs- und Verwertungswege für Biopolymere [1, S. 82, modifiziert]

6.5 Anteil an Kunststoffverpackungen in Abfällen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen

Zur Feststellung von Verpackungsrestmengen in diversen Abfallfraktionen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen dienen Sortieranalysen. Die Ergebnisse daraus werden u.a. auch dazu verwendet (wie in Kapitel 4.1.2 ausführlich beschrieben) die Einhaltung der Gesamtverwertungsziele für ausgewählte Packstoffe (vgl. Tabelle 13) zu überprüfen. Im Nachfolgenden wird der Fokus auf die Systemfraktionen „Restmüll“ und „Leichtverpackungen“ gelegt.

6.5.1 Restmüll

Im Jahr 2010 wurden 77 % des in Österreich anfallenden Restmülls in Abfallmonoverbrennungsanlagen (MVA) im Inland verbrannt, 20 % wurden in mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen (MBA) behandelt. Ein geringer Rest von ca. 3 % wurde zur Behandlung in MVAs ins Ausland exportiert. [180, S. 25] Diese Aufteilung basiert auf Mengenmeldungen von Gemeinden und Gemeindeverbänden bzw. Statistiken von Ämtern der Landesregierungen und Datensätzen aus dem EDM-Portal des Lebensministeriums²⁷. Im BAWP 2011 wird, basierend auf einer Restmüllmenge von 1.402.100 t aus dem Jahr 2009, der MVA-Anteil mit ca. 70,5 % angegeben, der MBA-Anteil mit ca. 24,4 % ausgewiesen, wobei ca. 5,1 % des Restmüllaufkommens einer stofflichen Verwertung zugeführt werden. [107, S. 44f.]

Die in den Restmüllmengen enthaltenen rund 259.000 t an Kunststoffverpackungen hinterlassen nach der thermischen Behandlung in MVAs keine festen Rückstände, die als Restmengen im Sinne der Verpackungsverordnung anzusehen sind. Auch im Falle der mechanisch-biologischen Behandlung gelangen die im Restmüll enthaltenen Kunststoffverpackungen aus dem Siebüberlauf (heizwertreiche Fraktion) i.d.R. in die thermische Fraktion. [180, S. 27]

6.5.2 (Kunststoff-)Leichtverpackungen – Gelbe Tonne/Gelber Sack

Laut BAWP 2011 wurden im Jahr 2009 rund 148.100 t Leichtverpackungen, vorwiegend Kunststoffe, in Haushalten und ähnlichen Einrichtungen (ohne sortierte Abfälle aus MBA- und Splittinganlagen) gesammelt. Dies entsprach einem pro Kopf-Aufkommen von ca. 18 kg/Einwohner. [107, S. 48] Aktuelle Zahlen zum bundesweiten Leichtverpackungsaufkommen aus dem Jahr 2011 sind noch nicht verfügbar. Die ARA AG hat mit ihrer flächendeckenden Sammlung vorwiegend im kommunalen Bereich den größten Anteil an der Gesamtmenge. Bei der Sammlung im Haushaltbereich wird zwischen zwei Modellen unterschieden [91, S. 41] und zwar:

- Gemeinsame Erfassung von Verpackungen aus Kunststoffen und Materialverbunden sowie Holz-, Textil-, Keramikverpackungen bzw. Verpackungen auf biologischer Basis (ca. 60 % des Bundesgebiets),
- Flaschenmonosammlung, ggf. in Kombination mit Metallverpackungen (Wien, Niederösterreich, Salzburg, Kärnten).

Im Jahr 2011 setzte sich die zur stofflichen Verwertung bestimmte Kunststoffverpackungsmenge, so wie in Abbildung 77 dargestellt, zusammen. Die Gesamtmenge von 75.750 t

²⁷ Elektronisches Datenmanagement (EDM) online unter https://secure.umweltbundesamt.at/edm_portal/home.do

weicht von den Angaben aus dem ARA-Leistungsreport 2011 (75.949 t²⁸) [91, S. 43] leicht ab. Das Mengenverhältnis bleibt aber im Wesentlichen bestehen.

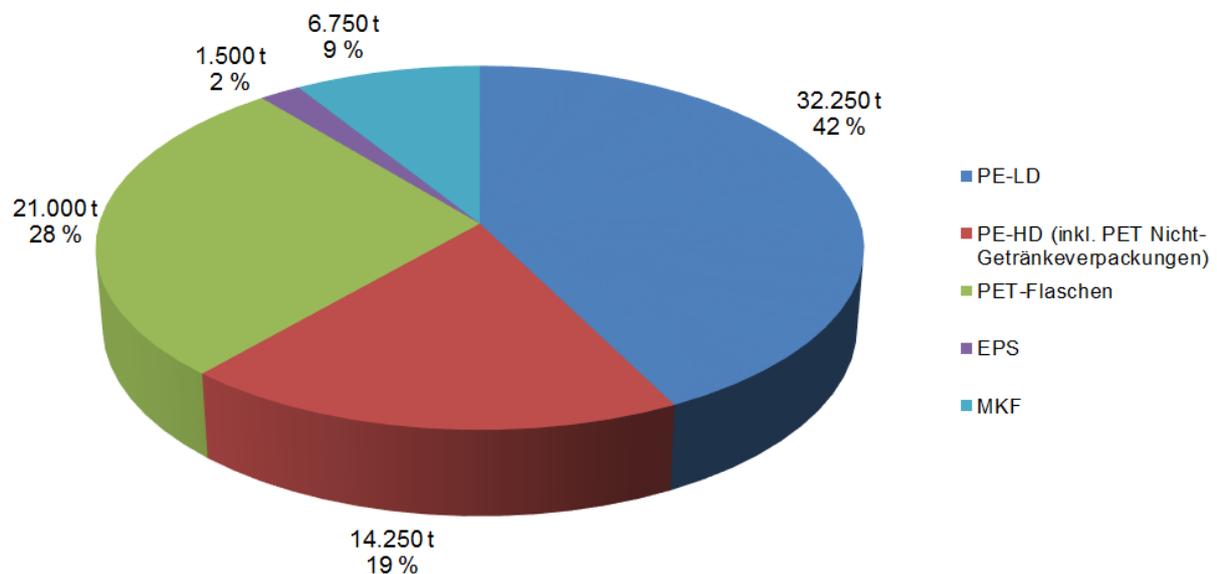


Abbildung 77: Zusammensetzung LVP-Kunststoffe zur stofflichen Verwertung (Bezugsjahr 2011, Angaben gerundet) [89, S. 31]

Von den insgesamt ca. 76.000 t an Kunststoffverpackungen, die im Jahr 2011 gesammelt und stofflich verwertet wurden, entfallen rd. 42 % auf PE-LD-Materialien. PET-Flaschen stellen mit rd. 28 % die zweithäufigste Fraktion dar. Der Anteil der biogenen Packstoffe, zu denen neben Korkmaterialien auch Verpackungen aus Biopolymeren gehören, geht mit einem Anteil von < 1 % nicht aus Abbildung 77 hervor.

Die stoffliche Gesamtzusammensetzung der ARA-Leichtverpackungsfraction (Gelbe Tonne/Gelber Sack inkl. Holz-, Textil-, Keramikverpackungen und sonstige Leichtverpackungen) aus dem Jahr 2011, die für die stoffliche und thermische Verwertung bestimmt ist, geht aus Tabelle 35 hervor. Dabei gilt zu beachten, dass es sich um Brutto-Sammelmengen (inputseitig) handelt, die sowohl aus privaten Haushalten und dem Gewerbe stammen. Insgesamt wurden laut ARA im Jahr 2011 ca. 182.360 t bzw. im Jahr 2010 ca. 178.340 t an Leichtverpackungen aus Haushalten und Gewerbe einer stofflichen bzw. thermischen Verwertung zugeführt.

²⁸ 70.012 t Kunststoffverpackungen + 4.701 t gemischte Leichtverpackungen (MKF) + 1.236 t über Papiersammlung miterfasste Materialverbunde.

Tabelle 35: Stoffliche Zusammensetzung der Summe an Leichtverpackungen aus Haushalten und Gewerbe in Österreich 2011 (gerundet) [181]

LVP-Fraktion	[t]	[%]
PE-LD-Folien	91.200	50
PE-HD Hohlkörper	9.100	5
PET	36.500	20
PS/PP	4.600	2,5
EPS	4.600	2,5
Sonstige Leichtverpackungen	36.500	20
Leichtverpackung (Sammelmenge) gesamt	182.400¹	100

¹ Summe gerundet.

Die Praxis zeigt, dass der Fehlwurfanteil bundesweit ca. 20 % [91, S. 42] beträgt und im Vergleich zu anderen Ländern bzw. dort etablierten Systemen zur Leichtverpackungssammlung durchaus akzeptabel ist.

Im Gegensatz zu Verpackungen im Restmüll ist der Verschmutzungsgrad bzw. die Materialfeuchte (bedingt durch Restinhalte) von Packstoffen, die getrennt in der Gelben Tonne bzw. im Gelben Sack gesammelt werden, wesentlich niedriger.

6.6 Wandel am Verpackungsmarkt – Einflussfaktoren und Herausforderungen bei der Etablierung von Biokunststoffen

Bei Verpackungen, und hier im Zusammenhang mit einer technisch umsetzbaren, ökonomisch vertretbaren und ökologisch sinnvollen Verwertungslösung, gilt es zu beachten, dass Materialien aus Kunststoff meist der Ruf voraussetzt, für das globale Anwachsen der Müllberge auf den Deponien verantwortlich zu sein. Dass ein gewisser Teil der Kunststoffverpackungen in Ländern mit einer weniger ausgeprägten Umweltgesetzgebung unbehandelt auf z.T. wilden und nicht dem Stand der Technik entsprechenden Deponien landen, ist bekannt. Auf der anderen Seite wäre die radikale Verbannung der Kunststoffmaterialien aus gewissen Bereichen des Alltages sicherlich der falsche Weg. Man bedenke nur die Schutzfunktion von Kunststoffen im Zusammenhang mit Lebensmitteln. Verpackungsabfälle, besitzen ein enormes Potenzial an Rohstoffen, das durch geeignete Sammel-, Sortier- und Recyclingprozesse erschlossen werden kann. Wenn wir schon dabei sind den ökologischen Fußabdruck zu reduzieren, dann müssen wir zwangsläufig nach Alternativen im Bereich der Packstoffe Ausschau halten. Biokunststoffe, die zum überwiegenden Teil aus nachwachsenden Ressourcen hergestellt werden, gelten als ökologisch nachhaltig. Die Substitution von petrobasierten Massenkunststoffen durch Biokunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen, die bereits seit Jahren ein Nischendasein fristen, bewirkt eine Veränderung des Verpackungsmarkts. Mit den Grundsätzen bzw. Schlagwörtern: Reduce (reduzieren), Reuse (wiederverwenden) und Recycle (stofflich verwerten) alleine werden wir sicherlich nicht das Auslangen finden. Die Suche nach neuen,

nachhaltigen Rohstoff- und Energiequellen, die Abkehr von der Deponierung sowie die Verringerung der Abhängigkeit von endlichen fossilen Ressourcen wie Erdöl sind ganz zentrale Themen, denen zukünftig begegnet werden muss. Umgelegt auf Verpackungen bedeutet dies die effektive Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen, die Etablierung einer auf das jeweilige Marktgeschehen und den örtlichen Gegebenheiten abgestimmten Sammelinfrastruktur sowie den forcierten Einsatz geeigneter Recyclingtechnologien und -verfahren.

Biokunststoffe etablieren sich zunehmend auf den internationalen Märkten und werden zukünftig die Abfallwirtschaft vor neue Herausforderungen stellen. Fragen, die die Erfassung und Verwertung bzw. Entsorgung dieser Werkstoffgruppe betreffen, müssen sich bereits heute gestellt werden um in Zukunft auf das erhöhte Mengenaufkommen zielorientiert reagieren zu können. Es geht vor allem darum, effiziente, auf die Materialbeschaffenheit zugeschnittene, sozial und ökologisch verträgliche sowie ökonomisch sinnvolle Lösungsansätze im Zusammenhang mit der Einführung, Sammlung, Verwertung bzw. Entsorgung von Biokunststoffverpackungen zu finden bzw. die Entwicklung in diesem Bereich voranzutreiben. Es reicht mit Sicherheit nicht aus, neue Materialien in den Markt einzuführen, ohne sich Gedanken über die Sammlung, Verwertung und Entsorgung zu machen. Nach Meinung von Experten und Marktbeobachtern werden Biokunststoffe mittel- bis langfristig herkömmliche, petrobasierte Kunststoffe sicherlich nicht zu Gänze verdrängen können. Neben zahlreichen anderen Sektoren, wobei es hierbei primär um die Substitution fossiler Rohstoffe durch nachwachsende Ressourcen geht (vgl. Drop-In-Lösungen), profitiert auch die Verpackungswirtschaft von den Eigenschaften dieser neuen Werkstoffspezies. Wie bereits erwähnt, werden die seit langem erfolgreich u.a. im Lebensmittelverpackungsbereich etablierten Massenkunststoffe (PP, PE, PS, PET etc.), sicherlich nicht kurzfristig vom Markt verschwinden. Vielmehr wird mit der Einführung von Biokunststoffen in gewissen Anwendungsbereichen eine Nische geschaffen. In vielen Fällen ist mit der Materialwahl ein konkreter Zusatznutzen verbunden. Dies kann neben der Bioabbaubarkeit (unter bestimmten Voraussetzungen) auch die verbesserte Sauerstoffdurchlässigkeit zur Verlängerung der Haltbarkeit von Lebensmitteln sein.

Biokunststoffe haben ihre Einsatzfähigkeit und technische Reife in vielen Anwendungsgebieten und für eine größere Anzahl von Applikationen bereits bewiesen. Die Zukunftsaussichten, was die am Markt verfügbaren und auch tatsächlich eingesetzten Mengen betrifft, gelten aus heutiger Sicht als vielversprechend, obwohl noch einige Herausforderungen zu meistern sind. Die Entwicklungsdynamik hängt gemäß einer Broschüre des BMLFUW im Wesentlichen von folgenden Einflussfaktoren ab [45, S. 10]:

- Etablierung von Netzwerken zwischen den sehr umfangreichen Akteurskonstellationen;
- Steigerung der Produktionskapazitäten, um bestehende Skaleneffekte und folglich die hohe Preisschere zwischen konventionellen und Biokunststoffen zu mindern;
- Anpassung der rechtlichen Rahmenbedingungen (v.a. Verpackungsverordnung);
- Umsetzung einer eindeutigen und einheitlichen Kennzeichnung von Biokunststoffen;

- Forcierung von Technologien, die einen möglichst geschlossenen Stoffkreislauf zulassen;
- Ökologische Problembereiche in der Rohstoffbereitstellung:
 - Flächenkonkurrenz mit Nahrungsmittelproduktion,
 - Einsatz genmodifizierter Kulturpflanzen.

Die **Vorteile** für den zukünftigen verstärkten Einsatz von Biopolymeren im Verpackungsbereich lassen sich im Wesentlichen aus den folgenden Punkten ableiten [1, S. 32]:

- In der Zeit von knapper werdenden Ressourcen rücken Produkte und Verpackungen, die auf Basis nachwachsender Rohstoffquellen hergestellt werden können, verstärkt in den Fokus.
- Der höhere Aufwand und die oftmals damit verbunden Umweltauswirkungen konventioneller und neuartiger Erdölförderungstechniken (z.B. aus Gasschiefer bzw. Ölsanden) ist mit zusätzlichen Investitionen verbunden und sollen langfristig dazu beitragen, alternative Synthesewege mit biobasierten Inputstoffen zu fördern.

Damit Biokunststoffe am Verpackungssektor reüssieren können, müssen sie abseits der abfallwirtschaftlichen Sichtweise, auch eine Reihe anderer Kriterien, die ebenso an petrobasierte Polymere gestellt werden, erfüllen:

- Das Material muss **preislich** mit herkömmlichen Kunststoffen **konkurrieren** können. Dies kann so weit gehen, dass mittel- bis langfristig für einen großflächigen Einsatz das Preisniveau von erdölbasierten Polymeren (steigender Rohölpreis) zu unterbieten ist.
- Die hergestellten Verpackungen müssen zumindest **vergleichbare bzw. bessere Eigenschaften** besitzen, wie derzeit etablierte (fossile) Verpackungsmaterialien.
- Die Herstellung und Verarbeitung soll zukünftig durch **konventionelle Techniken auf bestehenden Anlagen** durch einen in Grenzen gehaltenen Adaptionaufwand erfolgen.
- Die für den Einsatz im Lebensmittelverpackungsbereich vorgesehenen Materialien und Mischungen (Blends) sowie die notwendigen Beimengungen (Additive) müssen eine Zulassung für den Lebensmittelbereich besitzen und nach derzeitigem Kenntnisstand absolut unbedenklich sein. Gerade der Lebensmittelbereich in der EU ist zum Schutz der Konsumenten äußerst streng reglementiert. Obwohl Biokunststoffe ganz oder teilweise aus nachwachsenden Rohstoffen aufgebaut sind, besitzen sie nicht automatisch eine **Lebensmittelzulassung**. Wechselwirkungen zwischen der Verpackung und dem Lebensmittel sind somit nicht auszuschließen. Das Testprozedere zur Migration, d.h. der Ausschluss des Übergehens bestimmter Stoffe unter definierten Bedingungen aus der Verpackung in das Produkt, wird mit Nahrungsmittel-Simulantien durchgeführt und ist dementsprechend aufwändig und zeitintensiv.

Betrachtet man den technologischen Entwicklungsstand von Biopolymeren im Vergleich zu konventionellen, seit langem, u.a. im Verpackungsbereich, etablierten Kunststoffen, so ist bei Biokunststoffen ein deutlich höheres technisches aber auch ökologisches Optimierungs-

potenzial auszuloten. Dies betrifft neben der technischen Aufbereitung auch den landwirtschaftlichen Anbau von Rohstoffpflanzen. Die derzeit noch niedrigen Produktionskapazitäten von Biokunststoffen und die damit verbundene geringe Anzahl von Anlagen weltweit tragen dazu bei, dass bisher nur eine bescheidene Anzahl an belastbaren Daten im Zusammenhang mit Werkstoffen auf nachwachsender Rohstoffbasis vorliegt. Dieser Umstand führt u.a. zu einer großen Unsicherheit im Hinblick auf die tatsächlichen Umweltwirkungen von Biokunststoffen und lässt in weiterer Folge den Schluss zu, dass es bisher auch keine wirklichen Anlässe bzw. markgetriebene Motivationen zur Optimierung von bestehenden Prozessketten im biotechnologischen Bereich gibt. [1, S. 32]

6.7 Substitutionspotenzial von Biokunststoffen

Steigende Verfügbarkeiten von Biopolymeren haben gerade in den letzten Jahren dazu geführt, dass konventionelle Kunststoffe in Teilbereichen substituierbar werden. Die Verpackungswirtschaft, hier vor allem das Teilsegment der Serviceverpackungen aber auch Folien- und Flaschenmaterialien für den Einsatz im Lebensmittelbereich, zählen neben dem Baubereich (Wärmedämmung), dem Automotivsektor sowie weiteren Anwendungen in der Landwirtschaft zu den Haupteinsatzgebieten von Biokunststoffen. Geht man auf den zuletzt genannten Sektor, die Landwirtschaft näher ein, so handelt es sich hierbei vor allem um Agrarfolien bzw. Blumentöpfe, die durch biologisch abbaubare Kunststoffe ersetzt werden können.

Nach einer Studie der denkstatt GmbH [56] über den Energieverbrauch von (Bio-) kunststoffen entlang des gesamten Produktlebenszyklus inklusive der damit verbundenen Treibhausgasemissionen innerhalb von Europa trägt der Biopolymereinsatz am Verpackungssektor zur Einsparung von rd. 180 Mio. t CO₂-Äquivalente pro Jahr bei. Dies entspricht bei der Verwendung des Energieträgers Heizöl extra leicht einer eingesparten Energiemenge von ca. 37 Mio. GJ pro Jahr.

Betrachtet man den österreichischen Kunststoffsektor mit einem Marktvolumen von ca. 1 Mio. t/a (vgl. Tabelle 6) näher und bezieht man Schätzungen aus einer Studie der denkstatt GmbH über Klimaschutzpotenziale beim forcierten Einsatz von biogenen und konventionellen Kunststoffen [51, S. 61ff.] mit ein, so ergeben sich, unterteilt in einzelne Anwendungsbereiche, die Folgenden, in Tabelle 36 zusammengefassten, Substitutionspotenziale. Die Mengen- bzw. Prozentangaben in den folgenden Tabellen sind aus Gründen der Lesbarkeit auf 100 t gerundet. Für Berechnungen werden die in der entsprechenden Literatur angegebenen Originalwerte (meist auf Schätzungen basierend) herangezogen. Details zu den Berechnungen befinden sich in Tabelle I bis Tabelle V im Anhang D.

Tabelle 36: Markt für Kunststoffe in Österreich – Abschätzung des Substitutionspotenzials von Biokunststoffen im Jahr 2007 [51, S. 64, modifiziert]¹

Anwendungsbereich	Marktanteil [%]	Marktmenge [t]	Substitutionspotenzial [%]	Substitutionspotenzial gerundet [t]
Verpackungen	26,9	269.000	46,8	125.900
Bauwirtschaft und Konstruktion	25,0	249.800	15,4	38.500
Automobilbereich	7,3	72.700	20,7	15.000
Elektro- & Elektronikindustrie	8,5	84.600	21,1	17.900
Haushaltsbereich	5,4	54.000	27,0	14.600
Möbel	4,3	43.200	18,5	8.000
Landwirtschaft	2,7	27.000	49,4	13.300
Medizinischer Bereich	1,8	18.400	23,6	4.300
Schuhwerk	1,2	12.100	15,6	1.900
Sonstige Anwendungen	16,9	169.300	35,0	59.300
Gesamtkunststoffmarkt in Österreich	100	1.000.000¹	27,3²	273.100¹

¹ Rundungsfehler können sich beim Aufsummieren der gerundeten Teilergebnisse ergeben.

² Mittelwert (für n = 10).

Danach könnte ein knappes Drittel aller Kunststoffe am österreichischen Markt durch Biokunststoffe ersetzt werden. Dementsprechend wird auch vom Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung (vgl. Zitat aus [29, S. 165]) das technische Substitutionspotenzial mit ca. 30 %, ausgehend von der gesamteuropäischen Kunststoffproduktion (2006: 15,9 Mio. t), angegeben. Wird das Substitutionspotenzial bei Kunststoffverpackungen aus Tabelle 36, das sich auf ca. 47 % beläuft, auf den gegenwärtigen, in Kapitel 3.5.1 beschriebenen, Verpackungsanteil von 27,5 % in Österreich hochgerechnet, so bestätigt sich der Rechenwert des angegebenen Substitutionspotenzials (vgl. 128.700 t zu 125.900 t (Tabelle 36)).

Wird die Annahme getroffen, dass Verpackungsmaterialien aus Biokunststoffe wie PLA, TPS/Stärkeblends und PHA/PHB mit einem z.T. hohen Anteil (> 75 %) an nachwachsenden Rohstoffen in den kommenden Jahren verstärkt auf den Markt drängen, so erscheint das in Tabelle 36 abgeschätzte Substitutionspotenzial durchwegs plausibel. Geht der Trend weiter, so könnten laut denkstatt-Studie in den kommenden Jahren bis knapp die Hälfte aller am Verpackungssektor zum Einsatz kommenden Kunststoffe durch Biopolymere ersetzt werden. Dementsprechend wird auch in der Studie von einem hohen Substitutionspotenzial ausgegangen [51, S. 64] und zwar (Zitat):

„Die Annahme, dass diese neuen Biokunststoffe konventionelle Kunststoffe in einigen Bereichen beinahe komplett, in anderen nur teilweise ersetzen werden, ist durchaus realistisch ...“

Wichtig ist im Zusammenhang mit dem Substitutionspotenzial diverser Biokunststoffe zu beachten, dass es beim Ersetzen von konventionellen Kunststoffen zu keine Einbußen in der Funktion kommt. Betrachtet man den Verpackungsbereich näher, so können die zuvor erwähnten Biopolymere PLA, TPS sowie PHA/PHB konventionelle Massenkunststoffe in einem gewissen, in Tabelle 37 dargestellten Ausmaß, substituieren. Das Biopolymer PLA hat, weil kommerziell bereits verfügbar, mit Abstand das größte Potenzial und ist, darüber hinaus auch sehr vielfältig einsetzbar [51, S. 65]. Sieht man von den derzeit am Markt befindlichen PLA-Blends mit unterschiedlichen Mischungsverhältnissen ab, beläuft sich der nachwachsende Rohstoffanteil in „reinen PLA-Kunststoffen“ gemäß Tabelle 4 auf mind. 90 % der Materialmasse. Ähnlich hoch liegt der erneuerbare Anteil bei PHA. Bei TPS beträgt er zwischen 70 bis 80 % (vgl. Tabelle 4). In die vierten Spalte der u.a. Tabelle wird nach eigener Einschätzung anhand eines ★-Ranking die Eintrittswahrscheinlichkeit in Bezug auf das in der zweiten Spalte angegebene Substitutionspotenzial eingeschätzt. Dabei wird wie folgt vorgegangen:

★★★★ ... trifft nach eigener Einschätzung zu Gänze oder mit > 80 %-tiger Wahrscheinlichkeit zu;

★★★ ... trifft nach eigener Einschätzung mit < 80 %-tiger Wahrscheinlichkeit zu;

★★ ... trifft nach eigener Einschätzung mit < 50 %-tiger Wahrscheinlichkeit zu;

★ ... trifft nach eigener Einschätzung mit < 20 %-tiger Wahrscheinlichkeit zu.

Die subjektive Einschätzung beruht im Wesentlichen auf dem Vergleich des derzeitigen Ist-Zustand am Biokunststoffmarkt und der in den letzten Jahren prognostizierten Entwicklung. Es wird von einer eher optimistischen Schätzung ausgegangen.

Tabelle 37: Substitutionspotenziale (gerundet) von Biokunststoffen im Verpackungssektor

Verpackungsart	Substitutionspotenzial [%] ¹	Substitutionspotenzial [t]	Plausibilität / eigene Einschätzung	
Kleinverpackungen	50	10.200	★★	25 %
Getränkeflaschen (PET)	30	13.000	★★ ³	15 %
Sonstige Flaschen	20	3.300	★★★★	20 %
Sonstige starre Verpackungen	40	33.800	★★	20 %
Schrumpf- und Stretchfolien	40	11.500	★★★	30 %
Tragetaschen	90	7.900	★★★★	80 %
Sonstige (flexible) Verpackungen	70	52.200	★★★	40 %
Mittelwert/Summe	49²	131.900	★★★/★★	30 %²

¹ Abschätzung der Substitutionspotenziale übernommen aus [51, S. 66].

² Gerundeter Mittelwert (n = 7).

³ In diesem Zusammenhang ist in erster Linie die Substitution von PET-Flaschen durch z.B. PLA-Flaschen gemeint. PET-Flaschen, die ganz bzw. teilweise aus nachwachsenden Rohstoffen produziert werden (vgl. PlantBottle), sind davon ausgenommen.

Tragetaschen, sonstige flexible Verpackungen sowie Kleinverpackungen haben mit einem jeweiligen Substitutionspotenzial von $\geq 50\%$ das größte Substitutionspotenzial. Alternativen zu Getränkeflaschen aus PET bzw. anderen Materialien (wie PP) stellen u.a. PLA-Flaschen dar, die jedoch aufgrund der Gasdurchlässigkeit des Materials nicht für die Abfüllung kohlenensäurehaltiger Getränke geeignet sind (vgl. Kapitel 3.4.2.3), wodurch ein Substitutionsfaktor zwischen 30 bzw. 20 % gerechtfertigt erscheint.

Bildet man den durchschnittlichen Substitutionsgrad über alle Verpackungsfraktionen, so beläuft sich das Substitutionspotenzial nach [51, S. 66] auf rund 50 %. In Anbetracht der tatsächlichen Entwicklung des Biokunststoffmarkts über die letzten Jahre erscheint dieser Wert zu hoch gegriffen. Nach eigener Einschätzung kann von einem Gesamtsubstitutionspotenzial innerhalb der kommenden fünf Jahre von bis zu 30 % (optimistische Schätzung) ausgegangen werden.

In Tabelle 38 werden, ausgehend von [51], die Substitutionspotenziale der einzelnen Verpackungsarten auf die derzeit am häufigsten am Markt vertretenen Biokunststoffe PLA, TPS und PHA/PHB übertragen. Die daraus resultierenden Angaben basieren im Wesentlichen auf Schätzungen und sind demnach noch mit größeren Unsicherheiten verbunden. Aus diesem Grund wird hier bewusst auf eine eigene Abschätzung verzichtet. In Abbildung 81 sind die Angaben aus Tabelle 38 grafisch dargestellt.

Tabelle 38: Substitutionspotenzial und -mengen (gerundet) im Verpackungssektor je nach Biokunststofftyp

Verpackungsart	PLA ¹ [%]	TPS ¹ [%]	PHA/PHB ¹ [%]	Andere ¹ [%]	PLA [t]	TPS [t]	PHA/PHB [t]	Andere [t]
Kleinverpackungen	50	25	25	0	5.100	2.600	2.600	0
Getränkeflaschen (PET)	75	0	25	0	9.700	0	3.300	0
Sonstige Flaschen	75	0	25	0	2.400	0	810	0
Sonstige starre Verpackungen	50	10	15	25	16.900	3.400	5.100	8.500
Schrumpf- und Stretchfolien	40	10	30	20	4.600	1.200	3.500	2.300
Tragetaschen	20	80	0	0	1.600	6.300	0	0
Sonstige (flexible) Verpackungen	30	60	10	0	15.700	31.300	5.200	0
Mittelwert/Summe	49²	26²	19²	6²	56.100	44.700	20.400	10.800

¹ Abschätzung der Substitutionspotenziale übernommen aus [51, S. 66].

² Gerundeter Mittelwert.

6.8 Grafische Darstellungen

6.8.1 Kunststoffströme in Österreich

Im Anschluss erfolgt eine zusammenfassende grafische Darstellung des österreichischen Verpackungskunststoffmarkts. Dabei werden Ergebnisse aus Kapitel 3.5 (Tabelle 7, Tabelle 8, Tabelle 9, Tabelle 10, Tabelle 11), Kapitel 6.2 (Tabelle 28 und Tabelle 30) sowie Kapitel 6.5 (Tabelle 35) übersichtlich in Abbildung VI (DIN A3 Grafik) im Anhang A dargestellt. Anhand der nachfolgenden STAN-Grafik (vgl. Abbildung 78) werden die Kunststoffströme mengenproportional dargestellt. Als Hauptquelle zur Erstellung der nachfolgenden Abbildungen diente [51]. Die Mengenangaben (alle in Tonnen [t]) wurden auf den aktuellen Stand gebracht.

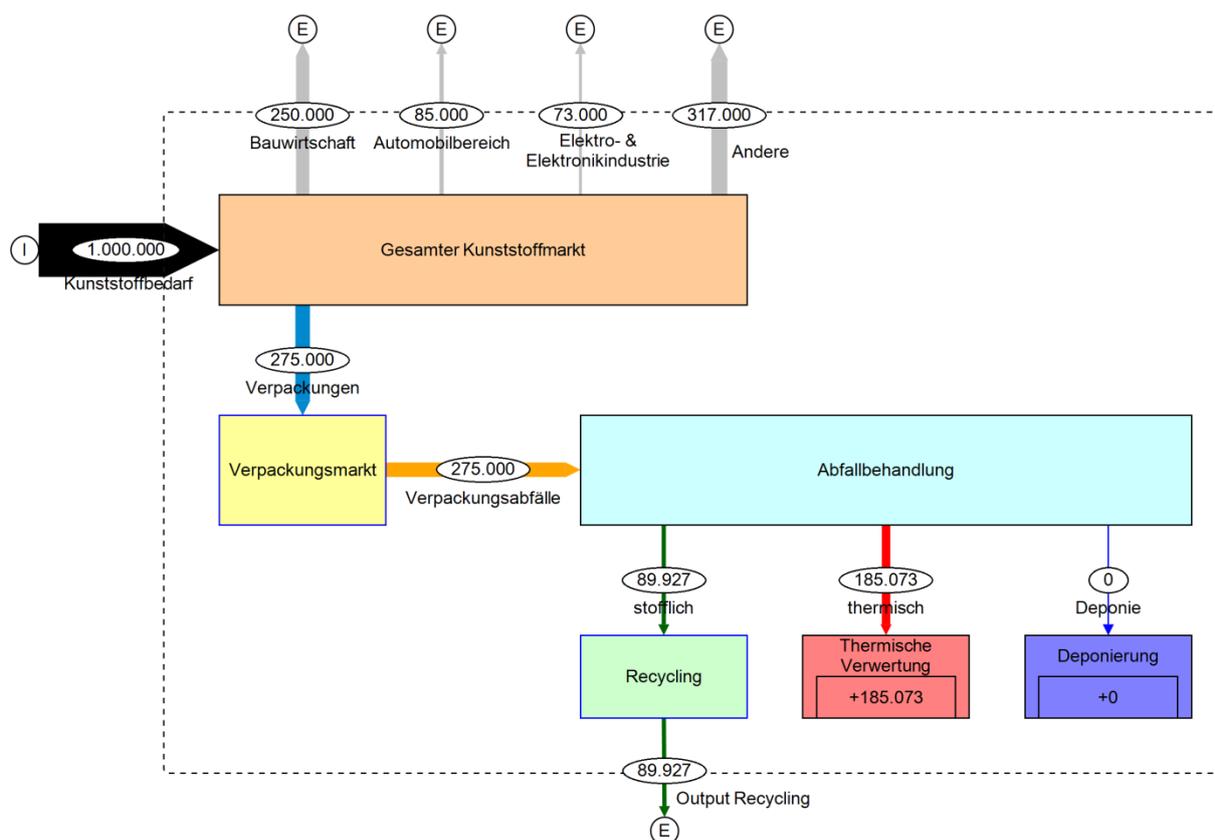


Abbildung 78: Kunststoffströme in Österreich mit dem Fokus auf dem Verpackungsmarkt 2011

6.8.2 Kunststoffverpackungsströme in Österreich

Ausgehend von der stoffflussbezogenen, zusammenfassenden Darstellung des aktuellen Marktgeschehens im Bereich der Kunststoffverpackungsabfälle in Österreich (vgl. Abbildung 79) wird der Recyclingmarkt für Kunststoffabfälle aus dem Verpackungsbereich in Abbildung 80 dargestellt. Anschließend erfolgt, ausgehend von der im Kapitel 6.7 angeführten Studie der denkstatt GmbH [51], in Abbildung 81 die Entwicklung von Szenarien und Darstellung mit STAN, die die Substitution von Biokunststoffen zum Thema haben.

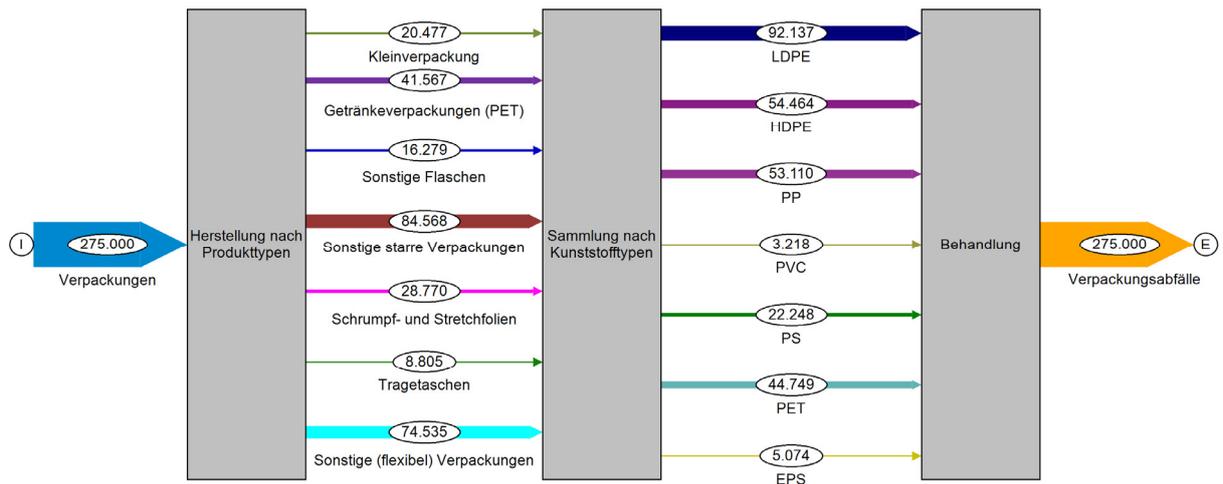


Abbildung 79: Zusammensetzung des Verpackungsmarkts 2011

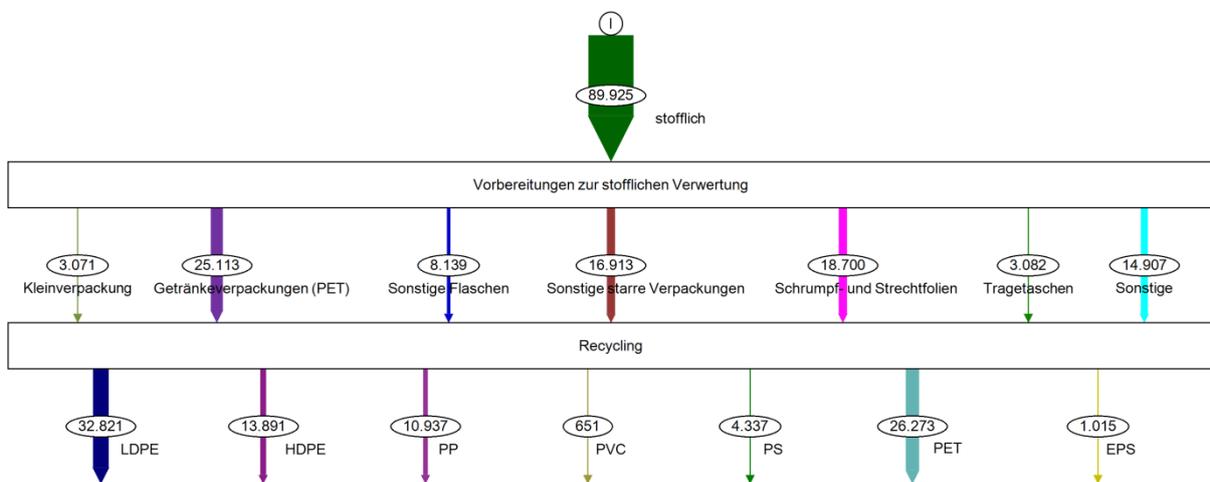
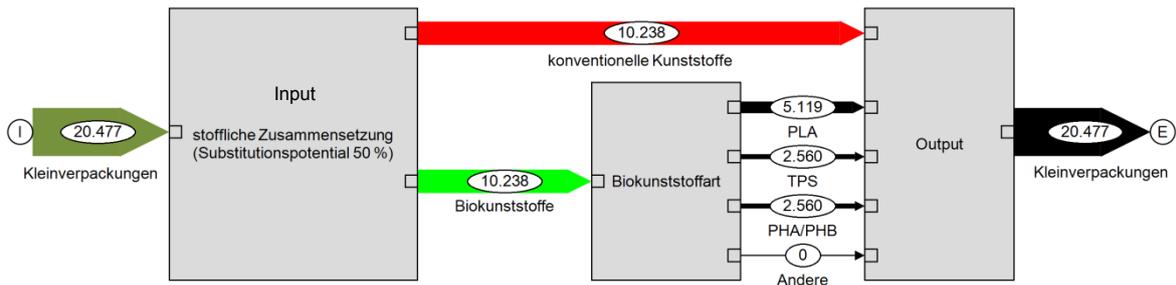
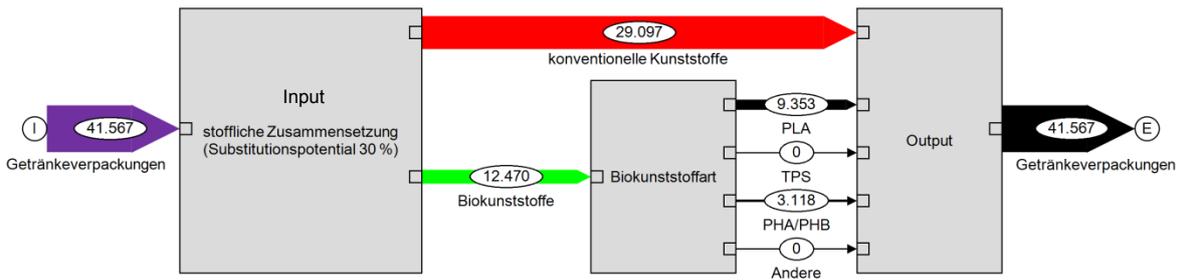


Abbildung 80: Aufteilung der Verpackungsfraktionen beim Recycling 2011

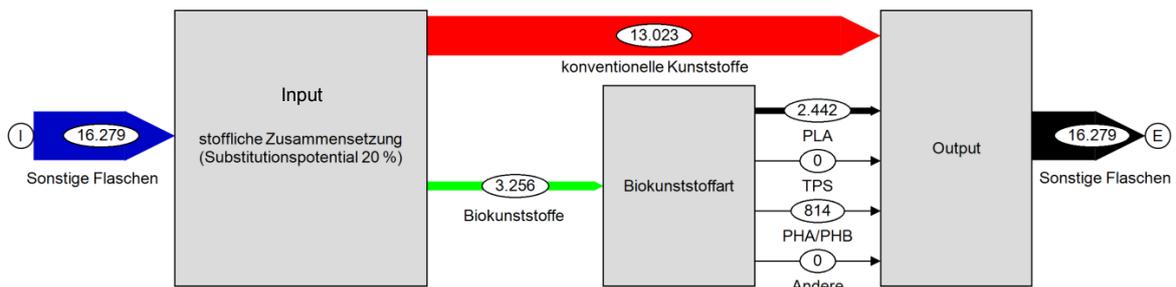
Kleinverpackungen – Substitutionspotenzial 50 %



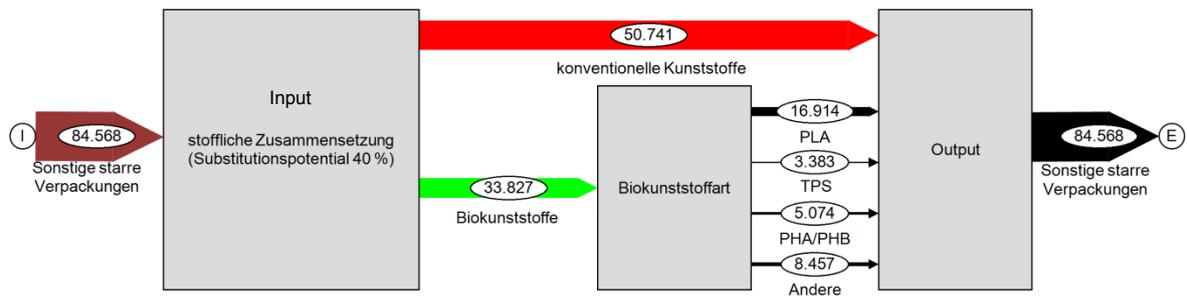
Getränkeverpackungen (PET) – Substitutionspotenzial 30 %



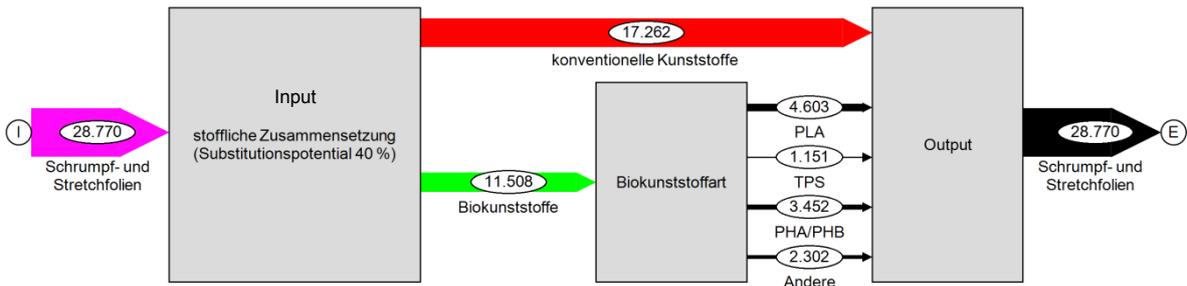
Sonstige Flaschen – Substitutionspotenzial 20 %



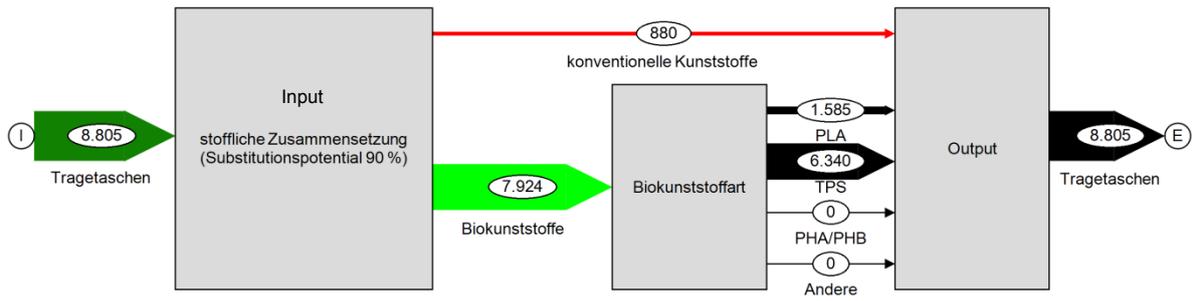
Sonstige starre Verpackungen – Substitutionspotenzial 40 %



Schrumpf- und Stretchfolien – Substitutionspotenzial 40 %



Tragetaschen – Substitutionspotenzial 90 %



Sonstige (flexible) Verpackungen – Substitutionspotenzial 70 %

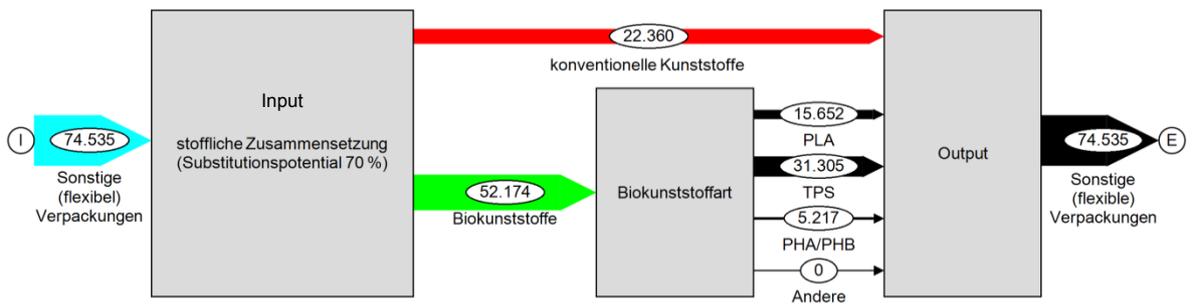


Abbildung 81: Dargestellte Substitutionspotenziale von Biokunststoffen in der österreichischen Verpackungswirtschaft 2011

7 Szenarienvergleich von Behandlungsoptionen

Bei den allgemein bekannten Verwertungsoptionen für Kunststoffabfälle, insbesondere jene aus dem Verpackungsbereich, trägt jedes Verfahren im unterschiedlichen Ausmaß zur Ressourcenschonung und zur Verminderung von CO₂-Emissionen bei. Auf der einen Seite gibt es zweifelsohne vielerorts noch Verbesserungspotenziale, was die Bilanz und Energieeffizienz kommunaler Monoverbrennungsanlagen betrifft, andererseits schneiden energetische Verfahren mitunter besser ab als werkstoffliche. Dabei ist die Untersuchung des Energie- und CO₂-Einsparungspotenzials auch während der Nutzungsphase von Kunststoffprodukten, insbesondere von Verpackungsmaterialien, wesentlich. Hier eine Optimierung voranzutreiben, bringt deutlich mehr für die Umwelt als die laufende Erhöhung von Verwertungsquoten um wenige Prozentpunkte. Schlussendlich liegt es im Einzelfall an der Bewertung des gesamten Lebensweges, um qualitative Aussagen über die Behandlung im Sinne einer nachhaltig ausgerichteten Abfallwirtschaft tätigen zu können.

Betrachtet man die **Entwicklung des Biokunststoffmarkts** über die letzten Jahre, so lag noch bis vor wenigen Jahren der generelle Schwerpunkt bei Biopolymeren am Verpackungssektor in ihrer Bioabbaubarkeit. Im Moment verlagert sich der Fokus, vorangetrieben durch die Entwicklung in diesem Bereich, immer mehr in Richtung des verstärkten Einsatzes von nachwachsenden Rohstoffen. Dies bedeutet, dass Argumente für einen großangelegten Einsatz von Biopolymeren, auch im Zusammenhang mit der Substitution fossiler Ressourcen, immer mehr in den Vordergrund rücken. Die Meinung, dass für biologisch abbaubare Kunststoffe die Kompostierung die beste Behandlungsoption darstellt, gilt mittlerweile in der Fachwelt als überholt. Die Kompostierung für biologisch abbaubare Biokunststoffe ist aus Sicht der Umwelt, aus Gründen der (Transport-)logistik und aus ökonomischen Überlegungen heraus oft nicht sinnvoll. Andere End-of-Life-Szenarien sind für Biokunststoffe aus dem Verpackungsbereich in Abhängigkeit von der vorhandenen Sammel- und Behandlungsinfrastruktur möglich und oft auch zielführender.

Die folgenden Unterkapitel beleuchten mögliche Optionen für die österreichische Abfallwirtschaft. Dabei wird anhand von Szenarien das Abbau- bzw. Recycling- und Entsorgungsverhalten von Biopolymeren beschrieben, Erfahrungen aus der Praxis aufgezeigt und kritisch hinterfragt.

7.1 Abfallhierarchie und Behandlungsoptionen

Aufbauend auf das System „Abfallwirtschaft“ können End-of-Life-Szenarien im Zusammenhang mit der Verwertung von Biokunststoffen aus dem Verpackungsbereich gebildet werden, d.h. das Komplettsystem von der Sammlung bis hin zur endgültigen Verwertung bzw. Beseitigung wird (kritisch) beleuchtet. Dies umfasst neben der Eignungsprüfung auch eine fachliche Bewertung der definierten Szenarien. Darauf basieren die im Anschluss in Kapitel 8 abgeleiteten Empfehlungen hinsichtlich der Verwertung von Biokunststoffe aus dem Verpackungsabfallbereich. Wichtig ist bei dieser Betrachtungsweise, dass im Augenblick des Einbringens des Biokunststoffes in ein (etabliertes) Sammelsystem der nachfolgende Verwertungs- bzw. Entsorgungsweg bereits fix vorgezeichnet ist.

Seit der **Abfallrahmenrichtlinie 2008/95/EG** [81] sind alle Mitgliedstaaten dazu verpflichtet, deren nationale Abfallwirtschaft einheitlich nach einem fünfstufigen hierarchischen Prinzip auszurichten. Dies hatte innerhalb einer Übergangsfrist bis längstens 12. Dezember 2010 zu erfolgen. Mit 15. Februar 2011 im Zuge der AWG-Novelle 2010 wurden diese Grundsätze in das österreichische Abfallwirtschaftsgesetz übernommen (vgl. Abbildung 82). Durch die Implementierung der Vorgaben der Abfallrahmenrichtlinie in nationales Recht kommt es in der (österreichischen) Abfallwirtschaft erstmals zu einer klaren Abgrenzung zwischen Produkt und Abfall. Gemäß dem hierarchischen Aufbau ist nicht nur aus Gründen der Ressourcenschonung eine stoffliche Verwertung von Abfällen, soweit dies technisch möglich, ökologisch sinnvoll sowie ökonomisch vertretbar ist, klar einer thermischen Nutzung vorzuziehen. Die Deponierung von Primär- und Sekundärabfällen, die weder stofflich noch energetisch genutzt werden können, bildet die unterste Ebene und ist als finale Senke für Reststoffe gedacht.



Abbildung 82: Fünfstufige hierarchische Ausrichtung der Abfallwirtschaft in den EU-Mitgliedstaaten [183, S. 504], [81]

Prinzipiell stehen für Werkstoffe (Biopolymere), die vollständig oder zum Teil auf nachwachsenden Rohstoffen basieren, mehrere Behandlungsoptionen offen. Teilt man diese gemäß den Vorgaben der Abfallrahmenrichtlinie ein, so treffen für Biopolymerabfälle vier Behandlungsvarianten zu: die **Wiederverwendung**, das **Recycling (werkstofflich bzw. rohstofflich)**, **sonstige Verwertungsverfahren (z.B. thermische Verfahren)** aber auch die direkte (umweltschonende) **Beseitigung** (Deponierung). Unter sonstigen Verwertungsverfahren werden neben der Abfallverbrennung (vgl. Kapitel 7.4) auch andere Verfahren subsumiert, die z.T. auch in der österreichischen Abfallwirtschaft Anwendung finden. Dazu gehört neben der Kompostierung (vgl. Kapitel 7.6) auch die mechanisch-biologische Abfallbehandlung (vgl. Kapitel 7.5). In Abbildung 83 sind die Behandlungsoptionen, die für Biokunststoffe im Allgemeinen offen stehen, skizziert. Das Unterpflügen im Erdreich, das Littering, die Metabolisierung im Körper bzw. das Auflösen im (Salz-)wasser stellen für Biokunststoffverpackungen aufgrund der Vorgaben zur getrennten Sammlung (vgl. Kapitel

4.1.2, Verpackungsverordnung) keine praktikable Behandlungsalternative dar und sind in Abbildung 83 daher kursiv dargestellt.

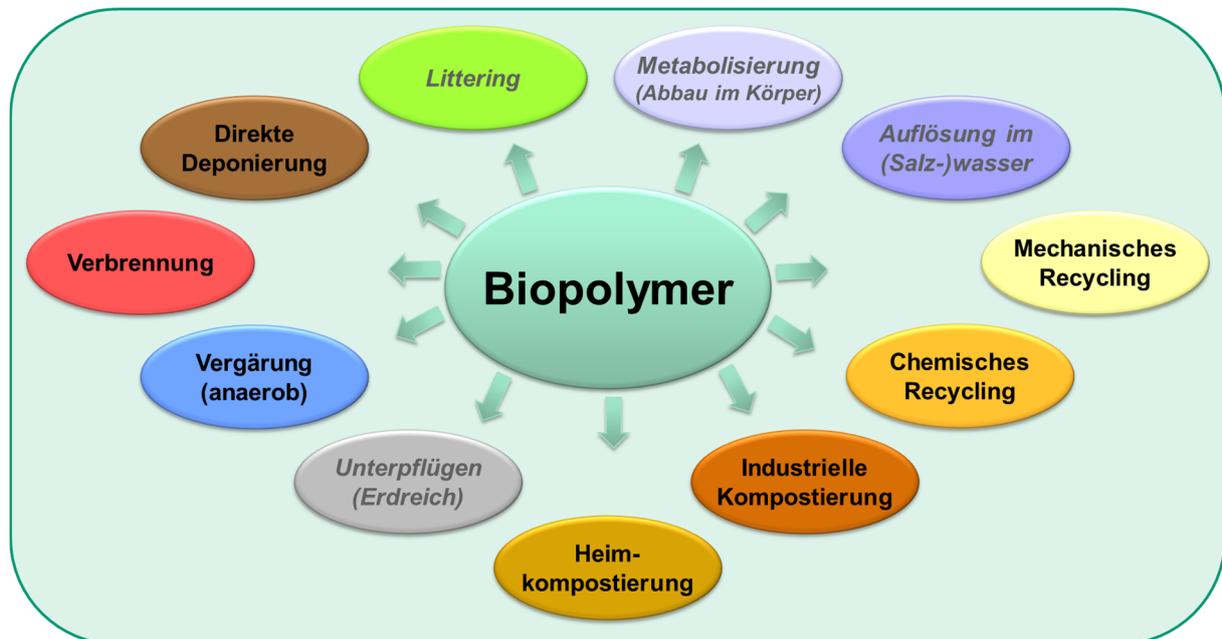


Abbildung 83: Behandlungsoptionen für Biopolymere im Allgemeinen

Die ökologisch sowie ökonomisch beste Verwertungsmethode für Biokunststoffverpackungen hängt von einer Vielzahl von Rahmenbedingungen ab. Die am Ende dieses Kapitels durchgeführte Szenarienbewertung (vgl. Kapitel 7.9) erfolgt anhand den in AWG 2002 § 1 Abs. 1 Z 1 bis 5 definierten Zielen der österreichischen Abfallwirtschaft.

Neben den produktbezogenen Einflussfaktoren wie den (technischen) Eigenschaften der Verpackung und deren Verbreitung am Markt (Marktdurchdringung) übt die Abfallsammlung und das Vorhandensein bzw. die abfallwirtschaftliche Infrastruktur neben gesetzlichen Vorgaben einen entscheidenden Einfluss aus. Seitens der Anlagenbetreiber spielt der Kostenfaktor Aufbereitung, Sortierung/Separation ebenfalls eine wesentliche Rolle. Diese Einflussfaktoren können je nach Region und der vorhandenen abfallwirtschaftlichen Infrastruktur mitunter sehr verschieden sein, die Vor- und Nachteile der jeweiligen Behandlungsoption werden in den nachfolgenden Kapiteln 7.4 bis 7.8 erörtert.

Geht man von der einschränkenden Tatsache aus, dass ein Biopolymer auch **biologisch abbaubar** sein kann, d.h. unter gewissen Bedingungen und in Gegenwart eines bestimmten Milieus sich in einem definierten Zeitraum zu CO₂ und Wasser zersetzt, so spricht dieses Verhalten eigentlich gegen eine mehrfache Wiederverwendung bzw. auch gegen ein Recycling. Vielmehr ist hier auch zu beachten, dass eine Tragetasche aus Biokunststoff, die biologisch abbaubar ist, prinzipiell als Einweg-Serviceverpackung eingeführt wurde. Diese kann jedoch bei entsprechender Lagerung und bei bestimmungsgemäßem Umgang mehrfach für den Einkauf wiederverwendet werden. Gegen eine Weiterverwendung als kompostierbarer Bioabfallbehälter nach mehrfacher Wiederwendung als Einkaufstragetasche

spricht zunächst zumindest aus ökologischer Sicht nichts. Die in diesem Zusammenhang trotzdem auftretende Problematik wird in Kapitel 7.5 näher behandelt.

7.2 Sortierung von Leichtverpackungen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen

Ausgehend von der in Österreich und Deutschland vorhandenen abfallwirtschaftlichen Infrastruktur werden nachfolgend, ohne auf die Unterschiede in Teilbereichen der Sammlung einzugehen, anhand von Abbildung 84 die beiden zusammenhängenden Verfahrensschemata zur Aufbereitung von 2D- und 3D-Kunststoffen dargestellt. Die angeführten Verfahrensschritte werden derzeit sowohl für fossile als auch biogene Kunststoffverpackungen angewandt. Die prozentuale Verteilung der Stoffströme wurde anhand von berichteten Daten aus einer Studie des deutschen Instituts für Energie- und Umweltforschung Heidelberg (ifeu) [43, S. 27f.] übernommen. Obwohl in Deutschland und Österreich ähnliche Produkte am Markt sind und das Kaufverhalten sich nicht wesentlich unterscheidet, gibt es in Bezug auf die Erfassung (z.B. gesetzliche Pfandpflicht bei Getränkeverpackungen, LVP-Sammlung ohne PET) doch einige Unterschiede.

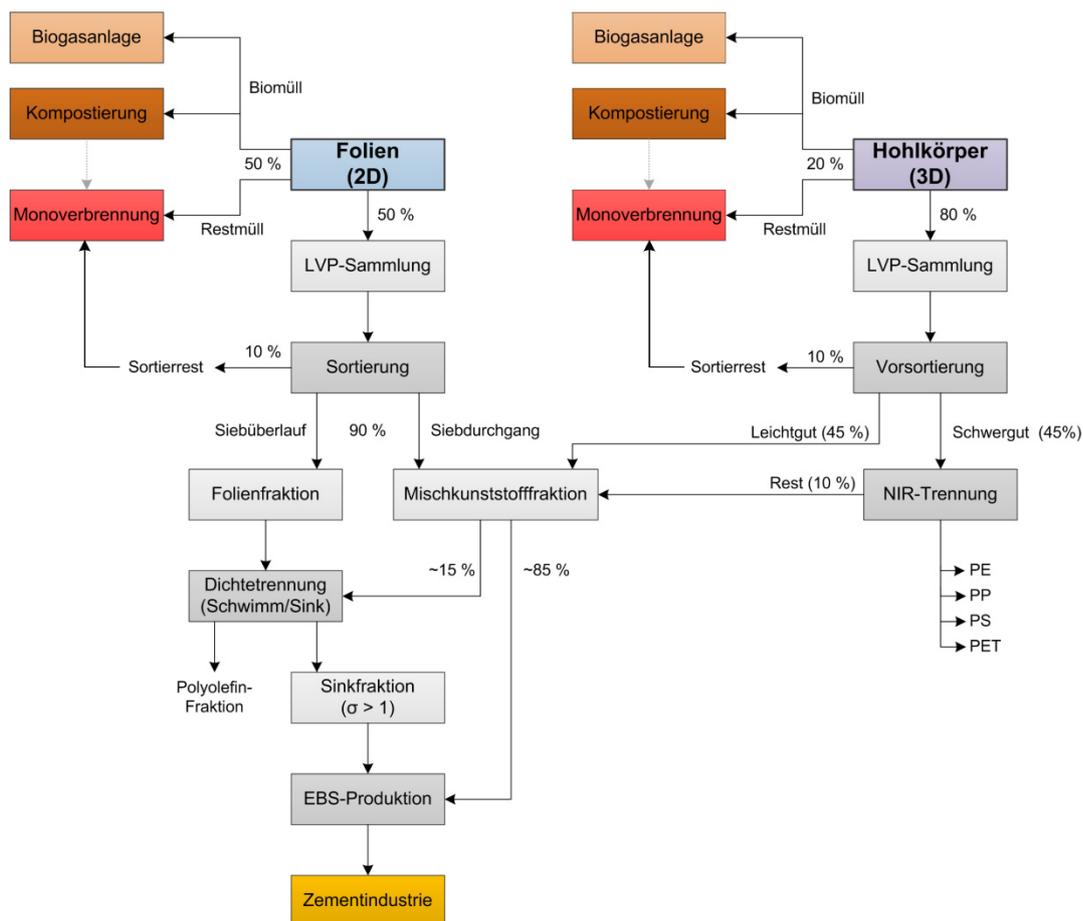


Abbildung 84: Verwertungswege von 2D- bzw. 3D (Bio-)kunststoffverpackungen [43, S. 27, modifiziert]

Bei Kunststoffverpackungen kann die Annahme getroffen werden, dass in hoch entwickelten, funktionierenden Abfallwirtschaften und in Abhängigkeit vom jeweils vorherrschenden Sammelsystem (gemeinsame Folien- und Flaschensammlung bzw. Flaschenmono-sammlung) die angefallenen Verpackungsabfälle bevorzugt entweder über die flächen-deckende LVP-Sammlung (zur stofflichen Verwertung) bzw. über die Restmülltonne erfasst werden und in weiterer Folge in die Abfallmonoverbrennung gehen. Biokunststoffe, egal ob biologisch abbaubar oder nicht, sind in beiden Abfallströmen vorhanden. Die Kompostierung von biologisch abbaubarem Folienmaterial spielt, wie später in Kapitel 7.6 näher ausgeführt wird, eine untergeordnete Rolle. Die nicht unerhebliche Verwechslungsgefahr mit nicht abbaubaren, petrobasierten Kunststoffen und das dadurch bedingte hohe Fehlwurfrisiko sowie der mancherorts zu beobachtende ungenügende biologische Abbau der Materialien innerhalb einer vorgegebenen Zeit tragen zu dieser Tatsache bei. Meist geht nach einer vorgeschalteten Siebung die gesamte Folienfraktion in die Abfallmonoverbrennung. Folien (2D-Material) aus der LVP-Sammlung werden, nachdem sie in die Sortierung gelangt sind, aufgrund ihrer Größe mittels Trommel- bzw. Plansieben in eine erlösbringende, meist stofflich verwertbare, Folienfraktion ($> \text{DIN A3}$) und eine Mischkunststofffraktion ($< \text{DIN A3}$) getrennt. Folien $> \text{DIN A3}$, in Abbildung 84 als Siebüberlauf bezeichnet, gelangen nach einer Dichtentrennung (Schwimm/Sink-Trennung) als sortenreine Polyolefin-Fraktion auf den Sekundärrohstoffmarkt. Biokunststofffolien auf Basis von Stärke- bzw. PLA-Blends weisen i.d.R. eine Dichte²⁹ $\sigma > 1$ auf [43, S. 28] und werden zusammen mit anderen Folienmaterialien mit der Sinkfraktion ausgetragen. Stofflich nicht verwertbares Folienmaterial gelangt zusammen mit der Mischkunststofffraktion, bestehend aus Folien $< \text{DIN A3}$, in Österreich wie auch in Deutschland, in die Ersatzbrennstoffproduktion für den thermischen Einsatz in Mitverbrennungsanlagen (z.B. Zementwerken). Bei Hohlkörpern wie Flaschen ist das Verhältnis zwischen der Entsorgung über die Rest- bzw. Biomülltonne im Vergleich zum Einbringen in die Verpackungssammlung mit 80 % deutlich zugunsten der LVP-Sammlung ausgeprägt. Nach einer Vorsortierung wird das Material in eine Leicht- bzw. Schwergutfraktion aufgeteilt. Je nach Auslegung der Sortieranlage und abhängig von den Einstellungen des ballistischen Trennaggregats kommt es bei der Hohlkörperfraktion (3D) zu einer unterschiedlichen Trennung in Leicht- und Schwergutfraktion. Das Leichtgut geht hierbei zusammen mit anderen Mischkunststofffraktionen direkt bzw. indirekt über einer Dichtentrennung zur Ausschleusung von noch stofflich verwertbaren Teilströmen, in die Ersatzbrennstoffproduktion. Das Schwergut durchläuft eine sensorbasierte Sortierung (vgl. Kapitel 5.3.2) und wird in die Wertstofffraktionen PE, PP, PS, PET sowie in den Durchlauf (Mischkunststofffraktion) aufgetrennt. Da NIR-Sortieranlagen bislang selektiv für die zuvor erwähnten Polymere ausgelegt sind, geht der gesamte Biokunststoffanteil z.Z. mit der Mischkunststofffraktion in die Ersatzbrennstoffproduktion. Dass Biokunststoffe bei der Vorsortierung tatsächlich in das Leicht- bzw. Schwergut gehen, gilt nicht als erwiesen, da der Kenntnisstand zur Entsorgungssituation von Biopolymeren sehr beschränkt ist. PLA-Becher

²⁹ Die derzeit auf dem Markt befindlichen Biokunststoffe (Folien und Hohlkörper) weisen i.d.R. alle eine spezifische Dichte $> 1 \text{ g/cm}^3$ auf. [186, S. 298]

könnten auch als „Nicht-Kunststoffe“ erkannt werden und im Sortierrest landen, der wiederum in die Abfallmonoverbrennung geht [43, S. 28].

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass es für Kunststoffverpackungsabfälle auf Basis von Biopolymeren nach deren Erfassung in einem Sammelsystem, abhängig von der Art des Biopolymers, mehrere Behandlungsoptionen gibt. Auf der einen Seite steht, konform der Prioritätenreihung in Abbildung 82, die roh- bzw. werkstoffliche Nutzung von Verpackungsabfällen im Vordergrund. Andererseits existiert für Biopolymerverpackungen auch der Pfad der thermischen Verwertung, d.h. die Monoverbrennung in Müllverbrennungsanlagen (Rost- bzw. Wirbelschichtfeuerung) bzw. die Mitverbrennung in Form von Ersatzbrennstoffen für energieintensive Produktionsprozesse, zur Verfügung. Die Kompostierung bzw. die Vergärung (Fermentation) von biologisch abbaubaren Biopolymeren stellt neben den beiden zuvor genannten Verfahren eine weitere Behandlungsalternative dar.

Wichtig ist im Ausblick auf den folgenden Verlauf dieses Kapitels zu erwähnen, dass es bislang kaum Datenmaterial über das Verhalten von Biokunststoffen in Abfallströmen gibt. Die Zusammensetzung des Sammelguts in der LVP-Sammelware, in der bislang neben der Restmüllfraktion der wahrscheinlich größte Anteil an Biopolymeren zu finden ist, wurde bisher ausnahmslos nach quotenrelevanten Werkstoffgruppen untersucht. Eine separate Erfassung von Biokunststoffverpackungen in Abfallströmen aus dem kommunalen bzw. gewerblichen Bereich findet weder in Österreich noch in Deutschland statt. Erste Ansätze in diese Richtung bzw. Informationen basieren größtenteils auf Schätzungen der ARA AG (vgl. Kapitel 3.5.2).

7.3 Recycling

Ziel der stofflichen Verwertung ist die Substitution von Primärrohstoffen durch die Gewinnung von Sekundärrohstoffen und die Nutzung der stofflichen Eigenschaften von Abfällen für den ursprünglichen bzw. einen anderen Zweck. Ausgenommen davon ist die unmittelbare Energierückgewinnung (vgl. Kapitel 7.4).

7.3.1 Werkstoffliches Recycling

Eine 2008 von Fraunhofer UMSICHT erstellte Studie [184], die in einer Veröffentlichung des deutschen Umweltbundesamtes [165, S. 147] zitiert wird, hat die Gegenüberstellung der CO₂-Emissionen für die Bereitstellung von Primär- und Sekundärrohstoffen zum Inhalt. Demnach führt die Herstellung einer Tonne Recycling-PE gegenüber der Produktion aus fossilen Primärrohstoffen zu einem über 70 % geringeren CO₂-Ausstoß. Bei Recycling-PET liegt die Einsparung sogar bei ca. 84 %.

Beim **werkstofflichen Recycling** werden abhängig von der Qualität des Inputmaterials verschiedene Arten unterschieden und zwar:

- Recycling von sortenreinen Produktionsabfällen (clean production Abfälle);
- Recycling von vermischten bzw. kontaminierten Produktionsabfällen (post-industrial Abfälle);

- Recycling von Materialien, die bereits einen vollen Lebenszyklus hinter sich haben (post-consumer Abfälle).

Wichtig in diesem Zusammenhang ist die Tatsache, dass in Hinblick auf (Bio-) Kunststoffverpackungen ein werkstoffliches Recycling als ein Verfahren definiert ist, bei dem am Ende wiederum Kunststoffprodukte entstehen bzw. Ausgangsstoffe, u.a. für die Polymerherstellung, erzeugt werden. Jeder Recyclingprozess ist abhängig vom aufgegebenen Material, dem Grad der Aufbereitungstiefe und den gewählten Verarbeitungsparametern verlustbehaftet. Schätzungen in einer Studie des deutschen Umweltbundesamtes gehen davon aus, dass im Bereich des Verpackungsrecyclings die Aufbereitungsverluste zwischen 15 und 30 % liegen. [185, S. 44f.]

7.3.1.1 Recycling von clean production-Abfällen

Ein Recycling von sortenrein anfallenden Abfällen direkt aus der Produktion ist mit relativ geringem Aufwand möglich. Das Wiedereinbringen von Angussteilen aus dem Spritzguss, Anfahrstücke aus Blasprozessen bzw. Gerüstteile aus dem Tiefziehbereich zählt in der kunststofferzeugenden Industrie bereits seit Jahrzehnten zum Stand der Technik. Sortenreine Kunststoffmonofractionen (dazu können Kunststoffe auf fossiler, wie auch auf biogener Basis gehören) die frei von Kontaminationen sind, eignen sich von Haus aus für den stofflichen Wiedereinsatz. Neben der Notwendigkeit der Verpressung zu Ballen für den ökonomischen Transport der Kunststoffe ist insbesondere bei **Biokunststoffen** ein **Vortrocknungsschritt** vor dem eigentlichen Recycling wichtig. Dies ist kein Spezifikum, das allein bei Biokunststoffen auftritt. Beim klassischen PET-Recycling wird das sortenreine PET-Reggranulat auch bei ca. 165 °C vorgetrocknet, bevor es im Extruder bei ca. 220 °C verarbeitet wird. Biokunststoffe und einige petrobasierte Polymere, wie Polystyrol, beginnen bei der Vortrocknung bereits aufzuschmelzen und klebrig zu werden. Dies hat negative Auswirkungen auf den Recyclingprozess. [186, S. 299] Vor allem PLA-Materialien neigen zu einer erhöhten Feuchtigkeitsaufnahme aus der Umgebung (vgl. Kapitel 3.4.2.3). Bei amorphen PLA-Folienmaterialien ist zusätzlich zur Trocknung auch ein **Kristallisationsschritt** notwendig. Optional ist für das Recycling auch eine Entgasung bzw. eine Filtration der Schmelze notwendig. [188, S. 50] Erfahrungen für das Recycling von PLA-Materialien gibt es bereits. Diese können in ihrer reinen Form problemlos wieder dem Produktionsprozess zugeführt werden.

7.3.1.2 Recycling von post-industrial-Abfällen

Beim Recycling von Biopolymeren zeigt das Vorhandensein von anderen Kunststoffen bereits in geringen Konzentrationen negative Auswirkungen auf die entstehende Polymerqualität. Vorhandene höher schmelzende Polymere wie Polyamide bzw. auch PET können nach dem Aufschmelzen des PLA-Materials mit Sieben abgetrennt werden. Niederschmelzende Verunreinigungen (wie z.B. Polyethylen) bereiten weitaus größere Probleme. Werden sie nicht von Beginn an entfernt, kann es bei Verarbeitungsschritten wie dem Blasen zu Problemen kommen. [34, S. 23] Somit zeigt sich, dass vermischte und zum Teil mit anderen Kunststoffarten kontaminierte Produktionsabfälle bereits weitaus

schwieriger und nur durch einen höheren technischen Aufwand zu recyceln sind. Bei der stofflichen Verwertung spielen vor allem große Materialmengen eine Rolle, die meist zu Ballen verpresst von auf das Kunststoffrecycling spezialisierten Firmen aufgekauft werden. Die nach der Sortierung erhaltenen Fraktionen können anschließend abhängig von der Qualität zu einem gewissen Tagespreis am Sekundärrohstoffmarkt verkauft werden. Vermischte und verschmutzte Kunststoffabfälle werden durch adaptierte Verfahren gegenwärtig meist zu low-tech Produkten mit höheren Wandstärken und ohne besondere (Qualitäts-)Eigenschaften verarbeitet. Biokunststoffe spielen hier derzeit noch keine Rolle, da sie im Vergleich zu fossilen Polymeren momentan noch ein Nischendasein fristen. Erst mit steigender Verfügbarkeit am Markt und einem dadurch deutlich erweiterten Einsatzgebiet werden Recyclingprozesse nicht sortenreiner (Bio-)kunststofffraktionen, die direkt nach der Produktion ansetzen, auch in diesem Segment interessant. [188, S. 50f.]

7.3.1.3 Recycling von post-consumer-Abfällen

Die wohl schwierigste und technisch anspruchsvollste Aufgabe kommt dem Recycling von post-consumer (Verpackungs-)Abfällen aus Kunststoffen zu. Nicht nur weil nach Auffassung des **bsve** bei der stofflichen Verwertung von verschmutzten Biokunststoffen eine **Vorreinigung unbedingt notwendig** ist, die zu einer erheblichen Belastung des Waschwassers mit Mikroorganismen führt (öfterer Waschwassertausch erforderlich). [114, S. 14] Auch die Teilchengröße hat einen Einfluss auf die Eignung für eine stoffliche Verwertung. Bereits seit Jahren wird in Deutschland und Österreich eine Diskussion darüber geführt, welche Behandlung (stofflich oder thermisch) für kleinteilige Kunststoffverpackungen aus ökologischer und ökonomischer Sichtweise zu präferieren wäre. Eine ältere, durch das deutsche Umweltbundesamt beauftragte Studie HTP/ifeu aus dem Jahr 2001 bewertet die Entsorgungsoptionen für getrennt gesammelte Leichtverpackungen (LVP) in Abhängigkeit des Automatisierungsgrades von Sortieranlagen. Eine weitgehend vollautomatisierte LVP-Sortierung (vgl. NIR-Technik, Kapitel 5.3) mit einer angeschlossenen stofflichen Verwertung möglichst aller Verpackungsmaterialgruppen – inklusive der kleinteiligen, optisch noch eindeutig detektierbaren Kunststoffverpackungen (ohne Materialverbunde) – bringt demnach ökologisch sowie ökonomisch gesehen Vorteile gegenüber der thermischen Verwertung. Bei einer teilautomatisierten Sortierung relativieren sich diese Vorteile wieder, da der manuelle Sortieraufwand (Personalkosten) insbesondere bei abnehmender Teilchengröße exponentiell ansteigt. [165, S. 148f.]

7.3.2 Rohstoffliches/Chemisches Recycling

Beim rohstofflichen Recycling steht im Gegensatz zur oben beschriebenen werkstofflichen Verwertung die **Aufspaltung der Polymere in ihre einzelnen Monomere** im Vordergrund. Diese können wiederum in Raffinerien und in der petrochemischen Industrie als Ausgangsstoff für neue Produkte dienen. Eine Reihe von komplexen Verfahren wie die **Pyrolyse**, die **Hydrolyse**, die **Vergasung** sowie **thermische Crackprozesse** kommen hierbei zum Einsatz. Das rohstoffliche Recycling besitzt zwar eine größere Flexibilität was die Zusammensetzung und den Verschmutzungsgrad der eingesetzten Input-Materialien anbelangt, die Durchführung ist aber im Vergleich zum werkstofflichen Recycling deutlich

aufwendiger sowie kostenintensiver und setzt große Mengen (> 50.000 t/a) voraus. Für das rohstoffliche Recycling von PLA gibt es bereits Referenzanlagen in Belgien (Fa. Galactic) und den USA (Fa. BioCor). [188, S. 51]

Ähnlich wie beim **thermomechanischen Recycling** von Biopolymeren ist die Zerlegung der Polymere in entsprechende Oligomere mittels chemischer und thermochemischer Methoden Gegenstand der aktuellen Forschung. Hier gab es zum Zeitpunkt der Entstehung dieser Arbeit keine großtechnisch umgesetzten Konzepte. Klar scheint zu sein, dass zum „Zerlegen“ der Biopolymere i.d.R. weniger Energie als bei herkömmlichen petrobasierten Polymeren aufgewendet werden muss und die Hydrolyseanfälligkeit auch deutlich höher ist. [8, S. 254]

Der Vorteil beim sortenreinen, rohstofflichen Recycling von zellulose-, stärke- bzw. milchsäurebasierten Biokunststoffen liegt in der relativ einfachen, hydrolytischen Überführung der Materialien in ihre Grundbausteine aus denen wieder Polymere entstehen können. Abschließend ist zu erwähnen, dass bei gebrauchten LVP aus Biokunststoffen anhaftende Lebensmittelreste bzw. andere Verunreinigungen einen großen Einfluss auf den Recyclingprozess haben. In der Praxis sind hier mit Sicherheit Schwierigkeiten vorprogrammiert. [1, S. 64]

7.3.3 Probleme bei der werkstofflichen Verwertung und mechanischen Verarbeitung

Neben der technischen Realisierbarkeit spielt auch die Gesamtwirtschaftlichkeit beim Recycling eine bedeutende Rolle. Ein Recycling von Kunststoffabfällen aus dem post-consumer-Bereich und die vorgeschalteten manuellen und z.T. auch automatisierten Sortierprozesse sind nur dann wirtschaftlich sinnvoll, wenn eine kritische Mengenschwelle für das aufzubereitende Material überschritten wird und das gewonnene Material den Qualitätsansprüchen entspricht. [188, S. 51] Schätzungen aus den Vereinigten Staaten gehen davon aus, dass ein Recycling von Biopolymeren erst ab einer kritischen Schwelle von 400 Mio. Pounds/a (umgerechnet ca. 180.000 t/a) wirtschaftlich von Interesse ist [186, S. 299]. Dies entspricht etwa der Brutto-Menge an Leichtverpackungen, die in Österreich jährlich durch das ARA-System gesammelt wird (vgl. Tabelle 27). J. Zimmermann von der Fa. NaKu schätzt, dass erst ab einem Mindestaufkommen von 400.000 t/a an Biokunststoffen gleichen Typs ein Recycling in Europa aus Sicht der Industrie umsetzbar ist [65]. Dies wiederum bedeutet, dass obwohl technisch realisierbar, gegenwärtig eine stoffliche Verwertung bestimmter Biokunststoffe aufgrund von fehlenden Biokunststoff-Monofractionen wirtschaftlich gesehen nicht umsetzbar ist. Ein weiteres Hindernis, auf das bereits in Kapitel 5.1 eingegangen wurde, liegt in der Tatsache begründet, dass Biokunststoffe nicht nur in der EU sondern weltweit nach wie vor unter dem Recyclingcode 7 (Others) zusammen mit einer Vielzahl anderer Kunststoffmaterialien geführt werden. Hinzu kommt, dass die derzeitigen NIR-Sortieranlagen nicht auf die Erkennung und Aussortierung von Biokunststoffen eingestellt sind. Aufgrund der derzeitigen Marktmengen wird dies auch noch in absehbarer Zeit so bleiben. Abgesehen von den bescheidenen Marktmengen, der häufig geringen Verfügbarkeit von Granulaten sowie Flakes und dem Fehlen von am

Sekundärrohstoffmarkt gehandelten Biokunststoffregrenulaten, erschwert der hohe Anteil an Mischungen aus fossilen und biogenen Ausgangsstoffen (Blends) ein Recycling bei Biokunststoffen. Hinzu kommt, dass je nach Hersteller unterschiedliche Materialzusammensetzungen mit stark schwankenden biogenen Stoffanteilen existieren und noch keine verbindlichen bzw. einheitlichen Standards, die es z.B. bei PE, PET, PP, PS, usw. gibt, eingeführt sind. Dies ist u.a. auf die vorhandenen Inkompatibilitäten zwischen den unterschiedlichen Biopolymertypen, auch in Kombination mit Mischungen mit konventionellen Kunststoffen, zurückzuführen. Gelangen herkömmliche Kunststoffe mit Biokunststoffen in einen Recyclingprozess und werden dabei thermisch verarbeitet, so führt dies zu einer **Verfärbung in Kombination mit einem Stabilitätsverlust** [114, S. 14]. Bei den eingestellten Verarbeitungstemperaturen, die im Falle von PET deutlich höher liegen als bei PLA, verbrennen anhaftende Biokunststoffrückstände und führen zu einer Schwarzfärbung des Materials [1, S. 66]. Dies führt auch dazu, dass Biokunststoff-Blends derzeit aufgrund ihres zum Teil ungewissen Verhaltens beim Recycling allgemein als noch nicht stofflich verwertbar gelten [189, S. 23]. Wo die Kontaminationsmengenschwelle beim PET-Recycling liegt, d.h., ab welchem Anteil die Verunreinigung des PET-Regrenulats negative Auswirkungen auf die Recycling-PET-Qualität hat, ist derzeit schwer abschätzbar. In Abhängigkeit der Kunststoffart können sortenreine Regrenulate und Compounds zwar geringe (Kunststoff-)Fremdanteile vertragen, bislang liegen darüber aber nur wenige empirische Erkenntnisse vor. Klar ist, dass eine Instabilität bzw. ein vorzeitiger Zerfall von Kunststoffprodukten, deren Ursache in der Schwächung der Molekülstruktur durch den Einbau von Biokunststoffen begründet liegt, einem bestehenden Kunststoffrecyclingkreislauf immensen Schaden zufügen kann. [1, S. 66]

Erfahrungswerte im Bereich der stofflichen Aufbereitung von sortenreinen Biokunststoffen zu neuen (Verpackungs-)produkten gibt es de facto noch nicht. Die Thematik dazu ist auch noch relativ jung. Experimente haben gezeigt, dass viele Extruder durch den Einsatz von Altbiopolymeren an ihre technischen Grenzen stoßen. Biokunststoffe reagieren auf Hitzeeinwirkung in Verbindung mit Umgebungsluft äußerst sensibel – ein Degradationsprozess, der dabei zu beobachten ist, fügt der Polymerstruktur irreparablen Schaden zu. Herkömmliche Extruderschnecken sind zwar für die Verarbeitung von petrobasierten Inputmaterialien geeignet, der Einsatz von z.B. PLA-Materialien erfordert jedoch eine angepasste Prozessführung. So ist eine geringe thermische Belastung des Materials und eine komplette Entfernung von Bedruckungsrückständen eine zwingende Grundvoraussetzung für das Recycling von Biokunststoffen, beschreibt U. Bonten von der Next Generation Recyclingmaschinen GmbH die Situation aus Sicht eines österreichischen Anlagenbauers. [188, S. 53] Auf die allgemeinen Probleme beim Recycling wurde in Kapitel 4.4.6.1 bereits hingewiesen. Beim Aufbereitungsprozess im Zuge von Waschprozessen, Flotations- und Schwimm/Sink-Verfahren, die mitunter auch bei Temperaturniveaus von 50 bis 70°C ablaufen, zeigt sich, dass Biokunststoffe das jeweilige Nutzwasser erheblich verschmutzen können (Erhöhung des BSB). Dies führt in weiterer Folge zwangsweise zum häufigeren Wechsel des Prozesswassers, da die Abbauprodukte ein nahezu ideales Nährmedium für Mikroorganismen bilden. Zudem wurde bei gleichzeitiger Anwesenheit von

nicht auflösbaren, petrobasierten Kunststoffen Anteigungen bzw. -packungen von Biopolymerresten beobachtet. [1, S. 66]

D. Cornell [186, S. 298] beschreibt am Beispiel des PET-Flaschenrecyclings, dass eine spürbare Beeinflussung der PET-Qualität bereits ab einem Biopolymeranteil von 0,1 % zu beobachten ist. Bezogen auf die Zugeigenschaften, die Wärmekapazität und die Dichte des Materials, erscheint aus heutiger Sicht eine Kontamination des PET-Granulats mit Biokunststoffen (insbesondere PLA) bis zu einem Anteil von 1 % als unproblematisch. In der Aufbereitung und hier vor allem beim Einsatz von nassen Verfahren (Schwimm/Sink-Trennung) bereiten im Gegensatz zu PE und PP, die sich aufgrund ihrer geringeren Dichte einfach von PET³⁰ abtrennen lassen, Biokunststoffe Probleme. Da im Prinzip alle Biokunststoffe eine spezifische Dichte $> 1 \text{ g/cm}^3$ aufweisen, sinken diese gemeinsam mit PET-Materialien zu Boden und werden gemeinsam ausgetragen.

Bei PE-HD liegt die Grenze der Verträglichkeit deutlich höher. Untersuchungen haben gezeigt, dass ein Biokunststoffanteil von unter 2 % auf das Aussehen, die Leistung bzw. die Eigenschaften des PE-Regranulats keine negativen Auswirkungen hat. Da Biopolymere oftmals hygroskopische Eigenschaften besitzen und PE-HD-Fractionen i.d.R. nicht vor dem Wiedereinschmelzprozess getrocknet werden, kommt es dabei manchmal zur Bildung von Dampf im Extruder. [186, S. 298]

Der weitverbreitete Biokunststoff PLA verhält sich während seiner Gebrauchsphase in trockener Umgebung über Jahre hinweg stabil, kann aber unter den Rahmenbedingungen einer Heißkompostierung in wenigen Wochen vollständig depolymerisieren. So gelten im Allgemeinen **PLA-Getränkeverpackungen als biologisch abbaubar** (vgl. Kapitel 3.4.2.3), wenn sie die in Kapitel 2.3 beschriebenen einschlägigen Normen und Kriterien zum Nachweis der biologischen Abbaubarkeit erfüllen. Je nach Herstellerangaben (vgl. Abbildung IV in Anhang A) zerfallen reine PLA-Flaschen bei der Heißkompostierung innerhalb von acht Wochen (laut einschlägiger Norm maximal zwölf Wochen) zu CO₂, Wasser und Restbiomasse. PLA-Blends hingegen sind Mischungen mit nicht biologisch abbaubaren Kunststoffen, wie PLA/PC, und weisen ein komplett anderes Abbauverhalten auf. Prinzipiell kann auch PLA recycelt werden, wobei hier neben der geringen Marktpräsenz und der damit verbundenen Überlegungen in Sachen Wirtschaftlichkeit noch immer die ungelöste Frage eines eigenen Rücknahme- bzw. Sammelsystems im Raum steht. [40, S. 56] PLA ist für Nischenmärkte durchaus erfolgreich im Einsatz und kann im clean production bzw. pre-consumer Bereich in einem aufwändigen Prozess werkstofflich verwertet werden. Im post-consumer Bereich gibt es derzeit keine Recyclingverfahren. [1, S. 64]

Generell ist bei Biokunststoffen, ähnlich wie bei konventionellen Kunststoffen, bereits bei der Sammlung und später beim Recycling zwischen Flaschenware (3D) und Folien (2D) zu unterscheiden. Bei Flaschen rückt vor allem das Problem der Unterscheidbarkeit von PET- und PLA-Materialien in den Vordergrund. Bei Folien besteht die Thematik der Unterscheid-

³⁰ $\rho_{\text{PET}}: 1,37 \text{ g/cm}^3$, $\rho_{\text{PE}}: 0,95 \text{ g/cm}^3$, $\rho_{\text{PP}}: 0,91 \text{ g/cm}^3$ [187].

barkeit zwischen stärkebasierten Biokunststoffen und konventionellem Polyethylen. Derzeit werden der Stoffkreislauf sowie das Recyclingverhalten von PLA-Flaschenmaterial in einem österreichischen Pilotprojekt, initiiert durch den Niederösterreichischen Kunststoffcluster³¹, untersucht. Als Vorbild dient dabei das seit Jahren auch in Österreich erfolgreich in die Praxis umgesetzte Recycling von PET-Getränkeflaschen. Erste Ergebnisse aus diesem Projekt erwiesen sich als vielversprechend. Im Bereich der Abfalltrennung ist, wie bereits erwähnt, die Herausforderung zu lösen, PET von PLA zu trennen. [34, S. 19]

Beim klassischen **thermomechanischen Recycling von Altkunststoffen** wird aus dem Altstoff wiederum ein Polymer bestimmter Qualität erzeugt, dass für den ursprünglichen Einsatz (vgl. Bottle-to-bottle bei PET-Flaschen, Anhang B) oder in einem anderen Gebiet Wiedereinsatz findet. Streng genommen nimmt, ähnlich wie beim Altpapierrecycling, die Qualität bzw. Verarbeitbarkeit des Polymers mit steigender Anzahl der Recyclingdurchgänge ab. Dies wird durch den **materialspezifischen Depolymerisationsgrad** beschrieben. Im Gegensatz zu herkömmlichen petrobasierten Kunststoffen, wie z.B. PET, PVC, PS etc., gibt es für die verschiedenen **thermoplastischen Biopolymere**, die während ihres Verarbeitungsprozesses (Recycling) deutlich sensibler als ihrer fossilen Vertreter reagieren, bisher auch noch keine Recycling-Lösungen. Da Biopolymere aufgrund ihres molekularen Molekülaufbaus eine meist geringere thermomechanische und chemische Beständigkeit aufweisen, kann es in Gegenwart von Feuchtigkeit leicht zu einer Depolymerisation (Hydrolyseanfälligkeit) kommen. Hier ist zu erwähnen, dass bei jedem Aufbereitungsprozess neben dem späteren gereinigten Wertstoff auch Stör- und Reststoffe (Fehlwürfe, Verunreinigungen etc.), d.h. sogenannte **Spuckstoffe** anfallen, die die Vorbereitungen zum Wiedereinsatz stören und negative Auswirkungen auf die spätere Produktqualität haben. Gesichert ist, dass ab einem gewissen Grad Beimengungen von Biopolymeren zu herkömmlichen Polymeren zu massiven Problemen beim Wiederverwertungsprozess führen können. [8, S. 253]

Bisher gibt es kaum Erfahrungen mit dem Recycling von Bio-PET und anderen konventionellen Kunststoffen (teilweise auf nachwachsenden Rohstoffen basierend), gemeinsam mit rein petrobasierten Kunststoffen der gleichen Art. [1, S. 65]

Derzeit sind neben den technischen Herausforderungen zum Recycling unterschiedlicher Arten und Mischungen von Biokunststoffen vorwiegend ökonomische Gründe (geringe Marktmengen, hohe Investitionskosten zur sortenreinen Erkennung und Separation) ausschlaggebend für ein in der Praxis de facto (noch) nicht etabliertes Recycling. Dies wiederum bedingt, dass im Moment Biopolymerverpackungen neben der Kompostierung, wo aber persistente Materialien einen Störstoff darstellen, in der überwiegenden Anzahl der Fälle in die Schiene der thermischen Verwertung gehen. „Für die Recycling-Wirtschaft sind Biopolymere zurzeit leider oft „Störstoffe“, die den Kreislauf von gebrauchten Polyolefinen verunmöglichen.“ [34, S. 29], betont H. G. Schratt, Generalsekretär von Plastics Europe Austria.

³¹ Das Projekt trägt die Bezeichnung PLAtOPLA.

Im Zusammenhang mit der Einführung von neuen Werkstoffarten (Verpackungen) am Markt ist, abgesehen von ökonomischen Gesichtspunkten (geringe Marktdurchdringung), noch einiges an Entwicklungs- und Forschungsarbeit notwendig. Dies betrifft die Konzeptionierung eines eigenen Sammelsystems für Biokunststoffverpackungen bzw. das Setzen von Maßnahmen zur Erkennung und Aussortierung von Biopolymeren aus gemischten kunststoffreichen Abfallströmen (Gelber Sack/Gelbe Tonne). Oftmals scheint es so, dass Überlegungen, wie diese Verpackungsabfälle nach deren Anfall in weiterer Folge sortenrein getrennt und im Anschluss daran in eine stoffliche Verwertungsschiene eingebracht werden können, bis dato noch nicht stattgefunden haben.

7.4 Verbrennung

Die Verbrennung von Abfällen stellt nach der Kaskadennutzung (Wiederverwendung), dem Recycling sowie der Kompostierung und Vergärung eine weitere Verwertungs- bzw. Entsorgungsoption für Biopolymere dar. Biokunststoffe, die sich aufgrund ihres molekularen Aufbaus und aus dem daraus ergebenden biologischen Abbaubarverhalten nicht für ein hochwertiges Recycling eignen, können wie ihre fossilen Vertreter thermisch verwertet werden.

7.4.1 CO₂-Bilanz

Für die thermische Verwertung von Biokunststoffen gilt, dass sich, abhängig vom nachwachsenden Rohstoffanteil, das bei der Verbrennung bildende CO₂ als klimaneutral angesehen wird. Je größer der biobasierte Werkstoffanteil ist, desto „CO₂-neutraler“ ist der Biokunststoff. In der nachfolgenden Abbildung 85 wird das CO₂-Aufkommen anhand des Lebenszyklus von erdölbasierten - und biogenen Polymeren aufgezeigt. Setzt man die CO₂-Emissionen für die Aufbereitung, die Produktion, den Vertrieb, den Gebrauch und die Sammlung der Kunststoffe (egal ob fossiler oder biogener Herkunft) etwa als gleich an, so schneiden Biokunststoffe, die zum größten Teil aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellt wurden, beim netto CO₂-Ausstoß eindeutig stärker klimaneutral (0) ab. Der Rohstoff „Erdöl“ an sich, der die Basis für die Herstellung petrobasierter Kunststoffe bildet, kann im Prinzip als klimaneutral (0) angesehen werden. Biomasse selbst ist eine CO₂-Senke (daher -) und das Resultat eines biochemischen Prozesses, genannt Photosynthese (vgl. Kapitel 3), der das Vorhandensein der Reaktanten CO₂ und H₂O sowie (Sonnen-)licht voraussetzt. Durch Petrifizierung von Biomasse (im Laufe von Hunderten Millionen Jahren) sind die fossilen Ressourcen: Kohle, Erdöl und Erdgas entstanden.

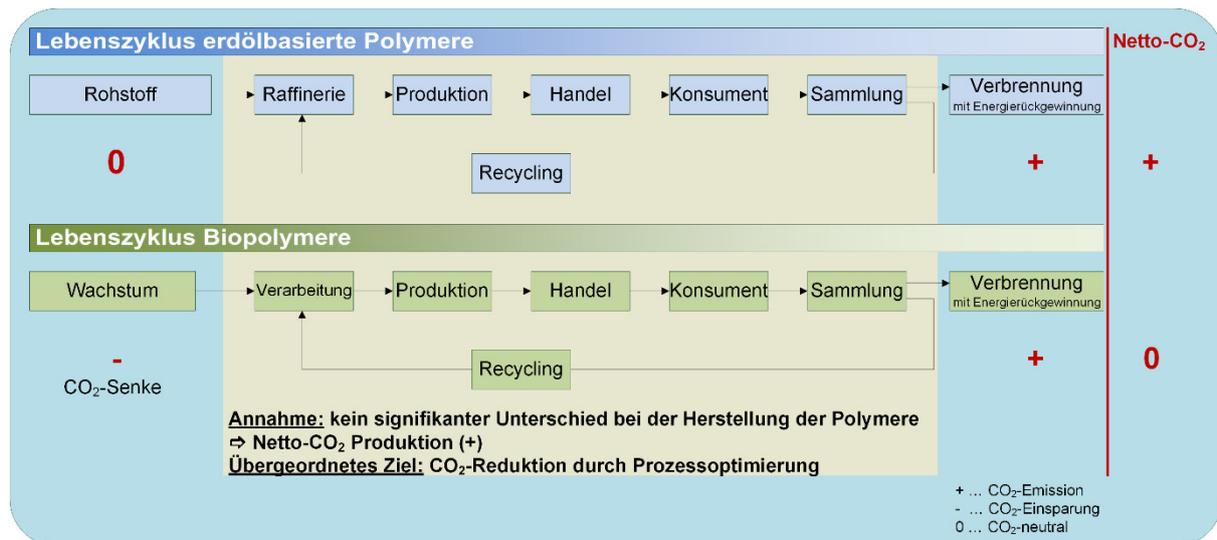


Abbildung 85: Vereinfachte Darstellung der CO₂-Bilanz entlang des Lebenszyklus von erdölbasierten - und biogenen Polymeren [190, S. 33, erweitert]

Für die Betrachtung von Treibhausgasemissionen, die bei der Verbrennung von Kunststoffen im Allgemeinen frei werden, kann eine wissenschaftliche Studie des Joint Research Centers der Europäischen Kommission [36] herangezogen werden. In diesem Dokument werden auf Greenhouse Gas (GHG) Emissions, d.h. auf die Treibhausgasemissionen näher eingegangen, die von Biopolymeren in reinen Abfallmonoverbrennungsanlagen verursacht werden. Diese Emissionen können mit verschiedenen kommerziell auf dem Markt verfügbaren Massenkunststoffen und Mischungen daraus (vgl. Anhang A, Tabelle II) verglichen werden. Anzumerken ist, dass die Untersuchungen bereits einige Jahre zurückliegen, die Mischungen mit Copolymeren in den meisten Fällen bekannt waren und dem damaligen Entwicklungsstand bei Biopolymeren entsprochen haben. Aktuelle Literaturdaten und Brennwertuntersuchungen für verschiedene Biopolymere mit Ausnahme der Darstellung von Treibhausgasemissionen sind in Tabelle 39 überblicksmäßig dargestellt.

Zusammenfassend lassen sich aus der zuvor erwähnten Studie die im Nachfolgenden taxativ aufgelisteten Aussagen für Biopolymere ableiten.

- Modifizierte Stärkeblends:** Wie in Tabelle II im Anhang A aufgezeigt, liegt das relative Einsparungspotenzial an CO₂ bei Stärkeblends im Vergleich zu konventionellen Kunststoffgemischen (50 % PE-LLD + 50 % PE-HD) im Bereich von **1,2 bis 3,7 kg CO₂/kg Kunststoff** und ist abhängig von dem fossilen Blendanteil im Biopolymer. Betrachtet man den Energieinhalt, d.h. den Brennwert H₀ näher, so liegt dieser bei der oben definierten Mischung aus Polyethylenkunststoff zwischen 24 bis 52 MJ/kg TS. Pellets aus Stärkeblends benötigen zwischen 25 bis 75 % weniger Energie zur Herstellung als konventionelles PE. Weiters fallen bei TPS-Materialien die Treibhausgasemissionen zwischen 20 bis 80 % geringer aus. Die Dampf- und Stromproduktion, die in modernen energieeffizienten Verbrennungsanlagen zum Stand der Technik gehört, bleibt unberücksichtigt. Dies gilt auch für die u.a. Punkte. Die zuvor beschriebenen Untersuchungen basieren auf Stärkeblends der

Fa. Novamont S.p.A, die in Bezug auf die Produktionsmenge an Biopolymeren auch noch heute ein weltweiter Spitzenreiter ist. [36, S. 47f.]

- **PLA:** Studien über den ökologischen Fußabdruck von PLA-Materialien gibt es relativ viele. Bei der Energiebetrachtung muss zwischen der Fossil Feedstock Energy (die im Rohstoff steckende fossile Energie; bei reinen Biopolymeren auf nachwachsender Rohstoffbasis ist dieser Beitrag null) und den für die Herstellung und Verarbeitung aufgewandten Energiebeitrag (Fossil Process Energy) unterschieden werden. Letztgenannter liegt zur Herstellung von PLA und bei der Erzeugung der Energie aus rein fossilen Quellen meist deutlich höher als der benötigte (fossile) Energieeinsatz zur Verarbeitung konventioneller Massenkunststoffe. In Summe gesehen liegt das Einsparungspotenzial bei den Treibhausgasemissionen abhängig von der Prozessführung und dem Rohstoffeinsatz (nachwachsende Biomasse verbraucht CO₂ aus der Atmosphäre während ihrer Wachstumsphase und fungiert daher als CO₂-Senke) im Mittel bei rund der Hälfte (50 %) im Vergleich zu PE bzw. PET [36, S. 64f.]
- **PHA:** Wird der fossile Energiebedarf für die Herstellung von Pellets (cradle-to-factory gate) berücksichtigt (bei PHA inkludiert dies u.a. auch die Fermentation), so ist dieser für PHA etwa gleich dem Energieaufwand von PE-HD; steigt gegenüber dem von PET an und sinkt im Vergleich zu dem Herstellungsenergieaufwand von PS. Dementgegen ist der Energiebedarf (Fossil Process Energy) für die Herstellung von PHA um ca. zwei bis dreimal höher als jener für konventionelle Kunststoffe. Daraus ergibt sich für PHA in Summe gesehen im Vergleich zu petrobasierten Polymeren mitunter ein etwas höherer (fossiler) Energiebedarf. Der Vorteil der nachwachsenden Rohstoffbasis (0 MJ/kg Fossil Feedstock Energy) wird durch den Nachteil des hohen Energiebedarfs während der Produktion wieder vollständig kompensiert. Zudem ist wie im Fall von PLA zu beachten, dass ein auf nachwachsenden Rohstoffen bzw. auch auf Abfällen basierender (Primär-)Energieinput bei der Produktion sich positiv auf die Gesamtbilanz auswirken kann. Dies gilt aber sowohl für die Herstellung von petrobasierten wie auch biobasierten Polymeren. Auch während der Verbrennung in Monoverbrennungsanlagen (ohne die Berücksichtigung von Energy-Recovery-Optionen) verhält sich die bei der Verbrennung freiwerdende CO₂-Menge von PHA ähnlich zu jener von PE. [36, S. 92f.]

7.4.2 Energieinhalt

Eine Verbrennung (rasche Oxidation) kann chemisch gesehen als exotherme Redoxreaktion beschrieben werden. Die Reaktionskinetik spielt hierbei eine entscheidende Rolle. Der Kunststoff, aufgebaut aus Kohlenwasserstoffketten, wird in Gegenwart des Oxidationsmittels Sauerstoff unter Abgabe von Energie (Wärme und Licht) umgesetzt. Die spezifische Energiemenge, die bei der Verbrennung entsteht, ist je nach Kunststoffart unterschiedlich, im Mittel jedoch mit jener von fossilen Brennstoffen (Heizöl, Kohle) vergleichbar. In der nachfolgenden Abbildung 86 sind die Brennwerte, auch bezeichnet als obere Heizwerte (H_o) verschiedener Kunststoffwerkstoffe im Vergleich zu Heizöl, Kohle, Holz, Papier und Restmüll vergleichend dargestellt.

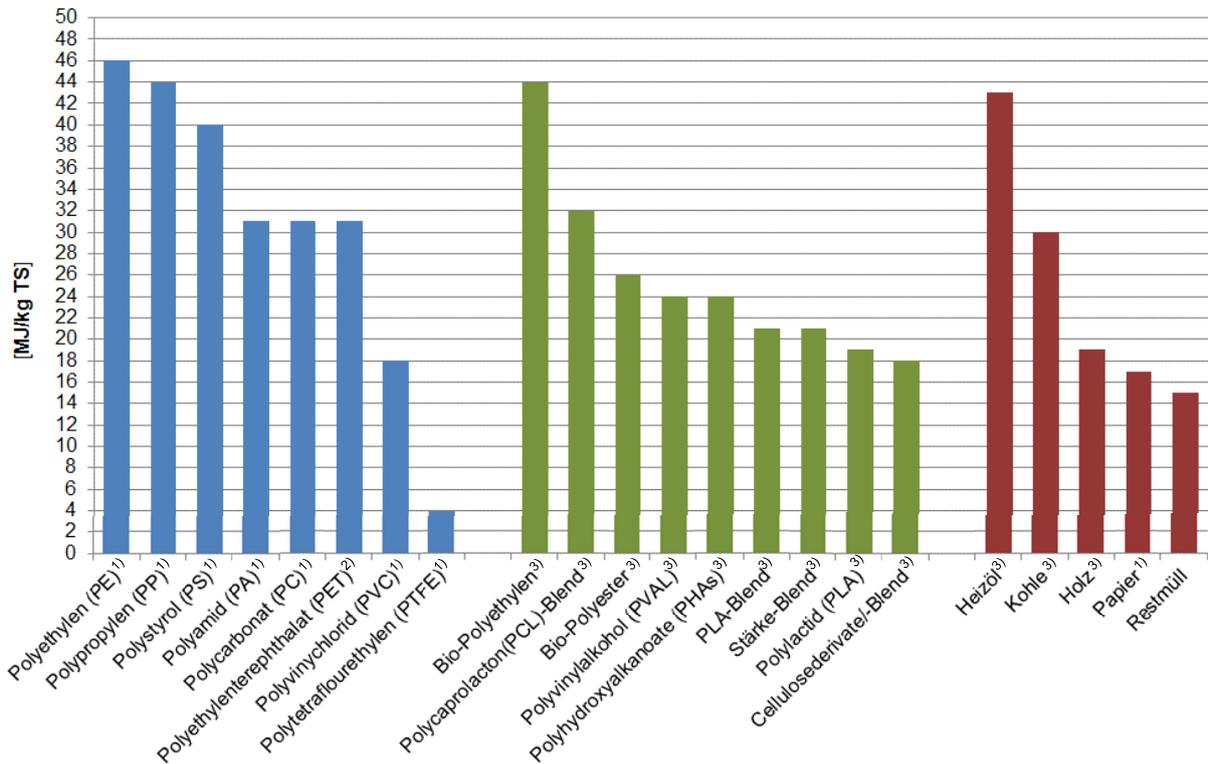


Abbildung 86: Brennwerte (H₀) ausgewählter fossiler und biogener Kunststoffe im Vergleich zu Regelbrennstoffen und Abfällen [191, S. 9]⁽¹⁾, [192, S. 33]⁽²⁾, [8, S. 257]⁽³⁾

Die in der oberen Abbildung angegebenen Brennwerte für Biokunststoffe (grün dargestellt) wurden aus den abgeschätzten stöchiometrischen Zusammensetzungen und den jeweiligen Bildungsenthalpien der entstehenden Reaktionsprodukte CO₂ und H₂O theoretisch abgeleitet. Das in den Biopolymeren enthaltene Wasser sowie Additive wurden aufgrund der unzureichenden Kenntnis der Werkstoffzusammensetzung vernachlässigt.

Der chemisch gebundene Energieinhalt der Biopolymere, auch Brennwert (H₀) genannt, wird kalorimetrisch nach DIN 51900-1:2000-04 bestimmt. Dieser Wert, meist in kJ/kg TS angegeben, ist ein Maß für die Energie, die bei der vollständigen Verbrennung der Probe unter konstantem Druck frei wird. Bleibt die Kondensationswärme des Wassers unberücksichtigt, so erhält man den technisch relevanten unteren Heizwert (H_u), meist in kJ/kg OS angegeben. Dieser wird wie folgt berechnet, wobei die Zahlenangaben der Verdampfungsenthalpie des Wassers der Probe (24,41 kJ/(kg % Wasser)) bzw. des in der Probe enthaltenen Wasserstoffs (219,7 kJ/(kg·% Wasser)), W dem Wassergehalt der Probe in Gewichtsprozent und H dem Wasserstoffgehalt der trockenen Probe ebenfalls in Gewichtsprozent entspricht. [193, S. 303 f.]

$$H_u = \frac{100 - W}{100} \cdot (H_o - 219,7 \cdot H) - 24,41 \cdot W \quad (5)$$

Unter Zuhilfenahme der Elementarkonzentrationen von Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H), Schwefel (S), Stickstoff (N) und Sauerstoff (O) sowie dem Wassergehalt (W) kann nach der empirisch ermittelten Formel [194, L 8]:

$$H_u = 35 \cdot C + 94,3 \cdot H + 10,4 \cdot S + 6,3 \cdot N - 10,8 \cdot O - 2,44 \cdot W \quad (6)$$

der untere Heizwert näherungsweise angegeben werden.

Zusätzlich zu der in der einschlägigen Literatur zu findenden, theoretisch bestimmten und praktisch gemessenen oberen Heizwerten (H_o), werden in Tabelle 39 praktisch ermittelte Brennwerte einzelner Biokunststoffe angegeben.

Tabelle 39: Theoretisch berechnete und praktisch in akkreditierten Laboratorien (Böhler Analytik GmbH, lehrstuhleigenes Umweltanalytiklabor) bestimmte Brennwerte verschiedener Biokunststoffe [8, S. 258]¹⁾, [195]²⁾, [170]³⁾

Biopolymer	Hersteller	Theoretisch berechneter Brennwert H_o [MJ/kg TS]	Praktisch gemessener Brennwert H_o [MJ/kg TS]
Bio-PE ¹⁾	k.A.	43	45,1
PCL-Blend ¹⁾	k.A.	27	23,3
Bio-Polyester ¹⁾	k.A.	24	25,6
PVAL ¹⁾	k.A.	23	24,2
PLA-Blend ¹⁾	k.A.	20	21,2
Stärke-Blend ¹⁾	k.A.	18	21,1
PLA ¹⁾	k.A.	18	19,2
Celluloseester ¹⁾	k.A.	18	18,3
PHAs ¹⁾	k.A.	23	23,9
PLA	FKuR	-	-
PLA-Blend	BASF	-	-
Stärke	BIOTEC	-	-
Stärke/PE Blend	Cadia Bioplastics	-	-
Stärke	NOVAMONT	-	22,42 ²⁾
PLA-Blend	TECNARO	-	-
PLA-Blend	TECNARO	-	-
PLA-Blend	TECNARO	-	-
PHB	TECNARO	-	21,6 ²⁾
PLA	NatureWorks LLC	-	19,1 ²⁾ , 18,7 ³⁾
PBS	MITSUI	-	23,1 ²⁾
TPS	JC Hagen	-	-
PLA/PE-Blend	k.A.	-	-
TPC/PE-Blend	k.A.	-	-
TPC/PE-Blend	k.A.	-	-

Ein Vergleich der H_0 Messergebnisse untereinander lässt den Schluss zu, dass die Brennwerte unterschiedlicher Biopolymere stark von der stöchiometrischen Zusammensetzung abhängig sind. Die Zusammensetzung bestimmt u.a. auch die **biologische Abbaubarkeit**. Der Rohstoffursprung, das Verhältnis zwischen fossilen und biogenen Kohlenstoff im Blend spielt dabei keine Rolle. Vielmehr kann basierend auf Abbildung 86 die Aussage getroffen werden, dass die bei der Verbrennung frei werdende Energie bei biogenen und petrobasierten Polymeren gleicher Elementarzusammensetzung abgesehen von marginalen Schwankungen aufgrund der oftmals nicht exakt bekannten Polymerzusammensetzung und des vernachlässigten Wassergehalts im Wesentlichen identisch ist. So werden in der Literatur [8, S. 258] die Brennwerte von Biopolymeren, die unterhalb derer von PE und PP und etwa im Bereich von PA und ABS zu finden sind, durch das **Vorhandensein von Heteroatomen**, insbesondere von Sauerstoff anstelle von Kohlenstoff, in der Molekularstruktur begründet. Der eingebundene Sauerstoff beschleunigt den Oxidationsprozess und verhindert somit auch das Auftreten lokaler Temperaturspitzen. Durch die thermische Nutzung von Biopolymeren, deren durchschnittliche Heizwerte bezogen auf ein Kilogramm Material vergleichbar mit einem Liter Heizöl sind, wird nachweislich nicht nur weniger CO_2 emittiert, sondern zusätzlich Erdöl als Primärenergieträger eingespart. Die Verbrennung von petrobasierten Kunststoffen trägt zwar auch dazu bei Primärenergieträger zu schonen, im Vergleich zu Polymeren auf nachwachsender Rohstoffbasis werden dadurch aber zusätzliche CO_2 -Emissionen freigesetzt (vgl. Abbildung 85).

Werden die in Tabelle 39 dargestellten oberen Heizwerte einzelner Biokunststoffe brennstofftechnisch betrachtet, so zeigt sich, dass sich das Material durchaus für die thermische Verwertung eignet. Im Durchschnitt liegt das Heizwertespektrum bei Biokunststoffen verglichen zu herkömmlichen petrobasierten Polymeren laut Fachzeitschrift *bioplastic MAGAZINE* [196, S. 42f.] zumindest bei jenen von Holz bzw. auch darüber. Der energetische Unterschied zwischen Kunststoffen auf biogener und fossiler Rohstoffbasis ist nicht stark ausgeprägt, d.h. der in Biokunststoffen gespeicherte Energieinhalt kann z.T. mit jenen von Kohle und Öl verglichen werden (vgl. Abbildung 86). Diese Aussage muss in Anbetracht der Ergebnisse von Brennwertuntersuchungen (H_0) für Stärke-Material, wie PHB, PLA und PBS, relativiert werden. Hier zeigte sich, dass der analytisch bestimmte obere Heizwert, der um 22,5 MJ/kg TS im Durchschnitt liegt, deutlich unter jenen von PE, PP, PS mit durchschnittlich 43 MJ/kg TS einzuordnen ist. Ausnahme bildet hier nur handelsübliches PET-Material, das einen Brennwert von ca. 22 MJ/kg TS aufweist.

7.4.3 Situation in Österreich

Ausgehend von den in Österreich etablierten Sammelsystemen und dem jeweiligen daraus resultierenden Abfallströmen, in denen sich die Kunststoffe aus dem Verpackungsbereich, darunter auch Biopolymere, befinden, kann bei der thermischen Verwertung zwischen zwei Systemen unterschieden werden. Einerseits werden nicht sortenrein erfasste bzw. nicht zum hochwertigen Recycling geeignete (Misch-)Kunststofffraktionen bevorzugt in Form von **qualitätsgesicherten Ersatzbrennstoffen (EBS)** in Mitverbrennungsanlagen (vgl. Kapitel

7.4.3.1) verbrannt. Hier kann auch in Zukunft mit dem weiteren Ausbau von Kapazitäten was die Versorgung der energieintensiven (österreichischen) Industrie mit EBS anbelangt, gerechnet werden. Andererseits ist es gelebte Praxis, dass vorwiegend Folienverpackungen, zusammen mit anderen Abfällen (Rest- und Sperrmüllfraktionen) direkt in Monoverbrennungsanlagen (vgl. Kapitel 7.4.3.2) verbrannt werden (vgl. dazu die Kunststoffflaschen-Monosammlung am Beispiel des Bundesland Wien).

Von den im Jahr 2009 in Österreich insgesamt angefallenen 255.811 t [62] an Kunststoffverpackungen wurden 96,9 % (247.939 t) einer Verwertung (stofflich + thermisch) zugeführt. Zur thermischen Verwertung gelangten 2009 insgesamt 164,256 t bzw. 66,2 % [62]. Die nachfolgenden Unterkapitel 7.4.3.1 und 7.4.3.2 beschreiben die im vorherigen Absatz aufgezeigten Szenarien der thermischen Verwertung.

7.4.3.1 Mitverbrennung als EBS

(Mischkunststoff-)Abfallströme, deren Brennwerte (H_o) über 21 MJ/kg TS liegen, werden in Österreich vorwiegend als Substitutsbrennstoffe in Mitverbrennungsanlagen der Zement-, Holz-, Papier- und Zelluloseindustrie etc. eingesetzt. Im BAWP 2011 werden diese Anlagen als thermische Behandlungsanlagen (ohne Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle) geführt. Basierend auf dieser Definition sind derzeit **österreichweit 49 Mitverbrennungsanlagen** (Stand: Ende 2010) mit einer **Jahreskapazität von ca. 2,2 Mio. t** in Betrieb. Sie dienen neben den Abfallmonoverbrennungsanlagen als wichtiges Glied in der heimischen Entsorgungswirtschaft und werden zur Reduktion des Gefährdungspotenzials von Abfällen im Allgemeinen, zur Zerstörung von organischen Schadstoffen bzw. zur Aufkonzentrierung für die spätere Konditionierung sowie Immobilisierung von anorganischen Schadstoffen im Speziellen gesehen. Neben der Reduktion der Masse sowie des Volumens wird eine Hygienisierung der Abfälle angestrebt. Mit der Nutzung des Energieinhalts des Abfalls wird ein weiteres wichtiges Ziel verfolgt. [107, S. 100f.] Dadurch können Primärenergieträger wie Erdöl, Erdgas und Kohle eingespart werden, was wiederum positive Auswirkungen auf den nachhaltigen Umgang mit endlichen, natürlich vorkommenden Ressourcen hat. Ausgehend von den vorher erwähnten 164.256 t an thermisch verwerteten Kunststoffverpackungen wurden im Jahr 2009 rund 62.477 t, dies entspricht ca. 38 % der Gesamtmenge, in den zuvor genannten Industriezweigen mitverbrannt [62].

7.4.3.2 Abfallmonoverbrennung

In Österreich werden zehn Anlagen (Stand: April 2011) zur Verbrennung von Siedlungsabfällen betrieben, wobei sieben Anlagen mit einer Rostfeuerung und drei Anlagen mit einer Wirbelschichtfeuerung ausgestattet sind. Insgesamt beläuft sich laut BAWP 2011 die Jahreskapazität dieser Anlagen auf 2,3 Mio. t. [107, S. 99]

Geht man im Jahr 2009 von einer Menge von ca. 102.000 t [62] an Kunststoffverpackungen aus, die zusammen mit anderen Abfällen, vorwiegend Rest- und Sperrmüll, in Monoverbrennungsanlagen verbrannt wurden, so entspricht dies ca. 62 % der gesamten thermisch verwerteten Kunststoffverpackungsmenge in Österreich. Kunststoffmaterialien in der Abfallverbrennung tragen zur Steigerung des Heizwerts bei. Im Schnitt liegt der Heizwert (H_u)

von unbehandeltem Restmüll zwischen 9 und 11 MJ/kg TS. Eine Zunahme des Kunststoffanteils im Abfall geht zwangsweise mit der Erhöhung des Heizwertes einher. Je nach Brennkammer und den verwendeten Materialien (Werkstoffen der Brennkammer) ist die maximale thermische Belastung auf 3 GJ/m² h limitiert. Im Regelbetrieb sollen 1,8 bis 2,5 GJ/m² h nicht überschritten werden [193, S. 309]. Vorgegeben durch die Standzeiten der Brennkammerausmauerung und der Hitzebelastung des Rostes liegt das Heizwertmaximum bei der Rostfeuerung zwischen 12 und 13 MJ/kg TS [193, S. 303].

Von der Emissionsseite her betrachtet sind die zu erwartenden Emissionen, die bei der Verbrennung von Biokunststoffen freigesetzt werden, wie bereits erwähnt, hauptsächlich von der chemischen Zusammensetzung des Materials und von der Verbrennungstemperatur abhängig. Bei niedrigen Verbrennungstemperaturen bis 400 °C, die in der Rost- bzw. Wirbelschichtfeuerung im Regelbetrieb de facto nicht vorkommen, besteht das Verbrennungsgas zum größten Teil aus den Monomeren, Oligomeren und Bruchketten, die eine partielle Aufoxidierung zu Aldehyden und Ketonen erfahren. Bei steigender Temperatur setzt eine fortlaufende Atomisierung der Bruchstücke ein und die strukturelle Integrität zwischen dem Polymer auf der einen Seite und dem Verbrennungsprodukt auf der anderen Seite wird reduziert. Bei ca. 800 °C setzt nicht nur bei herkömmlichen Kunststoffen, sondern auch bei Biopolymeren die verstärkte Bildung von ökotoxikologisch kritischen Substanzen ein. Zu deren Vertretern gehören hier u.a. die Aromaten Benzol und Naphthalin, die unkontrolliert in die Umwelt entlassen, ausgeprägte Schädigung besitzen. Die nachwachsende Rohstoffbasis hat somit keinen Einfluss auf die später im Verbrennungsprozess gebildeten schädlichen Abgase. So gibt es aus ökotoxikologischer Sichtweise bei der Verbrennung von Bio-PET und fossilen PET keinen Unterschied in Bezug auf die Schädigung des Rauchgases (bei gleicher Additivierung). Auch die biologische Abbaubarkeit von anderen Biopolymeren spielt hier keine Rolle. [196, S. 43] In der Abfallmonoverbrennung werden (Rauchgas-)Temperaturen von mindestens 850 °C, direkt im Verbrennungsraum je nach System Temperaturen von über 1.000 bis 1.100 °C erreicht. Der einzige wirkliche Vorteil, der bei der Verbrennung von Biokunststoffen mit einem mehr oder weniger großen Anteil an nachwachsenden Rohstoffen zu tragen kommt, ist die CO₂-Neutralität. Einen interessanten und innovativen Ansatz verfolgen Energieerzeuger im deutschsprachigen Raum. Mit Hilfe von Technologien zur Abtrennung von CO₂ aus dem Rauchgas und der Rückführung sowie Verwendung des Gases als Rohstoff in der Biokunststoffproduktion wird die Möglichkeit der erweiterten rohstofflichen Nutzung von Abfällen u.a. auch aus Biokunststoffen geschaffen. Im anschließenden Kapitel wird auf diesen Prozess kurz eingegangen.

Abtrennung des CO₂ aus der Abfallverbrennung und Zuführung als Rohstoff in die Biopolymerproduktion

Derzeit sind sowohl in Deutschland durch die Firmen RWE und EON als auch in Österreich durch die EVN (CO₂:use) verschiedene Forschungsprojekte am Laufen, die im Bereich der nachhaltigen Rohstoffherzeugung angesiedelt sind. Energieversorgungsunternehmen planen

einen Teil des in ihren Müllverbrennungsanlagen entstehenden CO₂ einer stofflichen Nutzung zuführen. Konkret handelt es sich dabei um die Verfolgung von Energie- und Klimaschutzziele, aber auch um die Bereitstellung von Ressourcen, u.a. für die Biokunststoffproduktion.

So läuft seit März 2011 im kalorischen Kraftwerk Dürnrohr (Oberösterreich) eine Versuchsanlage zur Abtrennung von CO₂ aus den Rauchgasen der Abfallverbrennungsanlage. Bislang wurden mehr als 22 t CO₂ abgeschieden und als Rohstoff für verschiedene Industriezweige (z.B. Düngemittel, Getränke, Pharma, Kosmetik) bereitgestellt [197, S. 32]. Das CO₂ kann indirekt auch zur Erzeugung von **Biokunststoffen aus Mikroalgen** nutzbringend und vor allem klimaschonend verwertet werden. Algen können im Gegensatz zu Landpflanzen das CO₂ wesentlich schneller über die Photosynthese verstoffwechseln. Die daraus gebildete Biomasse kann einer energetischen wie auch stofflichen Nutzung zugeführt werden. Technisch gesehen eignet sich die aus den Algen gewonnene Biomasse prinzipiell als Rohstoff für die Biokunststoffproduktion. Die Vorteile der Mikroalgen liegen dabei klar auf der Hand: keine Konkurrenz zur Lebensmittelproduktion, höhere Biomasseausbeuten, natürlicher umweltschonender Herstellungsprozess der Rohstoffe für die Biopolymerherstellung. Gegenwärtig sind bis auf vereinzelte Feasibility-Studien noch keine Detailergebnisse bekannt. Die hohen Investitionskosten, der relativ große Ernteaufwand und die bis dato fehlende großtechnische Umsetzung stehen dieser Technik auf dem Weg zum Durchbruch am Markt als Hindernis entgegen.

7.5 Restmüllsplitting/MBA

Im Zuge des Restmüllsplittings wird der Abfall, meist handelt es sich um kommunalen Restmüll bzw. ähnliche Gewerbeabfälle, durch eine mechanische Voraufbereitung (Zerkleinern, Sieben, Windsichten) in zwei Stoffströme aufgetrennt: eine mittel- bis hochkalorische Leichtfraktion und eine niederkalorische Schwerfraktion. Der Siebüberlauf, die sogenannte heizwertreiche (Leicht-)Fraktion, in der sich vor allem flächige (2D) aber auch körperförmige (3D) Kunststoffmaterialien anreichern, kann aufgrund des seit dem Jahr 2004 gültigen Deponierungsverbots nicht mehr direkt deponiert werden und muss einer thermischen Behandlung (Abfallmono- bzw. Mitverbrennung) unterzogen werden. Abgesehen von der Abfallmonoverbrennung werden an Ersatzbrennstoffproduzenten, denen separierte Mischkunststofffraktionen als Input dienen, strenge Qualitätsanforderungen seitens der EBS-einsetzenden Industrie gestellt. Moderne EBS-Aufbereitungsanlagen betreiben abgesehen von der standardmäßigen Fe- und NE-Abtrennung immer öfters auch NIR-Detektionssysteme zur Stoffseparierung. Hier spielt u.a. die Begrenzung des Anteils an PVC-Kunststoffen (Verpackungsbereich) bzw. an schwermetallhaltigen, hitzebeständigen Polymeren (u.a. eingesetzt in der Automobil- und Unterhaltungselektronikindustrie) eine große Rolle.

Das Verbot der direkten Deponierung, d.h. die Überschreitung eines TOC-Gehalts des Abfalls von 5-M % bzw. das Heizwertkriterium (< 6.600 MJ/kg TS) bei MBA-stabilisierten Abfallfraktionen gelten sowohl für fossile als auch biogene Polymere.

7.5.1 Verfahrensschema

Der Pfad der thermischen Verwertung ist in Abbildung 87 rot dargestellt. Eine stoffliche Verwertung der aussortierten Polymere wäre mit entsprechender Aufbereitungs- und Sortiertechnik zwar technisch möglich und aus Sicht der Ressourcenschonung auch anstrebenswert, der Verschmutzungsgrad und der damit verbundene Sortier- bzw. Reinigungsaufwand jedoch gelten in diesem Zusammenhang als limitierende Faktoren. In die stoffliche Verwertung gehen, wie aus Abbildung 88 hervorgeht, Eisen- und Nichteisenmetalle (Wertstofffraktion). Kunststoffe werden mit der heizwertreichen Fraktion, i.d.R. über einen Siebschritt abgetrennt und danach thermisch verwertet. Der Siebdurchgang, auch als organische Fraktion bzw. Schwerfraktion bezeichnet, wird biologisch behandelt (Rotte). Nach einer Intensivrotte von mindestens vier bis sechs Wochen erfolgt im Anschluss daran eine sechs- bis zehn-wöchige Nachrotte. Bevor eine biologisch stabilisierte, deponiefähige Fraktion obertage abgelagert werden kann, werden im Zuge einer nachgeschalteten Siebung die in der Deponiefraktion verbliebenen nicht abgebauten heizwertreichen fossilen Polymere bzw. noch eventuell vorhandene nicht vollständig desintegrierte („oversized“) biologisch abbaubare (Bio-)Kunststoffe mit dem Überlauf ausgetragen und der thermischen Verwertungslinee zugeführt. Die Geschwindigkeit des aeroben Abbaus von organischen Substanzen, darunter fallen auch biologisch abbaubare Kunststoffverpackungen, ist stark von dem gewählten Verfahren (Mieten-, Tunnel- oder Zeilenverfahren) sowie der biologischen Aktivität (AT_4^{32} , GS_{21}^{33}) des Substrats abhängig. Bei intensiven Rotteverfahren gehören eine Zwangsbelüftung sowie das wöchentliche Umsetzen mit kontinuierlicher Bewässerung des Materials zum Stand der Technik. [193, S. 267] Zertifizierte biologisch abbaubare Verpackungen, sollten sie in die organische Fraktion der MBA gelangen, müssten innerhalb der Gesamtrottezeit von 10 bis 16 Wochen gemäß den Anforderungen der in Kapitel 2.3 beschriebenen Regelwerken biologisch umgesetzt werden. Fragmente, die aufgrund von ungünstigen Bedingungen nicht vollständig desintegrieren und am Siebbelag verbleiben, werden wie bereits erwähnt mit dem Überlauf ausgetragen und thermisch verwertet. Aufgrund der mehrstufigen Aufbereitung in der MBA vor der Deponierung erscheint es nahezu unmöglich, dass (Bio-)Kunststoffe in der deponiefähigen Fraktion landen.

³² AT_4 : Atmungsaktivität nach 4 Tagen (96 h).

³³ GS_{21} : Gasspendensumme nach 21 Tagen (504 h).

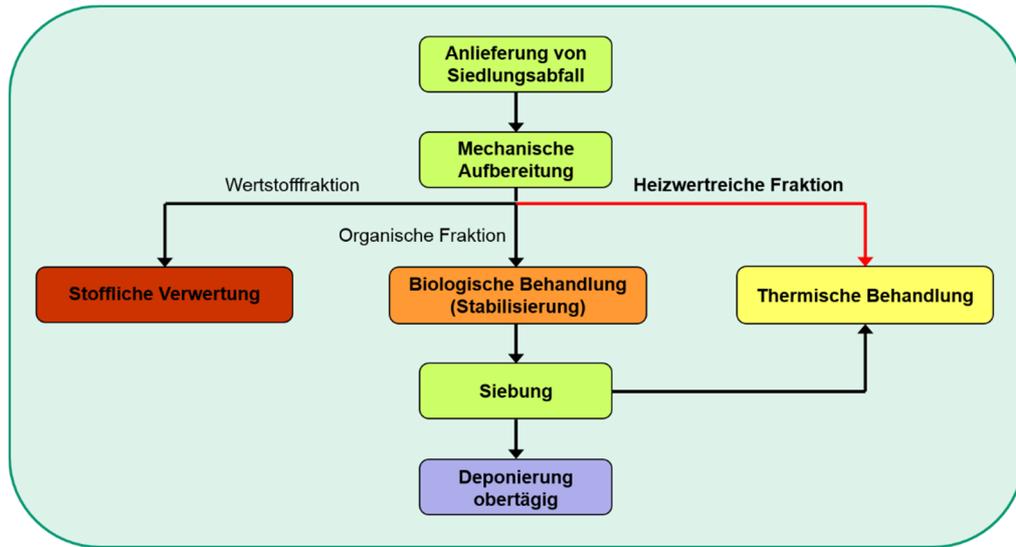


Abbildung 87: Fließschema MBA

Auf den Teilschritt der mechanischen Aufbereitung wird in der nachfolgenden Abbildung 88 im Detail eingegangen. Dieser mehrstufige Aufbereitungs- und Separationsprozess stellt sicher, dass die Anforderungen zur Deponierung von Abfällen eingehalten und keine stofflich sowie thermisch verwertbaren Materialien auf Deponien endgelagert werden.

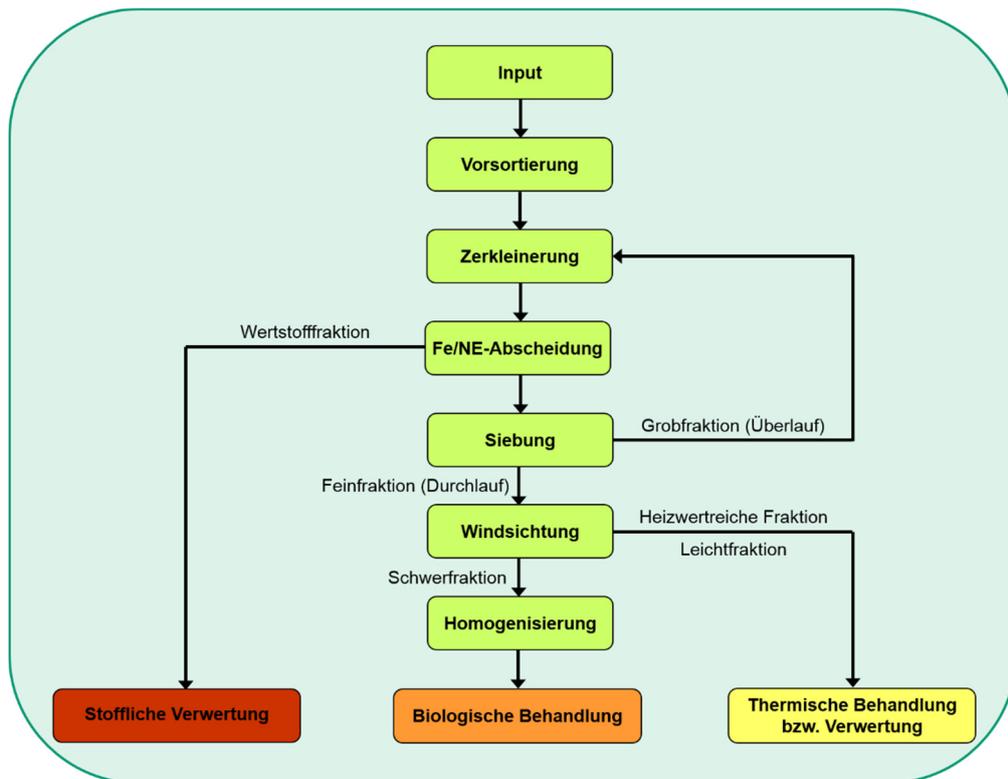


Abbildung 88: Mechanische Aufbereitung einer MBA im Detail [193, S. 266, modifiziert]

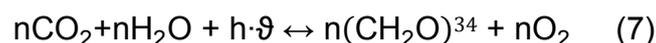
7.5.2 Situation in Österreich

Bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in MBA-Anlagen wird eine Form des **Restabfallsplittings** betrieben, die primär als Alternative zur Monoverbrennung zu sehen ist und vor allem in der Steiermark mit sieben Anlagen sowie Niederösterreich mit drei Anlagen verbreitet ist. Insgesamt werden in Österreich 16 Anlagen (Stand: Oktober 2010) zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung betrieben mit einer genehmigten Gesamtkapazität von 741.100 t. Im Jahr 2010 wurden laut BAWP 2011 rund 92 % (683.850 t) der Kapazität genutzt. [107, S. 109]

7.6 Kompostierung

Da zahlreiche Biokunststoffe im Verpackungsbereich auch biologisch abbaubar sind, und es andererseits auch fossile Polymere gibt, die unter bestimmten Bedingungen zu CO₂ und Wasser zersetzt werden, stellt in diesem Zusammenhang die Kompostierung von Biopolymeren eine mögliche Entsorgungsoption dar. Generell ist die Kompostierung von biologisch abbaubaren Polymeren und die damit verbundene Umwandlung zu CO₂, Wasser und Restbiomasse als eine Form der stofflichen Verwertung anzusehen [34, S. 23], auch wenn in der Praxis die geringe Menge an Restbiomasse bei der Nutzung keine Rolle spielt.

Die Rahmenbedingungen für den aeroben und anaeroben Abbau von Verpackungsmaterialien sind Teil der bereits in Kapitel 4.1.1 beschriebenen **Richtlinie 94/62/EG** und deren Novellen. Die Richtlinie basiert wiederum auf den in Kapitel 2.3.3 erwähnten **europäischen Standard EN 13432**, der auf die Kompostierbarkeit von Verpackungskunststoffen eingeht. Die bei dem biologischen Zerfall entstehenden Verbindungen CO₂ + H₂O bilden wiederum die Basis für die Entwicklung neuer Biomasse, die durch den Prozess der Photosynthese abgebildet wird.



Im Grunde genommen handelt es sich bei der Kompostierung von z.B. biologisch abbaubaren Verpackungen, wie bereits eingangs erwähnt, um ein natürliches Recycling der einzelnen (Verpackungs-)bestandteile (Elemente), insbesondere des Kohlenstoffs und Wasserstoffs. Diese Rohstoffe werden kurzzeitig der Natur entnommen und nach Ende der Produktlebenszeit wieder in den **natürlichen Stoffkreislauf** eingebracht (vgl. Abbildung 10). [8, S. 254] Ziel einer jeden Kompostierung ist die Herstellung eines huminstoffreichen Produkts (Kompost), das die Qualitätsanforderungen der verschiedenen Anwendungsbereiche erfüllt. In seiner Rolle als Bodenverbesserungsmittel trägt der Kompost als Humus- und Nährstofflieferant entscheidend zum ökologischen Gleichgewicht bei. Gemäß der österreichischen Kompostverordnung [198] wird unter Kompostierung die gesteuerte, exotherme Umwandlung abbaubarer organischer Materialien, somit auch von Biopolymeren,

³⁴ Grundbaustein für Biomasse.

in ein **huminstoffreiches Material mit mindestens 20 M-% organischer Substanz** verstanden. [199, S. 26]

Theoretisch können Alt(bio)polymere entweder in einer aufwändigen industriellen Heißkompostierung oder einer einfach ausgeführten Heimkompostierung abgebaut werden. Der zeitliche Verlauf des biologischen Abbaus ist nicht nur von der Kompostierungsart und der Größe (Stückigkeit) der Abfälle, sondern in gewissem Maße auch von der Zusammensetzung des Biokunststoffmaterials, d.h. von den enthaltenen Additiven und der Kristallinität der Probe abhängig [34, S. 23].

In der Praxis ist je nach Biokunststoffart und dem bei der Kompostierung vorherrschenden Milieu ein biologischer Abbau innerhalb eines gewissen Zeitfensters oft gar nicht möglich bzw. nur unvollständig realisierbar. Dementsprechend treten bei der Kompostierung von biologisch abbaubaren Biokunststoffen, insbesondere bei PLA-Materialien (Flaschenware) häufig noch ungelöste Probleme auf. Auf die Schwierigkeiten, die sich im Zusammenhang mit der aeroben Behandlung von Biokunststoffen (vorwiegend bei der Heimkompostierung) ergeben, wird in den nachfolgenden beiden Unterkapiteln 7.6.1 und 7.6.2 eingegangen.

7.6.1 Industrielle (Heiß-)Kompostierung

7.6.1.1 Verfahrensbeschreibung

Der Prozess der industriellen Kompostierung lässt sich im Allgemeinen in zwei aufeinanderfolgende Phasen einteilen. Die sogenannte Heißrotte (Hygienisierung), auch Intensiv- oder Vorrotte genannt, dauert je nach Kompostierungsverfahren Tage bis wenige Wochen. Daran angeschlossen läuft die Nachrotte zur Reifung des Komposts (meist in Form von Tafel- oder Dreiecksmieten) innerhalb von ca. vier bis zwölf Wochen ab. [200, S. 14ff.]

Die **Mietenkompostierung** hat sich in Österreich als vorwiegend eingesetztes Verfahren etabliert [199, S. 20]. Versuche haben gezeigt, dass als kompostierbar zertifizierte Biokunststoffe sich unter den vorherrschenden Bedingungen der industriellen Kompostierung, d.h. bei Temperaturen zwischen 55 und max. 70 °C in der Heißrotte von und einem Wassergehalt zwischen 55 bis 70 %, innerhalb der vorgegebenen, anlagen-spezifischen Intensivrottendauer von 4 bis 6 Wochen zersetzen. Ausschlaggebend dafür sind neben dem Faktor Temperatur auch ein ausreichender Sauerstoff- und Wassergehalt sowie das Vorhandensein entsprechender Mikroorganismen und die entsprechend regelmäßige Umsetzung der Mieten.

7.6.1.2 Biologischer Abbau von Biokunststoffen

Betreiber von Kompostwerken äußern gegenüber dem Vorhandensein von Biokunststoffen in den Eingangsmaterialien Bedenken. Ähnlich wie in Kapitel 7.3, in dem das erschwerte Recycling von PET-Flaschen durch die Vermischung mit PLA-Flaschen im Zuge der Sammlung beschrieben wird, sehen sich auch Kompostieranlagen mit ähnlichen Problemen konfrontiert. Der Konsument ist aufgrund unklarer und nicht einheitlicher Bezeichnungen und mangelnden Wissens oft nicht in der Lage, kompostierbare Kunststoffe von nicht biologisch abbaubaren zu unterscheiden. Somit landen auch petrobasierte Verpackungsmaterialien im

Biomüll, die in den nachgeschalteten Rottephasen von den Mikroorganismen in Gegenwart von Feuchte nicht zersetzt werden können und damit die Kompostqualität nachteilig beeinflussen. Biokunststoffe (wie z.B. Hohlkörper) können während ihrer Zersetzung luftabgeschlossene Bereiche im Bioabfall verursachen, die eine Kompostierung verhindern. Fragmente von nicht vollständig abgebauten Biokunststoffbeuteln im fertigen Kompost (vgl. Anhang A, Abbildung IV) entsprechen nicht den Qualitätskriterien der Kompostverordnung und erschweren dadurch den Verkauf des Produktes. Vielfach bleibt hier neben einer kostenintensiven Nachabscheidung (Siebung) nur der Weg in die Verbrennung übrig [114, S. 14]. Ein weiteres Problem besteht darin, dass bei Blends aus Biokunststoffen und konventionellen Polymeren nach dem (aeroben und teils anaeroben) Abbau mineralölbasierte fein verteilte Partikel zurück bleiben und danach bei der Kompostausbringung feindispers in die Umwelt eingetragen werden. [1, S. 67]. Für Betreiber von Kompostieranlagen gilt, dass gemäß den Vorgaben der Kompostverordnung die aus Bioabfällen gewonnenen Komposte keine Kunststoffe mehr enthalten dürfen. Sie sind somit gezwungen, alle in den Inputfraktionen enthaltenen Kunststoffe vorab mit entsprechendem Aufwand auszusortieren bzw. den entstanden Kompost nachträglich erneut zu sieben. Dies schlägt sich bei den Anlagenbetreibern mit einem finanziellen Mehraufwand nieder. Moderne sensorgestützte Technologien zur Unterscheidung von fossilen und biogenen Polymeren, die in Kapitel 5.3 beschrieben werden, sind momentan noch zu teuer, sodass sich die Anschaffung und der Betrieb in Kompostieranlagen wirtschaftlich gesehen nicht rechnen würden. [67, S. 18ff.]

Eine Kompostierung von Verpackungsmaterialien aus Biokunststoffen erscheint aus den vorher genannten Zusammenhängen heraus nur dann sinnvoll, wenn die Verpackung selbst mit dem darin enthaltenen Produkt eine funktionale Einheit bildet und z.B. aus Kostengründen gemeinsam kompostiert wird. Dies kann bei folgenden Gegenständen des Alltags der Fall sein, wobei sich Punkt 4 und 5 nicht direkt auf die Kompostierung beziehen.

- Biokunststoffsäcke als Inlay oder direkt als Sammelbehälter für Bioabfälle;
- Einweggeschirr aus Biokunststoffen, das im Zuge von Veranstaltungen anfällt und zusammen mit Speiseresten gesammelt und kompostiert bzw. vergärt werden kann;
- Hüllen von Grablichtern und -laternen, die zusammen mit verrottbaren Grabschmuck (Blumen, Kränze etc.) gesammelt und entsorgt (kompostiert) werden können;
- auflösbare Wäschesäcke, die sich während des Waschvorgangs von alleine auflösen;
- resorbierbare Implantate, die sich in Abhängigkeit des Regenerationsverlaufs im menschlichen Körper selbst auflösen.

Aus technischen wie wirtschaftlichen Überlegungen heraus ist eine getrennte Erfassung von Biopolymeren bzw. die nachträgliche aufwändige Sortierung nicht effizient. So wird dies auch in der Fachwelt gesehen [8, S. 255]:

„Im Gegensatz dazu stellt eine zwanghafte „Kommandokompostierung“ mit einer erzwungenen getrennten Erfassung, Sammlung und Transport zu einer industriellen

Kompostieranlage nur einen zusätzlichen Aufwand und damit eine Entropieproduktion ohne zusätzlichen Nutzen dar.“

Zu diesem Schluss kommt auch die Deutsche Umwelthilfe (DUH), wobei die Kompostierung von Biokunststoffen aus deren Sicht höchstens eine Entsorgungsdienstleistung darstellt, bei der kein ökologisch sinnvoller Zweck verfolgt wird. [114, S. 14]

Neben einem oft unzureichenden Abbauverhalten von biologisch abbaubaren Biokunststoff-Hohlkörpern in industriellen Kompostierprozessen, die u.a. durch dickwandige Halsregionen bei den PLA-Flaschen herrühren, stört das große Einzelstückvolumen und die Geometrie der Flaschenfraktion bei der Kompostierung. Abgesehen von fehlenden optischen Unterscheidungsmerkmalen zu herkömmlichen, petrobasierten PET-Flaschen werden PLA-Flaschen in Bioabfallfraktionen im Hinblick auf die eher kleine Stückigkeit und gleichzeitig hohe Dichte des Bioabfalls als störend betrachtet. Ein vorgeschalteter Zerkleinerungsprozess scheint zwar technisch realisierbar, aus wirtschaftlichen Überlegungen heraus derzeit aber nicht praktikabel. [13, S. 57]

Bei der Kompostierung von Biokunststoffen entspricht die während des Verfahrens gebildete Menge an CO₂ exakt jenem Volumenanteil, der sich bei der Verbrennung freisetzen würde. Der wesentliche Unterschied besteht aber darin, dass die durch den mikrobiellen Abbau auftretende Wärme bei der Kompostierung im Gegensatz zur Abfallverbrennung technisch nicht genutzt wird.

7.6.2 Eigenkompostierung

Neben der industriellen Kompostierung, bei der es ein kontinuierliches Monitoring festgelegter Parameter gibt, findet die Eigenkompostierung in Form einer Einzel- oder Hausgartenkompostierung im privaten Haushalt bzw. in landwirtschaftlichen Betrieben statt. Der Prozess läuft im Gegensatz zur industriellen (Heiß-)Kompostierung, die ein deutlich thermophiles (> 35 °C bis 70 °C) Temperaturniveau aufweist, im Zuge der Eigenkompostierung bei mesophilen (< 35 °C) bzw. psychrophilen (< 20 °C) Temperaturen ab. Gerade dabei bleiben nicht oder schwer abbaubare petrobasierte Kunststoffe bzw. Blendpartner vollständig erhalten. Grundsätzlich ist unter Berücksichtigung der in Kapitel 2.3 vorgestellten Normen zur Prüfung der Bioabbaubarkeit zu beachten, dass die Zertifizierungen in der überwiegenden Anzahl der Fälle nicht mit einer vollständigen Abbaubarkeit im häuslichen Bereich gleichzusetzen sind. Einzig die beiden unter Kapitel 5.1.1 vorgestellten Prüfzeichen **DIN CERTCO home compostable** nach **ASTM 5810** und das **Vinçotte-OK Compost Home-Label** bescheinigen die Eignung von biologisch abbaubaren Kunststoffverpackungen zur Umsetzung unter den Bedingungen der Eigenkompostierung. Betrachtet man die Mengen an diesen (zertifizierten) Materialien, die derzeit am (europäischen) Markt vorhanden sind, so spielt die Eigenkompostierung eine untergeordnete Rolle. Prinzipiell gilt aber, dass abgesehen von den Problemen, die bei der Kompostierung von PLA-Flaschenmaterialien (Hohlkörper) auftreten, **cellulosebasierte Folien** i.d.R. problemlos, auch im Zuge einer Heimkompostierung, abgebaut werden können. Abhängig von der Materialart werden zertifizierte Folien laut [34] binnen drei Monaten zersetzt und nach sechs Monaten biologisch abgebaut.

Trotz der in den letzten Jahren gewachsenen Marktpräsenz von biologischen Kunststoffmaterialien, wie z.B. PLA, die unter Einhaltung gewisser Normen nachweislich als biologisch abbaubar gelten, stellt die Kompostierung von Biokunststoffen abgesehen von der direkten Deponierung energetisch und ökologisch gesehen die schlechteste aller Entsorgungsvarianten dar. Aufgrund des beschriebenen Abbauverhaltens zu CO₂ und Wasser, ohne das wertgebende Kompostbestandteile (Humus bzw. Nährstoffe) aus dem Polymer zur Verbesserung des Bodens gebildet werden, schneidet die Kompostierung gegenüber der stofflichen bzw. energetischen Verwertung eindeutig schlechter ab und ist somit im abfallwirtschaftlichen Kontext gesehen, nicht zu präferieren.

7.7 Vergärung – Biogaserzeugung

Neben der Erzeugung aus nachwachsenden Rohstoffen rückt bei biologisch abbaubaren Biokunststoffen, die vorwiegend im Verpackungsbereich Einsatz finden, auch vermehrt der Aspekt der Kreislaufführung in den Vordergrund. Eine Möglichkeit besteht darin, biologisch abbaubare Biokunststofffraktionen, die sich aufgrund ihres fortgeschrittenen Depolymerisationsstadiums nicht mehr für eine stoffliche Verwertung eignen, für die Biogaserzeugung heranzuziehen. Zur anaeroben Behandlung von Biokunststoffen sind noch keine Prüfnormen erschienen [43, S. 31].

Der anaerobe Prozess der Vergärung läuft meist in zwei Hauptstufen ab. Beginnend mit einer ungefähr zwei bis drei Wochen dauernden anaeroben Phase, bei der das sich bildende Methan für die Elektrizitäts- und Wärmeerzeugung genutzt werden kann, fällt am Ende einer ca. drei- bis vierwöchigen aeroben Nachbehandlung ein Kompost an, der sich für den Einsatz als Bodenverbesserer eignet. Somit können i.d.R. selbst weniger gut abbaubare Biokunststoffe, die unter anaeroben Bedingungen ein mäßiges Abbauverhalten zeigen, im Zuge der aeroben Nachbehandlungsphase nahezu vollständig umgesetzt werden. [111, S. 21]

Ein Vorteil der Biogaserzeugung gegenüber der Kompostierung ist, dass das bei der Vergärung frei werdende Biogas (ca. 70 % CH₄, 30 % CO₂) zur Energiebereitstellung genutzt werden kann und erst im Anschluss daran das CO₂, wie bei der Verbrennung, in die Atmosphäre entweicht. Dies verläuft konträr zur Kompostierung, bei der sich ebenfalls Kohlendioxid bildet, wobei jedoch der langsame exotherme Umwandlungsprozess der Biomasse energetisch nicht genutzt wird. Aus technischer Sicht kommt es bei einer reinen Kompostierung zu einer unkontrollierten Freisetzung von CO₂ in die Atmosphäre. Bei einer Vergärung erfüllen die Gärreste immerhin noch die Anforderungen, die an einen Kompost gestellt werden. [34, S. 23]

Über den anaeroben Abbau von Biokunststoffen in Biogasanlagen gibt es bis dato, abgesehen von Technikumsversuchen an deutschen Hochschulen, wenig Erkenntnisse. Praxisversuche sind in Planung bzw. befinden sich bereits in der Umsetzungsphase. Zu beachten gilt, dass ein erfolgreicher und nahezu vollständiger Abbau von Biokunststoffen bei der Kompostierung nicht automatisch auf die Eignung zur Vergärbarkeit schließen lässt. Biokunststoffe zeigen unter Sauerstoffausschluss ein sehr differenziertes Abbauverhalten. Wandern die Materialien nach der Vergärung im Biogasreaktor in die Kompostfraktion und

durchlaufen sie hier eine verkürzte Nachrottestufe, so zeigen nach ersten Versuchen nicht alle Biokunststoffe ein nach DIN 13423 konformes Abbauverhalten. Hinzu kommt, dass nicht alle Biogasanlagen auch über eine entsprechende Nachrotte verfügen. [1, S. 46] Abgesehen von teilweise nicht zufriedenstellenden Abbauergebnissen in Klein- und Großversuchen, zeigen sich bei der Vergärung von Biokunststoffen auch Probleme ganz anderer Art. Mit dem Bioabfall eingebrachte Folien neigen dazu, Fördereinrichtungen wie Pump- und Rühraggregate zu verstopfen bzw. zu umwickeln und beeinflussen dadurch den Gesamtprozess negativ. Ansätze zur Installation einer vorgeschalteten Hydrolysestufe könnten u.U. helfen, diese Problematik in den Griff zu bekommen. [43, S. 31]

Zellulosefolien erfüllen derzeit bereits problemlos die Anforderungen an ein vergärbares Material, wobei auch hier unterschiedliche Angaben dazu in der Literatur zu finden sind. Prinzipiell ist der biologische Abbau von langkettigen Zellulosezuckermolekülen in erster Linie von der chemischen Modifikation, d.h. vom strukturellen Aufbau bzw. auch von den vorherrschenden Mikroorganismen im Biogasreaktor abhängig [1, S. 67].

PLA-Kunststoffe scheinen aus heutiger Sicht nur bedingt zur Vergärung geeignet zu sein, hingegen geht man bei **stärkebasierten Biokunststoffen** per se von einer guten Abbaubarkeit in Vergärungsanlagen aus [1, S. 67].

Im Gegensatz dazu konnte im Zuge von ersten Versuchsreihen mit Bioabfallsäcken aus **TPS** kein nennenswerter Materialabbau beobachtet werden, obwohl die Säcke nach DIN 13423 problemlos kompostierbar wären [1, S. 46].

Chemische Modifikationen bzw. das Vorhandensein eines petrochemischen Blendpartners im Kunststoff weisen aus heutiger Sicht auf keine negative Beeinflussung des Gärprozesses hin. Allerdings gilt es, ähnlich wie bei der Kompostierung zu beachten, dass nach der eigentlichen Vergärung petrobasierte, nicht abgebaute Kunststoffrückstände fein verteilt im Gärrückstand und auch im Gärwasser vorliegen können, die im Anschluss an den Prozess zumeist ungehindert und äußerst dispersiv verteilt in die Umwelt gelangen. [1, S. 67].

Auf Basis der in Kapitel 4.4.3.6 beschriebenen Versuchen zur Fermentation von Biokunststoffen bleibt die Biogaserzeugung aus Biopolymeren derzeit ein Randthema. Sie ist sicherlich dann eine sinnvolle Verwertungslösung, wenn überlagerte und abgelaufene, originalverpackte Lebensmittel zusammen mit der Verpackung entsorgt werden. Somit besteht der Vorteil darin, dass durch die biologische Umsetzung der Verpackung zusammen mit dem Inhalt, ein gewisser Anteil der Kosten für die mechanische Aufbereitung eingespart werden kann.

7.8 Direkte Deponierung

Die gesammelten und verwerteten Kunststoffabfallmengen stiegen innerhalb von Europa über die letzten Jahre hinweg leicht an. Wie in Kapitel 6.1 beschrieben, wird durch gesetzliche Regelwerke versucht, die innerhalb der EU-27+2 anfallenden Kunststoffabfälle vorwiegend stofflich und thermisch zu verwerten. Eine direkte Deponierung wird allgemein nicht als eine geeignete Verwertungsoption angesehen. Im Sinne des Ressourcenansatzes in der modernen Abfallwirtschaft, der auf stoffliche und energetische Verwertung aufbaut, ist

die geordnete Deponierung als letztmögliche Behandlungsalternative zu sehen. Die Deponierungsrate bei Kunststoffabfällen, die derzeit in Europa immer noch bei rund 40 % liegt, soll mittelfristig (bis 2020) gegen 0 % reduziert werden. Im Jahr 2010 lag die EU-weite Verwertungsrate (stofflich + thermisch) für Kunststoffverpackungen bereits bei 65,9 %, Tendenz steigend. Bei Kunststoffen im Allgemeinen beträgt sie 57,9 %. [62]

Rückt man die in Österreich geltenden rechtlichen Rahmenbedingungen in den Fokus, so ist es seit in Krafttreten der Deponieverordnung 1996 [201] mit 1. Jänner 2004 verboten, unbehandelte Abfälle mit einem TOC von mehr als 5 M-% direkt abzulagern. Dieses Deponierungsverbot gilt auch für Abfälle deren oberer Heizwert (Brennwert, H_o) über 6.600 kJ/kg TS beträgt (d.h. für biologisch stabilisiertes MBA-Material). Beide Kriterien sind aus umweltpolitischen Überlegungen heraus sinnvoll, da ein hoher Organikanteil eine erhöhte biologische Aktivität im Deponiekörper zur Folge hat. Dies wiederum führt über Jahrzehnte hinweg zu einer verstärkten Entstehung und z.T. unkontrollierten Freisetzung von klimaschädigendem Treibhausgasen CH_4 und CO_2 . Da Kunststoffe organische Verbindungen darstellen, somit keines der beiden Kriterien auch nur ansatzweise einhalten und es in diesem Zusammenhang auch vollkommen egal ist, ob sie fossilen oder biogenen Ursprungs sind, scheidet die direkte Deponierung (Beseitigung) als Behandlungsoption für Biopolymerabfälle von vorne herein aus. Abgesehen vom Verbot stellt die Deponierung von Biopolymeren, wie bereits mehrfach erwähnt, die schlechteste Entsorgungsmethode dar, da sie auch bei Deponiergasnutzung im Vergleich zu Verwertungsoptionen ökologisch wie ökonomisch deutlicher ungünstiger zu beurteilen ist. Zudem ist der derzeit am (Abfall-)markt befindliche Anteil an Biokunststoffen aus dem Verpackungsbereich noch sehr gering (< 1 M-%). Auch wenn dieser in Zukunft erwartungsgemäß steigen wird, ändert sich an der Tatsache nichts, dass die Deponierung von Biokunststoffen in Österreich und in anderen EU-Mitgliedstaaten rechtlich und abfalltechnisch gesehen keine Option darstellt.

Eine Deponierung von Kunststoffen führt neben dem Fehlen des Materials für Recycling und thermischer Verwertung mittelfristig auch zu Stabilitätsproblemen (Senkungen und Rutschungen) des Deponiekörpers. Dies wird durch die geringe Dichte des Materials verursacht, da beim Einbau von Kunststoffabfällen auch durch Einsatz von Kompaktoren keine optimalen Verdichtungsgrade zu erzielen sind. Ein weiteres Argument gegen eine Endablagerung von Kunststoffen betrifft direkt die Gruppe der nachweislich biologisch abbaubaren Biokunststoffe. Diese bauen sich unter den vorherrschenden aeroben bzw. anaeroben Bedingungen im Deponiekörper, langsamer und bei weitem nicht so vollständig, wie im Zuge der Heißkompostierung ab. Dabei verläuft der Zersetzungsprozess weitgehend unkontrolliert und geht mit einer Volumenreduktion unter Bildung von CO_2 einher.

7.9 Szenarienentwicklung und -bewertung

In Österreich gibt es zum Schutz der belebten und unbelebten Umwelt definierte Schutzziele für Boden, Luft und Wasser. Die über die vergangenen Jahrzehnte gewachsene heimische Abfallwirtschaft trägt durch den Einsatz moderner Technologien zur Sammlung und Behandlung von Abfällen zum Schutz der Umwelt und zur Schonung von natürlichen Ressourcen bei. Der rasante technische Fortschritt, insbesondere was die Möglichkeiten der

automatisierten Sortierung von Abfällen anbelangt, die Steigerung der Energieeffizienz von Recycling- und Verbrennungsanlagen einhergehend mit der Reduzierung der Deponiermengen haben dazu geführt, dass die Abfallwirtschaft einen stetigen Wandel unterworfen ist. Die Entwicklung und Einführung von neuen Werkstoffen am (Verpackungs-) Markt, zu denen auch die Gruppe der Biokunststoffe zählt, stellt die Abfallwirtschaft vor neue Herausforderungen, insbesondere was die Sammlung dieser Materialien, die Beeinflussung bestehender Abfallströme sowie den Betrieb von Anlagen(verbunden) betrifft. Aus sozialen, ökonomischen und ökologischen Gründen heraus ist es in Zukunft wichtig, ausgehend von dem rasanten Marktwachstum, einen durchdachten, allgemein verständlichen und praktikablen Lösungsansatz für die Sammlung und Verwertung von Biokunststoffverpackungen, d.h. von der Wiege bis zur Bahre (cradle to grave) bzw. im Sinne des Recyclings von der Wiege bis zur Wiege (cradle to cradle) zu finden.

Geht es um die Meinung des Niederösterreichischen Kunststoffclusters (ecoplus) [34, S. 22] zur Thematik der Verwertung von Verpackungsabfällen aus biogenen Polymeren und wird dabei das Augenmerk auf die in Abbildung 82 dargestellten Prioritätenreihung in Bezug auf die Abfallbehandlung gelegt, so kann die gesamte Kaskade der Abfallstrategie für biogene Polymere wie folgt beschrieben werden:

- Vermeidung,
- Wiederverwendung,
- Recycling,
- Erzeugung von Biogas,
- thermische Verwertung,
- Kompostierung,
- (Deponierung³⁵);

Wie in Kapitel 3.3 bereits erörtert, ist der Begriff des Biokunststoffs weit gefasst, d.h. Biokunststoff ist nicht gleich Biokunststoff. Derzeit sind neben Verpackungen auf Basis von Zellulose, Stärke oder Milchsäure, wobei es sich hierbei meist um Blends handelt, einhergehend mit der jüngsten Entwicklung auch immer mehr Drop-in-Lösungen (Green Polymers) am Markt verfügbar. Diese haben aus Sicht der Recyclingwirtschaft im Gegensatz zu vollkommen neuen Materialarten wie PHA, PLA etc. den Vorteil, dass Bio-PE, Bio-PP, Bio-PET etc. die bestehenden Systeme zur stofflichen Verwertung nicht beeinflussen, da bei unveränderter molekulare Struktur nur die Rohstoffbasis substituiert wird. Eine Miterfassung von Bio-PET-Flaschen, z.B. der PlantBottle, zusammen mit herkömmlichen petrobasierten PET-Flaschen hat nach ersten Erkenntnissen keine negativen Auswirkungen auf die gewonnene Regranulatqualität. Über die letzten Jahre kontinuierlich weiterentwickelte Verfahren zum Recycling von Verpackungskunststoffen (in diesem Zusammenhang ist die im Anhang B beschriebene PET to PET-Anlage als Referenz anzusehen) sind auch im Umfeld von Green Polymers einsetzbar. Mit steigender Verfügbarkeit und Marktdurchdringung rückt

³⁵ Zulässig für jene Staaten, in denen die Deponierichtlinie der EU noch nicht umgesetzt wurde.

zukünftig die stoffliche Verwertung von Biokunststoffen mit einem hohen nachwachsenden Rohstoffanteil, wie z.B. PLA, auch wirtschaftlich gesehen in den Vordergrund. Die technische Machbarkeit wurde in diesem Zusammenhang zumindest im Ansatz bereits überprüft.

7.9.1 Ökobilanzieller Vergleich

Wie bereits in Kapitel 4.4.3.1 beschrieben, wurden für verschiedene Biokunststoffe Ökobilanzen erstellt, die sich u.a. den Wirkungskategorien Klimawandel³⁶ und Treibhausgasemissionen³⁷ widmen. Die überwiegende Mehrheit dieser Studien verfolgt einen cradle-to-factory gate Ansatz, bei dem die Umweltauswirkungen der Produkte entlang ihres Lebensweges von der Wiege bis zum Werkstor betrachtet werden. Zu diesem Schluss kommt auch das deutsche Nova-Institut für Ökologie und Innovation in einem Abschlussbericht zu Ökobilanzen von Biopolymeren [202]. Anschließend wird der Fokus auf PLA-Flaschen gelegt, die, wie in Tabelle 37 beschrieben, für kohlenstofffreie Getränke und als sonstiges Flaschenmaterial ein durchaus hohes Substitutionspotential im Verpackungsbereich aufweist.

7.9.1.1 Treibhausgasemissionen und fossiler Ressourcenverbrauch bei der Herstellung von (Bio-)Polymeren – cradle-to-factory Betrachtung

In Abbildung 89 sind die errechneten Treibhausgaspotenziale bezogen auf die Herstellung unterschiedlicher petro- und biobasierter Polymere zusammenfassend dargestellt. Die drei voneinander abgrenzbaren Punktwolken zeigen, dass der fossile Ressourcenverbrauch von erdölbasierten Polymeren mit bis zu 110 MJ/kg (durchschnittlich 70 MJ/kg) deutlich über jenen von biobasierten Kunststoffen wie PLA (durchschnittlich 50 MJ/kg) und PHA (durchschnittlich 40 MJ/kg) liegt. Betrachtet man die Treibhauspotenziale näher, so liegen diese bei Polymeren auf überwiegend nachwachsender Rohstoffbasis deutlich unter 3 kg CO₂-Äq./kg Kunststoff (durchschnittlich 1,6 kg CO₂-Äq./kg Kunststoff). Die pflanzliche Rohstoffquelle (Zuckerrohr, Zuckerrübe, Weizenkorn, Maiskorn etc.) und die Aufbereitung des Rohstoffs zum fertigen Produkt spielen dabei neben dem Herstellungsverfahren eine bedeutende Rolle. Bei einigen untersuchten PHA/PHB-Materialien, die vollständig biogenen Ursprungs sind, kann das Treibhauspotential, in Summe betrachtet, sogar negativ ausfallen, da in Folge der Herstellung CO₂-Emissionen eingespart werden können. Tabelle 40 gibt im Detail Aufschluss über die Treibhausgaspotenziale und den Verbrauch fossiler Ressourcen bei der Herstellung von PLA. Die Daten wurden aus der o.a. Studie des Nova-Instituts übernommen. Es wurde dazu eine unterschiedliche Methodik bei der Allokation, d.h. verschiedene Zuordnungen im Zuge der Berechnung der Input- und Outputflüsse des Ökobilanzmoduls auf das untersuchte Produktsystem konform EN ISO 14040³⁸ angewandt.

³⁶ Energetische Nutzung in Megajoule pro Kilogramm Kunststoff [MJ/kg].

³⁷ Treibhauspotential in kg CO₂-Äquivalente pro Kilogramm Kunststoff [kg CO₂-Äq./kg Kunststoff].

³⁸ Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.

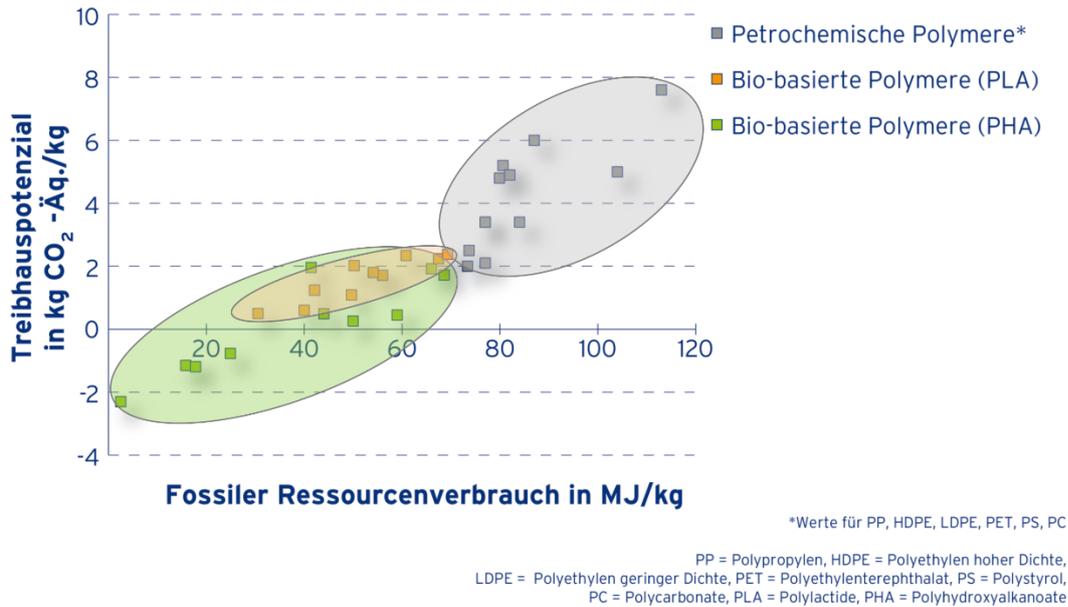


Abbildung 89: Vergleichende Darstellung der herstellungsbezogenen Umweltwirkungen verschiedener Polymere anhand der Wirkungskategorien fossiler Ressourcenverbrauch und Klimawandel [202, S. 18f., modifiziert]

Tabelle 40: Treibhausgaspotenzial und fossiler Ressourcenverbrauch bei der Herstellung von 1 kg PLA (Angaben gerundet) [202, S. 20]

Rohstoffbasis	Allokationsmethode	Treibhausgaspotenzial [kg CO ₂ -Äq./kg PLA]	Fossiler Ressourcenverbrauch [MJ/kg PLA]
Zuckerrohr	Preis	0,5	31
Zuckerrübe	Preis	2,2	67
Zuckerrübe	Masse	1,1	50
Zuckerrübe	Energie	2,4	69
Weizenkorn	Preis	2,3	61
Weizenkorn	Masse	0,6	40
Weizenkorn	Energie	1,7	56
Maiskorn	k.A.	1,8	54
Maiskorn	k.A.	2,0	50
Maiskorn	k.A.	1,2	42
Durchschnitt	-	1,6	52

Abhängig von der Rohstoffquelle kommt es zu Schwankungen bei den Angaben des fossilen Rohstoffverbrauchs. Eine denkstatt-Studie [51, S. 73] weist den Energieeinsatz für die Herstellung von PLA mit 76 MJ/kg aus. Dieser liegt somit deutlich über den Einzelwerten

sowie dem Durchschnitt aus Tabelle 40. Dagegen wird das Treibhauspotenzial für PLA mit 1,55 kg CO₂-Äq./kg PLA angegeben. Dies entspricht dem in Tabelle 40 angeführten Mittelwert.

Im Vergleich zum Biopolymer PLA werden anhand von Tabelle 41 Literaturdaten der Treibhausgaspotenziale sowie der fossilen Ressourcenverbräuche zur Herstellung von rein petrobasierten Kunststoffen dargestellt. Hierbei dienen wiederum die o.a. Studien als Datenquelle.

Tabelle 41: Treibhausgaspotenzial und fossiler Ressourcenverbrauch bei der Herstellung von 1 kg Kunststoff [202, S. 22ff.]^I, [51, S. 73]^{II}

Kunststoff	Durchschnittliches Treibhausgaspotenzial [kg CO ₂ -Äq./kg Kunststoff]	Durchschnittlicher fossiler Ressourcenverbrauch [MJ/kg Kunststoff]
PP ^{I, II}	2,5	75
HD-PE ^{I, II}	3,1	77
LD-PE ^{I, II}	3,1	79
PET ^{I, II}	3,9	81
EPS ^I	k.A.	84
PS ^I	4,7	87

Wie bereits aus Abbildung 89 hervorgeht, zeigt auch Tabelle 41 das höhere Treibhausgaspotenzial und den hohen fossilen Ressourcenverbrauch von petrobasierten Polymeren.

7.9.1.2 Treibhausgasemissionen bei der Verwertung/Beseitigung von (Bio-) Polymeren am Beispiel von PLA-/PET-Flaschen – End-of-Life-Betrachtung

Bis dato existieren wenige Studien (vgl. [203]), die die Umweltwirkungen der Behandlungsoptionen von Biopolymeren am Ende ihrer Lebensphase thematisieren. Für eine objektive Bewertung von Biokunststoffen im Umfeld der österreichischen Abfallwirtschaft wird am Beispiel des Biopolymers PLA und eines herkömmlichen PET-Flaschenmaterials eine ökobilanzielle Betrachtung auf Basis von eigenen Berechnungen durchgeführt. PLA-Flaschen sind z.B. in Italien zur Abfüllung von kohlenstofffreien Getränken (z.B. stillen Mineralwässern) am Markt erhältlich und eignen sich am Ende ihres Lebenszyklus für ein Recycling bzw. können auch thermisch verwertet werden. Ausgehend von der Erfassung (LVP-Sammlung bzw. Restmüllsammlung) ist der Weg von PET bzw. PLA im System vorgezeichnet. Zum Vergleich werden nur jene Treibhausgasemissionen dargestellt, die bei der Verbrennung (Mono- bzw. Mitverbrennung) beider Verpackungsarten freigesetzt werden. Treibhausgasemissionen, die zur Herstellung, während dem In-Verkehr bringen (Transport) und der Nutzungsphase anfallen, werden ebensowenig berücksichtigt, wie Emissionen, die bei der Sammlung und Sortierung der Kunststoffe anfallen. Aus

verfahrenstechnischer Sicht bewegen sich die von PET- bzw. PLA-Flaschenmaterialien verursachten (indirekten) Treibhausgasemissionen, die durch Sammel-, Sortier- und optionale Aufbereitungs- (Recycling)prozesse entstehen, in einer ähnlichen Größenordnung und können im direkten Vergleich beider Materialarten vernachlässigt werden. Die getroffenen Annahmen basieren auf der derzeitigen Situation in Österreich. D.h. im Zuge der LVP-Sortierung wird, abgesehen vom Sortierrest, die überwiegende Anzahl an PLA-Flaschen mit dem Durchlauf in der Mischkunststofffraktion ausgetragen. Diese wird thermisch behandelt. Dahingegen werden PET-Flaschen in modereren NIR-Sortieranlagen aus dem Materialstrom abgetrennt und einer stofflichen Verwertung zugeführt.

Die Höhe der Treibhausgasemissionen von Verpackungskunststoffen am Ende ihres Lebenszyklus hängt in erster Linie davon ab, ob die Polymere einerseits stofflich verwertet (recycelt) bzw. durch ein chemisches Recycling zu Ausgangsstoffen der Kunststoffindustrie umgearbeitet werden oder andererseits eine thermische Verwertung erfahren. Beim roh- bzw. werkstofflichen Recycling bleibt der Kohlenstoff solange im Polymer gebunden, bis dieser im Zuge eines Verbrennungsprozesses zu CO₂ aufoxidiert und über das Rauchgas in die Atmosphäre entlassen wird. Im Hinblick auf die Betrachtung des Gesamtsystems, spielt der nachwachsende Kohlenstoffanteil, d.h. die biogene Rohstoffquelle, eine wesentliche Rolle. Je höher dieser Anteil ausfällt, desto CO₂-neutraler verhält sich der Kunststoff bei der Verbrennung, da biobasierte Materialien während ihres Wachstums als CO₂-Senke fungieren (vgl. Abbildung 85).

7.9.1.2.1 Sammlung und Verwertung von PET- bzw. PLA-Flaschen – Szenarienbildung

In Österreich liegt, ausgehend von der in Verkehr gesetzten Gesamtmenge an PET-Getränkeflaschen (100 %), die Sammelquote bei rund 74 %. Etwas mehr als $\frac{3}{4}$ der gesammelten Flaschenmenge (78 %) wird derzeit einer stofflichen Verwertung zugeführt. Ausgehend von der über die getrennte Sammlung erfassten Menge an PET-Getränkeflaschen (Sammelquote) wird anhand von Tabelle 42 die stoffliche sowie thermische Verwertungsquote dargestellt (vgl. Kapitel 3.5.1, S. 74).

Für PLA-Flaschen, die z.Z. in Österreich noch nicht auf dem Markt sind, ist aus heutiger Sicht, unabhängig ob das Material über die LVP- bzw. Restmüllsammlung in das System eingebracht wird, der Weg in die thermische Verwertung (Mono- bzw. Mitverbrennung) vorgezeichnet. Für die Erfassung von PLA-Flaschen und im Hinblick auf die nachfolgenden Berechnungen wird die Annahme getroffen, dass das Material in einer LVP-Sortieranlage nicht detektiert und zum überwiegenden Anteil mit der Mischkunststofffraktion ausgetragen wird. Die Sammel- und Verwertungsquote ist für beide Materialarten ident.

Tabelle 42: Systemdarstellung in Bezug auf die Sammlung und Verwertung sowie Beseitigung (Deponierung) von PET- und PLA-Flaschen

Parameter	PET-Flaschen	PLA-Flaschen
Sammlung		
A.1 Sammelquote [%] (gerundet)	74	74
Sensorbasierte Sortierung¹		
B.1 Polymer [%]	78	- ²
B.2 Mischkunststoff [%]	20	98
B.3 Sortierrest [%]	2	2
C.1 Verwertungsquote [%] (gerundet)	73	73
Recycling		
D.1 Polymer [%]	100	- ²
D.2 Mischkunststoff [%]	10	0
D.3 Sortierrest [%]	0	0
Werkstofflich		
D.4 Polymer [%]	100	- ²
D.5 Mischkunststoff [%]	0	0
D.6 Sortierrest [%]	0	0
<i>Recyclingquote werkstofflich [%]</i>	78	0
Rohstofflich		
D.7 Polymer [%]	0	- ²
D.8 Mischkunststoff [%]	10	0
D.9 Sortierrest [%]	0	0
<i>Recyclingquote rohstofflich [%]</i>	2	0
E.1 Recyclingquote [%] (gerundet)	80	0
Verbrennung		
F.1 Polymer [%]	0	- ²
F.2 Mischkunststoff [%]	90	100
F.3 Sortierrest [%]	100	100
Monoverbrennung		
F.4 Polymer [%]	0	- ²
F.5 Mischkunststoff [%]	10	10
F.6 Sortierrest [%]	100	100
<i>Thermische Beseitigung [%]</i>	4	12
Mitverbrennung		
F.7 Polymer [%]	0	- ²
F.8 Mischkunststoff [%]	90	90
F.9 Sortierrest [%]	0	0

Themische Verwertung [%]	17	88
G.1 Thermische Verwertungsquote [%] (gerundet)	21	100
Deponierung		
H.1 Polymer [%]	0	0
H.2 Mischkunststoff [%]	0	0
H.3 Sortierrest [%]	0	0
I.1 Deponierungsquote [%]	0	0

¹ in einer dem heutigen Stand der Technik entsprechenden NIR-Sortieranlage.

² Die PLA-Polymerfraktion wird nicht sortenrein erfasst, d.h. Zusammenlegung der Fraktion Polymer+Mischkunststoff.

Formeln zur Berechnung der %-Angaben aus Tabelle 42:

$$C.1 = A.1 \cdot (B.1 + B.2) \quad (7)$$

$$E.1 = B.1 \cdot D.1 + B.2 \cdot D.2 + B.3 \cdot D.3 \quad (8)$$

$$G.1 = B.1 \cdot F.1 + B.2 \cdot F.2 + B.3 \cdot F.3 \quad (9)$$

$$I.1 = 100 - (E.1 + G.1) \quad (10)$$

7.9.1.2.2 Annahmen und Darstellung der Treibhausgaspotenziale

In Abbildung 90 werden, basierend auf den Angaben aus Tabelle 42, die Stoffströme innerhalb des abfallwirtschaftlichen Systems dargestellt. Dabei wird von einer in Verkehr gebrachten **PET-Flaschenmenge** von **ca. 43.300 t** im Jahr 2010 ausgegangen, die zu 100 % auf Basis von petrochemischen (petrobasierten) Rohstoffen hergestellt wurde. Die **Produktion** verursacht einen **Treibhausgasausstoß** in Höhe von **ca. 170 Mio. kg CO₂-Äquivalente**. Neben der Darstellung der Stoffströme und der einzelnen Prozesse erfolgt im Zusammenhang mit der End-of-Life-Betrachtung in Abbildung 90 eine Hochrechnung der Treibhausgasemissionen, die bei der Verbrennung (Mono- bzw. Mitverbrennung) von nicht über die LVP-Sammlung erfassten bzw. stofflich nicht mehr verwertbaren PET-Materialien emittiert werden.

Der Energieinhalt in MJ, der bei der Verbrennung in Form von Wärme bzw. elektrischer Energie freigesetzt wird, ist unter Berücksichtigung der nachfolgenden Rahmenbedingungen ebenfalls dargestellt. In die Berechnung gehen die nachfolgend angeführten Annahmen ein:

Moderne Abfallmonoverbrennungsanlagen besitzen, anhängig von den vorherrschenden Dampfparametern, einen thermischen bzw. elektrischen Wirkungsgrad η von [172, S. 54f.]:

- $\eta_{\text{thermisch}}$ zwischen 52 % und 58 % (unter normalen bzw. erhöhten Dampfparametern),
- $\eta_{\text{elektrisch}}$ zwischen 18 % und 22 % (unter normalen bzw. erhöhten Dampfparametern).

Für die Berechnung wird von einem Heizwert (H_u) von 17,2 MJ/kg TS für PLA [170] und 23 MJ/kg TS für PET [204, S. 21] ausgegangen. Es wird jeweils mit den Mittelwerten der Wirkungsgrade gerechnet.

Bei der Mitverbrennung von kunststoffreichen ESB-Materialien als Sekundärbrennstoff in Zementwerken wird abhängig von der Substitutionsrate des Primärbrennstoffes ein Gesamtwirkungsgrad von $\geq 90\%$ angenommen [205]. Für die Berechnung wird dementsprechend ein Gesamtwirkungsgrad von $\eta_{\text{Gesamt}} = 90\%$ angesetzt.

In der nachfolgenden Tabelle 43 erfolgt die Darstellung der Treibhausgasemissionen für Regelbrennstoffe, Restmüll feucht aber auch für die Polymerarten PLA und PET. Die Angaben sind auf g CO₂-Äq./kWh, g CO₂-Äq./kg, g CO₂-Äq./L oder g CO₂-Äq./Nm³ bezogen. Der österreichische Strom- bzw. Wärmemix aus dem Jahr 2012 wird ebenfalls dargestellt. Die Tabelle 43 zugrunde liegenden Berechnungsmodelle wurden unter Zuhilfenahme diverser Quellen selbstständig entwickelt. Details zur Berechnung sind Anhang D (Tabelle VI bis VIII) zu entnehmen.

Tabelle 43: Treibhausgaspotenziale zur Energie- und Wärmeerzeugung in Österreich

CO ₂ -Äquivalenzfaktor	Berechnetes Treibhausgaspotenzial [g CO ₂ -Äq./kWh]	Berechnetes Treibhausgaspotenzial [g CO ₂ -Äq./kg] ^I bzw. [g CO ₂ -Äq./L] ^{II} bzw. [g CO ₂ -Äq./Nm ³] ^{III}
Steinkohle	234 ¹	2.742 ^I
Heizöl extra leicht ²	278	3.018 ^{II}
Heizöl schwer ²	290	3.227 ^{II}
Diesel ³	265	2.677 ^{II}
Erdgas ⁴	201	1.889 ^{III}
Restmüll feucht	178	496 ^I
PLA-Flasche ⁵	349	1.669 ^I
PET-Flasche ⁶	355	2.276 ^I
Strommix	154 ⁷	-
Wärmemix	191 ⁷	-

¹ Mittelwert aus drei unterschiedlichen Literaturangaben für den Heizwert H_u (95.000 bis 98.300 kJ/kg TS).

² In Anlagen ≥ 50 MWth.

³ In Österreich ist seit Februar 2009 ein gesetzlich vorgeschriebener Bioanteil von 7 % (E7) konventionellen Dieseltreibstoff beizumengen. Dieser Anteil an nachwachsenden Rohstoffen wurde bei der Berechnung berücksichtigt.

⁴ Mittelwert aus zwei unterschiedlichen Literaturangaben für den Heizwert H_u (55.400 bis 56.100 kJ/kg TS).

⁵ Für PLA wird nach [170] ein TC-Gehalt von 46 % angenommen.

⁶ Für PET wird nach [206] ein TC-Gehalt von 62,5 % angenommen.

⁷ Berechnet auf Basis der Gesamtenergiebilanzdaten der Statistik Austria [207]; Strommix: vgl. Literaturwert [208, S. 41]: 193 g CO₂-Äq./kWh.

Bei PLA-Flaschen mit einem Treibhausgaspotenzial von ca. 1,7 kg CO₂-Äq./kg muss die Menge an klimaneutralen CO₂, die die Pflanze während ihres Wachstums aus der Atmosphäre entnommen hat, noch abgezogen werden. Im Fall einer PLA-Flasche, deren biogener C-Anteil $\geq 95\%$ beträgt, sind dies ca. 1,6 kg CO₂-Äq./kg. Die klimawirksamen Treibhausgasemissionen bei der Verbrennung belaufen sich somit auf ca. 0,1 kg CO₂-Äq./kg.

Im Vergleich dazu verursacht eine herkömmliche petrobasierte PET-Flasche bei der Verbrennung ca. 3,9 kg CO₂-Äq./kg.

7.9.1.2.3 Grafische Darstellung

Anhand der nachfolgenden Abbildung 90 und Abbildung 91 werden, basierend auf den Angaben in Tabelle 42, die Systeme PET-Flaschen und PLA-Flaschen grafisch dargestellt und die Annahme getroffen, dass die Marktmenge an PET-Flaschen (43.300 t) nach eigenen Einschätzungen mittelfristig zu 15 % durch PLA-Flaschen substituiert wird.

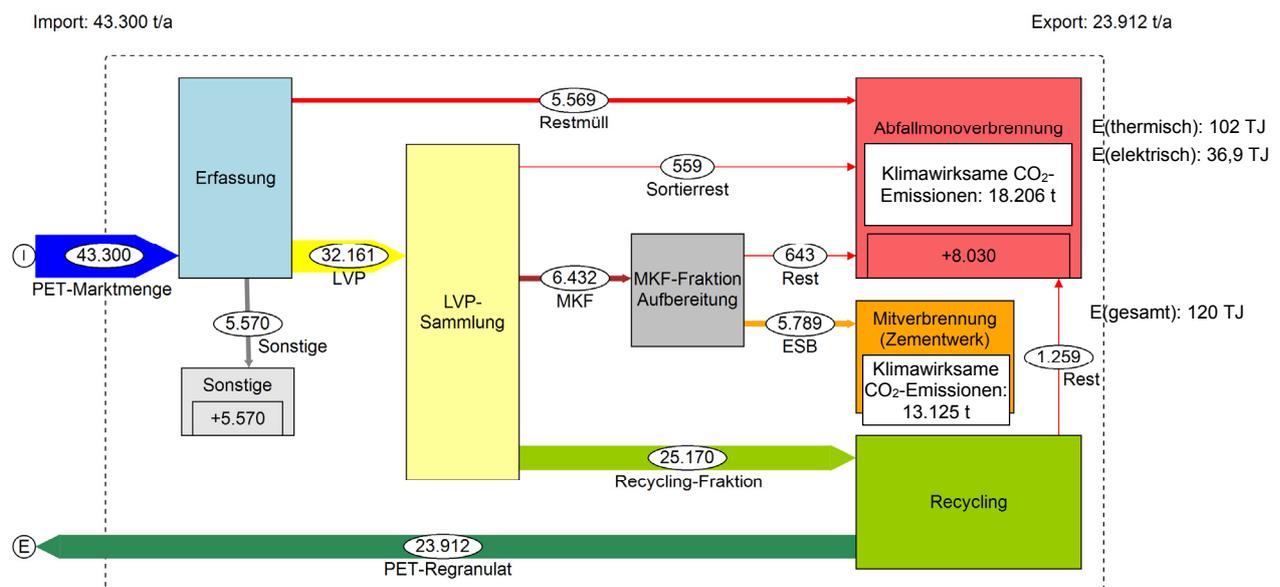


Abbildung 90: Darstellung der Materialströme für PET-Getränkeflaschen sowie Energieoutputs und klimarelevanten Treibhausgasemissionen bei der thermischen Verwertung

Bei der Verbrennung in Mono- bzw. Mitverbrennungsanlagen ist der thermische bzw. energetische Output in MJ abhängig vom Inputmaterial. Dieses wiederum trägt, wie zuvor erwähnt, entscheidend zur Menge an klimawirksamen Treibhausgasemissionen bei. Der Unterschied im Heizwert zwischen PET und PLA beträgt rund ¼.

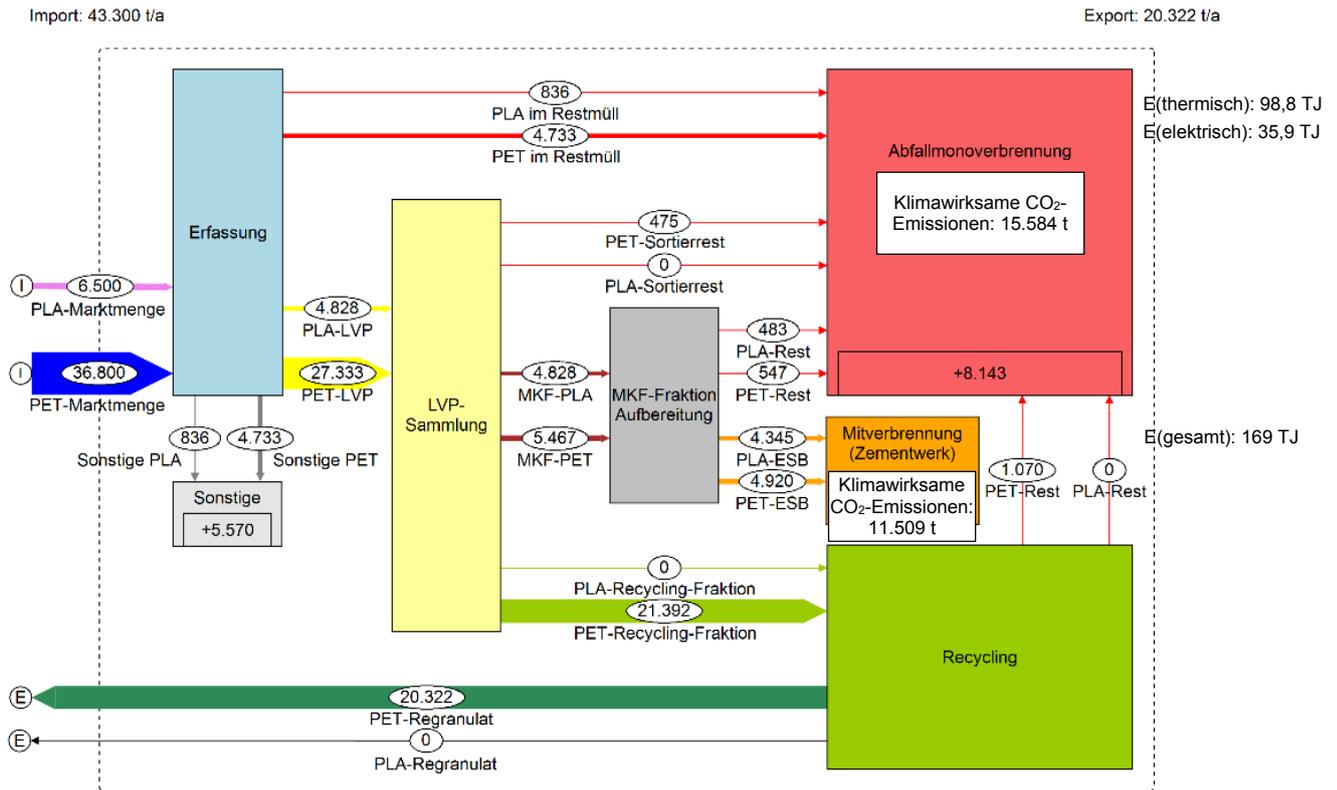


Abbildung 91: Darstellung der Materialströme für PET-/PLA-Getränkeflaschen sowie Energieoutputs und klimarelevanten Treibhausgasemissionen bei der thermischen Verwertung (ohne PLA-Recycling)

Lassen sich durch steigende Biokunststoffmengen Sortier- und Recyclingverfahren auch für diese Materialien wirtschaftlich darstellen und existiert zukünftig ein Markt dafür, so wird sich das Verhältnis zu Gunsten der stofflichen Verwertung verschieben. Wie in Abbildung 90 anhand des Wertstoffes PET dargestellt, geht der größte Teil der in Verkehr gesetzten PET-Flaschen (ca. 58 %) am Ende des Lebenszyklus in die stoffliche Verwertung. Wird dieser Anteil auch für PLA-Flaschen, die im Materialstrom durch den Einsatz der NIR-Technik selektiv detektiert werden können (vgl. Kapitel 5.4.3) herangezogen, so ergibt sich bei einer beibehaltenen PET-Substitutionsrate von 15 % das in Abbildung 92 dargestellte Stoffflussdiagramm.

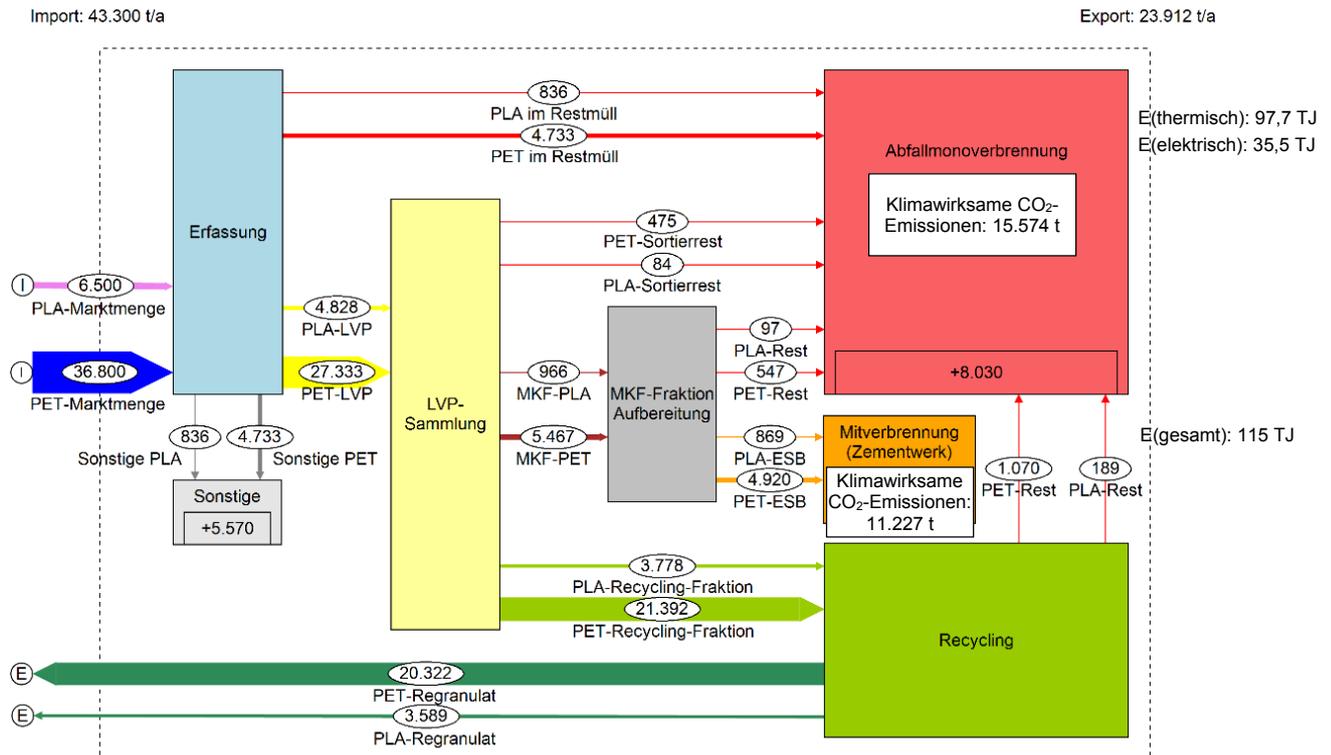


Abbildung 92: Darstellung der Materialströme für PET-/PLA-Getränkeflaschen sowie Energieoutputs und klimarelevanten Treibhausgasemissionen bei der thermischen Verwertung (mit PLA-Recycling)

7.9.1.2.4 Diskussion und Bewertung

Auf petrochemischer Weise hergestelltes PET verursacht bei der Verbrennung 100 % an klimarelevanten Treibhausgasemissionen, vergleichsweise dazu emittiert ein PLA-Blend mit einer geringen fossilen Rohstoffkomponente nur ca. 5 % klimarelevante Treibhausgase. Im konkreten Fall der in Abbildung 91 dargestellt ist, verursachen PLA-Materialien in der Monoverbrennung 110 t (rund 0,7 % des Gesamtausstoßes von ca. 15.600 t) an klimarelevanten Treibhausgasemissionen. Im Zementwerk betragen die Treibhausgasemissionen von PLA ca. 354 t (rund 3 % des Gesamtausstoßes von ca. 11.500 t).

Die betrachtete Substitution von PET-Flaschen durch PLA-Flaschen führt bei ähnlichen Konsumverhalten und Entsorgungsgewohnheiten (Einbringen der Getränkeflaschen in die LVP- bzw. Restmüllsammlung), ohne dass PLA-Materialien stofflich verwertet werden (100 % thermische Behandlung), insgesamt gesehen, zu einer Reduktion der verbrennungsbedingten Treibhausgasemissionen von ca. 14 %. Aufgeteilt auf die Systeme Abfallmonoverbrennung und Mitverbrennung bedeutet dies, dass rund 2.600 t (14,4 %) bzw. 1.600 t (12,3 %) an Treibhausgasemissionen vermieden werden, ohne dass sich der Energieoutput bei der thermischen Verwertung drastisch ändert. Bei der Abfallmonoverbrennung kommt es durch die Substitution praktisch zu keinen Einbußen, was denn thermischen bzw. elektrischen Energieoutput betrifft (vgl. E(thermisch): 102 TJ zu 99 TJ bzw. E(elektrisch): 37 zu 36 TJ). Im Fall der Mitverbrennung wird durch den Einsatz von PLA, dass im betrachteten Szenario zu 100 % thermisch verwertet wird (vgl. Abbildung 91),

der Gesamtenergieoutput bedingt durch den PLA-Materialstrom von 120 auf 169 TJ gesteigert. Dies entspricht einem Zuwachs von rund 41 %.

Wird ähnlich wie beim Recycling von PET-Flaschen ein Teil des PLA-Materials stofflich verwertet und nicht verbrannt (vgl. Abbildung 92), ergeben sich daraus marginale Einsparungen, was die Treibhausgasemissionen aus der Mono- und Mitverbrennung anbelangt. Zudem zeigt die Lenkung der Stoffströme von PLA in Richtung einer stofflichen Verwertung kaum Auswirkungen auf den Energieoutput von Monoverbrennungsanlagen. In der Mitverbrennung geht durch die Reduktion der eingesetzten PLA-Menge beinahe 1/3 des Gesamtenergieoutputs verloren (vgl. Abbildung 92 und Abbildung 91).

Die Ergebnisse dieses Kapitels fließen in die abschließende Gesamtbewertung mit ein.

7.9.2 Gesamtbewertung

Bis dato wurde eine umfassende End-of-Life-Betrachtung von Biopolymeren meist nur im eingeschränkten Maße und hier oft nur im Einzelfall vollzogen. Dementsprechend sind in diversen Literaturquellen nur wenig zusammenhängende Daten über Biopolymere und deren Einsatz am Verpackungssektor zu finden, die sich auf das abfallwirtschaftliche Komplettsystem beziehen und ausgehend von der Sammlung über die Behandlung bis hin zur Verwertung bzw. Entsorgung die Auswirkungen auf die heimische Abfallwirtschaft beschreiben.

Generell ist es aufgrund der ungenauen bzw. lückenhaften Datenlage, die teilweise auf Schätzwerte beruht, der dynamischen Änderung des freien Marktes und einer Vielzahl von anderen, systembeeinflussenden Faktoren schwierig, eine allgemein gültige Aussage bzw. Prognose für die Zukunft von Biopolymeren in der Verpackungswirtschaft abzuleiten. Dies betrifft vor allem die Mengen und die Konzentration von Biopolymeren in Abfallströmen. Welche Umweltauswirkungen mit der Substitution herkömmlicher Polymere durch Biokunststoffe im Verpackungsbereich und dem Einbringen dieser neuen Materialspezies in abfallwirtschaftliche Systeme verbunden sind, wurde in dieser Arbeit analysiert. Weiters wurde der Frage nachgegangen, ob der Einsatz von Biopolymeren im Vergleich zu konventionellen Kunststoffen tatsächlich nachhaltiger ist und zur Schonung der Umwelt sowie der natürlichen Ressourcen beiträgt.

In dieser Arbeit wurde der Schwerpunkt insbesondere auf das End-of-Life-Verhalten von Biokunststoffen gelegt. Die in diesem Kapitel beschriebenen Verfahren zur Verwertung bzw. Entsorgung von Biokunststoffverpackungen werden abschließend einer Bewertung unterzogen, die in Tabelle 44 zusammenfassend dargestellt wird.

Dazu werden einerseits die Treibhausgasemissionen der Aufwände, die mit der Sammlung, der Sortierung, der Reinigung und dem Transport im Zusammenhang stehen abschätzt und andererseits die Übereinstimmung mit den Zielen gemäß AWG 2002 § 1 Abs. 1 Z 1 bis 5 überprüft. Die Ziele lauten wie folgt:

„Die Abfallwirtschaft ist im Sinne des Vorsorgeprinzips und der Nachhaltigkeit danach auszurichten, dass

1. *schädliche oder nachteilige Einwirkungen auf Mensch, Tier und Pflanze, deren Lebensgrundlagen und deren natürliche Umwelt vermieden oder sonst das allgemeine menschliche Wohlbefinden beeinträchtigende Einwirkungen so gering wie möglich gehalten werden,*
2. *die Emissionen von Luftschadstoffen und klimarelevanten Gasen so gering wie möglich gehalten werden,*
3. *Ressourcen (Rohstoffe, Wasser, Energie, Landschaft, Flächen, Deponievolumen) geschont werden,*
4. *bei der stofflichen Verwertung die Abfälle oder die aus ihnen gewonnenen Stoffe kein höheres Gefährdungspotenzial aufweisen als vergleichbare Primärrohstoffe oder Produkte aus Primärrohstoffen und*
5. *nur solche Abfälle zurückbleiben, deren Ablagerung keine Gefährdung für nachfolgende Generationen darstellt.“*

Tabelle 44: Darstellung und Bewertung der Verwertungs- bzw. Entsorgungsszenarien für Biokunststoffverpackungen

Szenario	Ziel 1 (AWG 2002 § 1 Abs. 1 Z 1)	Ziel 2 (AWG 2002 § 1 Abs. 1 Z 2)	Ziel 3 (AWG 2002 § 1 Abs. 1 Z 3)	Ziel 4 (AWG 2002 § 1 Abs. 1 Z 4)	Ziel 5 (AWG 2002 § 1 Abs. 1 Z 5)	Kohlenstoffbindung [203, S. 981]	Zeit bis zur Freisetzung der CO ₂ -Emissionen in die Atmosphäre [203, S. 981]
Wiederverwendung	++	++	++	++		◆◆◆	-
Rohstoffliches Recycling	+	-- ²	+	++		◆◆◆	2-10 Jahre
Werkstoffliches Recycling	+	-- ³	++	++		◆◆◆	5 Jahre
Verbrennung	+	+ ⁴	+		+	◆	< 1 Monat
Kompostierung	+	-- ⁵	-	+	++ ⁶	◆◆	> 6 Monate ¹
Biogaserzeugung	+	+	+		+	◆	< 1 Monat
Direkte Deponierung	--	-- ⁵			-- ⁷	◆	> 10 Jahre

¹ bis zu 1 Jahr.

² Treibhausgasemissionen durch Sammel-, Sortier-, Reinigungs- und Transportprozesse.

³ Geringerer Ausstoß an Treibhausgasemissionen als beim rohstofflichen Recycling.

⁴ Die CO₂-Bilanz verbessert sich, wenn das abgetrennte CO₂ zur Aufzucht von Mikroorganismen genutzt wird (Bioraffinerie).

⁵ Freisetzung von CO₂ und CH₄ (in anaeroben Zonen).

⁶ Trifft zu, wenn das Biopolymer vollständig zu CO₂, H₂O und Restbiomasse abgebaut wird und keine nicht abgebauten (fossilen) Fragmente in der Umwelt verbleiben.

⁷ Durch den aeroben bzw. anaeroben Abbau im Deponiekörper kommt es zur unkontrollierten Freisetzung von CO₂ und CH₄. Dieser Abbauprozess führt zu einer Volumenreduktion bzw. wird von einem Masseverlust begleitet, der mit Senkungen des Deponiekörpers (Setzungserscheinungen) einhergeht.

Die Bewertungsskala für die Ziele reicht von [++] bis [--], wobei es hier unter Berücksichtigung der in den Kapiteln 7.3 bis 7.8 beschriebenen Behandlungsverfahren zu Abstufungen kommen kann. Durchgestrichene Felder treffen für das gewählte Szenario nicht zu. Die beiden letzten Spalten bewerten die **Kohlenstoffbindung** sowie den **Zeithorizont zur Freisetzung der CO₂-Emission in die Atmosphäre**. Das Potential zur Fixierung des Kohlenstoffs reicht von [◆◆◆] (hoch) über [◆◆] (mittel) bis [◆] (gering).

Die **Wiederverwendung** von Biokunststoffen im Verpackungsbereich, z.B. die mehrfache Nutzung von Serviceverpackungen, wie dies beim klassischen Einkaufssackerl aus Maisstärke der Fall sein kann, ist in mehrfacher Hinsicht unter Berücksichtigung der Ziele des AWG 2002 zu präferieren. Jeder **Recycling**prozess geht einerseits mit Materialverlusten einher. Auf der anderen Seite werden durch die Sammel-, Sortier-, Reinigungs-, Auf- und Umarbeitungs- sowie Transportprozesse neben dem Einsatz von Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffen auch Treibhausgasemissionen verursacht. Insbesondere das rohstoffliche Recycling erfordert einen großen Ressourceninput (Energie, Wasser usw.). Zur Bereitstellung der Stoffe bzw. Energien werden i.d.R. endliche Ressourcen genutzt, die im gewissen Maße wiederum die Umwelt nachteilig beeinflussen. Ein 100 %-iges Recycling, d.h. eine Kreislaufwirtschaft ohne Verluste wird es auch unter perfekten verfahrenstechnischen Rahmenbedingungen niemals geben. Bei der **Verbrennung** von hochkalorischen Biokunststoffverpackungen können nicht nur Primärressourcen gespart, sondern stofflich nicht mehr verwertbare Verpackungsabfälle ökologisch sinnvoll genutzt werden. Durch die Stützung des Heizwertes in der Abfallmonoverbrennung tragen biologisch abbaubare bzw. nicht abbaubare Biokunststoffe bei einer weitgehend CO₂-neutralen Verbrennung (hier ist der nachwachsende Rohstoffanteil des Materials entscheidend) zur Bereitstellung von Wärme und Strom bei. Neue Ansätze gehen in Richtung der gezielten Abtrennung von CO₂ aus dem Rauchgas. Das abgetrennte CO₂ wird für die Aufzucht von Mikroorganismen (Algen) verwendet, die wiederum auf natürlicher Weise Ausgangsmaterialien für die Biokunststoffproduktion produzieren. Moderne, mehrstufig ausgelegte Abgasreinigungsanlagen sind heute in der Lage, Luftschadstoffe, die während des Verbrennungsprozesses freigesetzt werden, effektiv am Eintritt in die Umwelt zu hindern. Bei der thermischen Verwertung zurückbleibende feste Reststoffe (z.B. Schlacken) können gemeinsam mit verfestigten Rückständen aus der Rauchgasreinigung auf dafür vorgesehene Deponien abgelagert werden. Beim **Restmüllsplitting** im Zusammenhang mit **MBA-Anlagen** wird der Restmüll aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen mittels Siebung in eine kalorische, kunststoffreiche und eine biologische Fraktion aufgeteilt. Die heizwertreiche Fraktion (Siebüberlauf) geht in die thermische Verwertung (Abfallmono- bzw. Mitverbrennung), der weitgehend kunststofffreie Siebdurchgang wird der Kompostierung zugeführt. Die (industrielle) **Kompostierung** eignet sich mit Einschränkungen für zertifizierte, biologisch abbaubare Kunststoffe zwar in der Theorie, praktisch gesehen kann jedoch das Vorhandensein von petrochemischen (bzw. biobasierten), nicht abbaubaren Kunststoff-

verpackungsteile nie ausgeschlossen werden. Erfolgt im Gegensatz zu Österreich in anderen Ländern keine vorgeschaltete Absiebung von Störstoffen (u.a. flächige bzw. körperförmige Kunststoffverpackungen) vor dem eigentlichen Rotteprozess, so führt das Vorhandensein von nicht abgebauten Kunststoffmaterialien und anderen Störstoffen zu einer erheblichen negativen Beeinträchtigung der Kompostqualität. Ein weiterer Nachteil, der bei der Kompostierung zu tragen kommt, ist die fehlende Abwärmenutzung. Die beim langsamen aber kontinuierlich voranschreitenden exothermen Abbauprozess gebildeten, klimarelevanten Gase (CH_4 , CO_2) werden praktisch ungenutzt in die Atmosphäre entlassen. Im Gegensatz dazu wird bei der **Biogaserzeugung** das unter anaeroben Bedingungen gebildete CH_4 zur Energieerzeugung genutzt. Original verpackte Lebensmittel können, wie bereits beschrieben, gemeinsam mit biogenen Abfällen dem Biogasreaktor zugeführt werden. Die **direkte Deponierung** schneidet durch die Freisetzung von klimarelevanten Gasen und den langen Nachsorgezeiträumen im Vergleich zu allen anderen Entsorgungsszenarien eindeutig am schlechtesten ab.

8 Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung der Ergebnisse

Studien haben gezeigt, dass Verpackungen ganz entscheidend die Auswirkungen unserer Lebensweise auf die Umwelt beeinflussen und ggf. auch reduzieren können. Moderne, teilweise auf nachwachsende Rohstoffe basierende Biokunststoffverpackungen, deren Eigenschaften und Einsatzmöglichkeiten in Kapitel 3 (Polymerwerkstoffe) ausführlich beschrieben werden, wird ein großes Potential vorausgesagt. Aus der Tatsache heraus, dass die Biokunststoffe auf nachwachsenden Rohstoffen aufgebaut sind und am Ende ihrer Lebenszeit teilweise wieder als Rohstoffquelle zur Verfügung stehen, kann ein wertvoller Beitrag zur Ressourcenschonung geleistet werden. Der effiziente Einsatz von natürlich vorkommenden, erneuerbaren Ressourcen bzw. die gezielte Verwendung von Rest- und Abfallstoffen in der Produktion trägt zu einem nachhaltigen Umgang mit der Natur und zum aktiven Umweltschutz bei.

8.1 Gesetzlich-regulative Rahmenbedingungen

Zweifelsohne ist unter Einbeziehung der wachsenden Verfügbarkeit von z.B. Biopolymerverpackungen und bei der steigenden Marktdurchdringung die Abfallwirtschaft, dazu gehören Sammler, Sortierer, Verwerter aber auch Entsorger, zum Handeln aufgerufen. Kapitel 7 widmet sich ausgehend von der gesetzlichen Lage im Umfeld von Verpackungen (vgl. Kapitel 4.1) und der in Österreich etablierten abfallwirtschaftlichen Infrastruktur sehr ausführlich der Beschreibung unterschiedlicher Behandlungsoptionen für Biopolymerverpackungen. Derzeit ist der geringe Marktanteil von Biopolymeren aus Sicht von Kunststoffrecyclern ein eindeutiges Hemmnis, da wie in anderen Bereichen auch hier derzeit ein Recycling geringer Mengen nicht wirtschaftlich darstellbar ist. Zudem erschwert das Vorhandensein unterschiedlicher Rezepturen (Blends) von verschiedenen Herstellern eine stoffliche Verwertung. Recyclingbetriebe müssen sich an die neue Materialspezies der Biopolymere erst gewöhnen und mit ihnen umzugehen lernen [74]. Die nach ökologischen sowie ökonomischen Gesichtspunkten beste Lösung im Umgang mit den verschiedenen Arten von Biokunststoffen zu finden, steht zukünftig sicher noch stärker im Fokus als bislang. Neben der Darstellung der aktuellen Situation zeigt die vorliegende Dissertation auch Probleme, die in der Praxis herrschen auf und daraus werden erstmalig durch eine systematische Vorgehensweise sowohl gesamtheitliche wie auch praxistaugliche Lösungsansätze entwickelt.

Neben der Wiederverwendung (Reuse) und dem werk- bzw. rohstofflichen Recycling existieren für Biokunststoffe, die teilweise auch biologisch abbaubar sind, eine Reihe von weiteren Verwertungspfaden. Neben der Kompostierung von ausschließlich biologisch abbaubaren Polymeren steht für Biokunststoffe parallel dazu auch die thermische Nutzung als Energieträger im Zuge der Mono- bzw. Mitverbrennung zur Verfügung. Insbesondere im Bereich der Kompostierung sind Biopolymere aufgrund ihrer speziellen Eigenschaften in der Lage, erfolgreich eine Nische zu besetzen, die bis auf wenige Ausnahmen für petrobasierte Kunststoffe verschlossen bleibt. Betrachtet man die Bundesrepublik Deutschland, wo nach

DIN EN 13432 lizenzierte Biopolymere bis zum 31. Dezember 2012 von der Rücknahme gemäß der Verpackungsverordnung befreit waren, gab und gibt (vgl. 5-Punkte Programm des BMLFUW, Kapitel 4.4.2) es auch politisch motivierte Anreize für die breite Einführung dieser neuen Werkstoffgruppe im Verpackungsbereich.

Rückblickend, d.h. nach dem Auslaufen der Frist in Deutschland, ist das Ergebnis, sprich das Resümee ernüchternd. Das gesetzte Ziel, die Etablierung von Biokunststoffen am deutschen Verpackungsmarkt zu fördern und den Wettbewerbsnachteil aufgrund der erhöhten Stückkosten im Vergleich zu herkömmlichen Packstoffen³⁹ teilweise auszugleichen, gilt inzwischen klar als verfehlt. Tatsache ist, dass der Marktanteil von Biokunststoffen durch die deutsche Sonderregelung in den letzten Jahren nicht wie beabsichtigt erheblich gesteigert werden konnte. Weiterhin beträgt der Anteil an Biokunststoffverpackungen am Verpackungsmarkt (vgl. Kapitel 3.5.2) deutlich unter einem Prozent und ist somit vergleichbar mit der Situation in Österreich. Konkretisiert wird dies anhand einer ifeu-Studie im Auftrag des deutschen Umweltbundesamtes [43], die die Umweltwirkungen von Verpackungen aus biologisch abbaubaren Kunststoffen untersucht hat. Die o.a. Sonderregelung, darüber sind sich Vertreter von nationalen und europäischen Kunststoffverbänden einig, stellte hauptsächlich ein politisches Signal zur Unterstützung der Biokunststoffbranche dar, konnte aber kaum Impulse am Verpackungsmarkt setzen und führte letztendlich auch nicht zum prognostizierten Marktdurchbruch bei Biokunststoffverpackungen. Zudem wurde durch die Rücknahmebefreiung von bioabbaubaren Einweg-Getränkeverpackungen auch kein Trend in Richtung eines neuen Verwertungsweges jenseits der LVP-Sammlung initiiert [63, S. 14]. Demzufolge gab es laut der zuvor genannten Studie kaum Argumente, die in Deutschland für eine Fortführung der Sonderregelung (vgl. Kapitel 4.1.3) ab 2013 sprachen. Auch derzeit ist aus Sicht des Gesetzgebers keine Notwendigkeit für die Wiedereinführung einer Sonderregelung für Biopolymerverpackungen gegeben. Zusätzlich dazu werden neben einer z.T. mangelnden Verfügbarkeit das vergleichsweise höhere Preisniveau von Biokunststoffe, oftmals unzureichende Leistungseigenschaften sowie die fehlende Harmonisierung gesetzlicher Rahmenbedingungen als wesentliche Hemmnisse für eine breite Markteinführung von Biokunststoffverpackungen in Deutschland angesehen. [66, S. 5]

Nachdem die Sonderregelung in Deutschland mit Ende Dezember 2012 ausgelaufen ist, hat es nach Auskunft von Systembetreibern (Duales System) Anfang 2013 Lizenzierungen für Biokunststoffverpackungen gegeben. Aufgrund den geringen Mengen an biologisch abbaubaren Biokunststoffverpackungen, die derzeit deutschlandweit in Umlauf gebracht werden, hat dies aber für den Markt so gut wie keine Auswirkungen. [63, S. 15] Eine ähnliche Situation ist auch in Österreich vorzufinden, wo die rund 500 t/a an lizenzierten

³⁹ Bei Kunststoffen liegt die Lizenzgebühr teilweise in der Größenordnung des Materialpreises. Die Befreiung von der Pfand- und Rücknahmepflicht kann durchaus ein wichtiges Argument bzw. ökonomischer Anreiz für den verstärkten Einsatz von biologisch abbaubaren Kunststoffen am Verpackungsmarkt sein. [63, S. 14]

Biokunststoffverpackungen derzeit keinen (messbaren) Einfluss auf die Abfallwirtschaft im Allgemeinen bzw. die Sammel- und Entsorgungsstruktur im Speziellen haben. Erst bei steigenden Mengen wird dieses Thema auch seitens der Entsorgungswirtschaft relevant.

Abgesehen von der nicht im erwarteten Ausmaß eingetretenen Marktpräsenz von Biokunststoffen, bilden die Schaffung von Ausnahmeregelungen und das dadurch erhoffte beschleunigte Marktwachstum, das auch zur Kompensation der derzeit noch vorhandenen Preisunterschiede beitragen soll, die eine Seite. Andererseits sind in Bezug auf die Abfallsammlung auch die Informationsebene und der Grad der (praktischen) Umsetzung essentiell. Dies schließt im Vorfeld auch die Entwicklung von Konzepten mit ein, die auf eine für den Nutzer verständliche und von der Bevölkerung akzeptierte Gestaltung von Sammelsysteme, u.a. für Biokunststoffverpackungen, abzielt. Derzeit herrscht zum Thema Sammlung und Erfassung keine einheitliche Meinung vor, schlimmer noch, die zahlreichen verschiedenen Labels und Bezeichnungen (vgl. Kapitel 5) sorgen für zusätzliche Verwirrung.

Für Biokunststoffe, viele von ihnen sind dabei Blends mit mehr oder weniger hohen fossilen Anteil, gibt es derzeit keinen zwingend vorhandenen Mindestanteil an der nachwachsenden Rohstoffkomponente. Diesen nicht reglementierten Bereich können findige Marketingexperten nutzen um den Produktverpackungen ein fälschlicher Weise "Grünes Image" (vgl. Kapitel 1.1) zu verleihen. Dieser Trend wird sich auch in Zukunft weiter fortsetzen, solange es hier auf EU-Ebene nicht gelingt, ein einheitliches Reglement für den Überbegriff "Biokunststoff" zu schaffen. Auf der Ebene der Normung und den dazugehörigen Gremien, der sich Kapitel 2 ausführlich widmet, sind im Umfeld von biobasierten Materialien bereits durchgängige Begriffe existent.

Für den Konsumenten ist es oft schwierig und in den seltensten Fällen überhaupt möglich, auf den tatsächlich nachwachsenden Rohstoffanteil der Verpackung zu schließen. Weiters herrscht derzeit, wie bereits erwähnt, neben oft fälschlich verwendeter Bezeichnungen ein für den Konsumenten unüberschaubarer "Dschungel", den Interessenvertreter wie auch Umweltorganisationen beklagen. Hier ist ebenfalls eine einheitliche EU-weite Regelung notwendig, um Klarheit zu schaffen, wie ökologisch nachhaltig das verwendete Verpackungsmaterial wirklich ist. Dazu soll es nach Meinung der europäischen Kommission zukünftig ein Grünbuch zu Kunststoffverpackungen geben.

8.2 Entsorgungsansätze bei Biopolymerverpackungen

Laut J. Zimmermann von der Fa. NaKu [35] fehlt z.Z. ein (politisches) Ziel für Biokunststoffe. Energetisch betrachtet besitzen PLA-Materialien keine großen Vorteile gegenüber Standardkunststoffe, was ihre Herstellung betrifft (Schwankungsbereite liegt bei 10 %). „Die Herstellung von Zellulose ist z.B. mit einem sehr hohen energetischen Aufwand verbunden“, so Zimmermann. Nach seiner Einschätzung, die auch von anderen Experten, u.a. in Deutschland vertreten wird, soll die Kompostierung von biologisch abbaubaren, stark biogen verschmutzten Lebensmittelverpackungen hinter der Verbrennung und der Biogaserzeugung eingereiht werden und hier eine Alternative zur direkten Deponierung bilden. In der kontrovers geführten Diskussion um die Abbaubarkeit von Biokunststofffolien während des (industriellen) Kompostierprozesses lenkt Zimmermann ein und verweist auf den aus seiner

Sicht beobachteten und durchaus zufriedenstellenden biologischen Abbau zertifizierter Biokunststoffsäcke innerhalb von drei Tagen.

Allgemein gültige Lösungsansätze, die auch die Entsorgungsseite von Biopolymeren näher beleuchten, sind spärlich – ein ganzheitlicher, systematischer Ansatz fehlte bislang. Dies ist auch vor dem Hintergrund zu sehen, dass biologisch abbaubare Kunststoffe nicht immer das halten, was sie gemäß ihrer Bezeichnung versprechen. Betrachtet man die End-of-Life-Optionen für kurzlebige Biopolymere, die auch in dieser Arbeit aus fachlicher Sicht und unter Einschluss der persönliche Meinung ausführlich dargestellt werden, so liegt vor allem im Verpackungsbereich der Schluss nahe, dass eine an sich gute Idee nicht zu Ende gedacht wurde. So vielfältig das derzeitige Einsatzgebiet von Biopolymeren auch ist, so mannigfaltig und doch verschieden sind die Möglichkeiten der Verwertung bzw. Entsorgung. Fokussiert man auf die Abfallsammlung, so gibt es zwar Empfehlungen hinsichtlich einer Mitsammlung mit anderen Abfallfraktionen. Diese exemplarischen Ansätze existieren in den einzelnen EU-Ländern bereits und werden von öffentlicher und privater (Entsorgungs-)Seite unterstützt, sind aber oftmals auf Basis eines schlechten Kenntnisstands bzw. aus Mangel an echten Verwertungslösungen heraus geboren. Zudem vermisst man aufgrund der Vielfalt an Biopolymeren mit unterschiedlichen Eigenschaften ein einheitliches, nachvollziehbares und effizientes Prozedere im Umgang mit Biokunststoffen, das aus Sicht des Abfallerzeugers einen technisch sinnvollen und ökologisch vertretbaren Entsorgungspfad für Biokunststoffverpackungen vorschreibt. Ein solches gibt es bis dato europaweit nicht. Biokunststoffe müssen je nach Verwertungsoption nicht zwangsweise besser als petrobasierte Polymere abschneiden, auch wenn dies Marketing und Werbung glaubhaft machen wollen. Diesem Mythos wird in der vorliegenden Arbeit mit wissenschaftlichen Argumenten entgegen gewirkt. Bei der systematischen Betrachtung ist immer der gesamte Lebenszyklus zu bewerten. In der vorliegenden Arbeit werden eigenständige Berechnungen angestellt, die die Treibhausgasemissionen im Zuge von thermischen Verwertungsprozessen (Mono- bzw. Mitverbrennung) vergleichend anhand von PET- und PLA-Materialien bewerten (vgl. Kapitel 7.9).

Biopolymerverpackungen in gemischten Abfallströmen verursachen auch aus dem einfachen Grund Probleme, da diese, wie bereits beschrieben, rein optisch nicht von herkömmlichen Kunststoffen unterscheidbar sind. Hinzu kommt, dass nicht alle Biopolymere trotz ihrer nachwachsenden Rohstoffbasis auch biologisch abbaubar sind. Konsumenten verbinden mit dem Begriff „Biokunststoff“ in erster Linie die Kompostierfähigkeit des Materials. Abgesehen davon, dass in den seltensten Fällen Biokunststoffverpackungen aus technischer Sicht auch tatsächlich für die Heimkompostierung geeignet sind und sich nur unter Vorbehalt im industriellen Heißkompostierungsprozess zersetzen, sind Zertifikate oft widersprüchlich. Dies führt in der Praxis zu einer negativen Beeinflussung von etablierten abfallwirtschaftlichen Prozessen. Durch diese ungünstigen Rahmenbedingungen eilt Biokunststoffen oft der Ruf eines unerwünschten Störstoffes voraus, der sowohl bei der Kompostierung als auch beim Recycling nicht gerne gesehen ist. Dieser Umstand trägt wiederum positiv dazu bei, dass neue automatisierte Sortiertechnologien, im Speziellen die sensorgestützte NIR-Sortierung, die in der Lage ist Polymertypen zu unterscheiden, in der Abfallwirtschaft

vermehrt zum Einsatz kommen. Derzeit werden in Österreich Verpackungen im Allgemeinen, egal ob sie biologisch abbaubar sind oder auch nicht, vor der industriellen Heißkompostierung aussortiert bzw. landen bei der Kunststoffsortierung (LVP-Fraktion) in der Mischkunststofffraktion und werden i.d.R. einer thermischen Verwertung zugeführt.

Eigenständige Untersuchungen im Rahmen der vorliegenden Dissertationsarbeit haben gezeigt, dass die spezifischen Unterscheidungsmerkmale der NIR-Spektren von Biopolymeren ausreichen, um eine automatisierte Materialerkennung durchführen zu können [166]. Dafür wurden für ca. einem Dutzend verschiedener Biokunststoffmaterialien die NIR-Spektren aufgenommen. Bei der unverschmutzten Neuware handelte es sich meist um Prototypen bzw. Vorserien (vgl. Anhang C Abbildungen I bis VII) von Verpackungskunststoffen. Zudem wurden auch die NIR-Spektren von bereits am Markt befindlichen Biokunststoffflaschen (Materialtyp: PlantBottle und NatureWorks PLA, vgl. Anhang C Abbildung IX und X) aufgenommen. Zu diesem Zeitpunkt existierten, wenn überhaupt dann nur vereinzelt, wissenschaftliche Studien, die Aussagen über die Erkennungsgenauigkeit von Biokunststoffverpackungen am Ende ihrer Nutzungsdauer in gemischten, kunststoffreichen LVP-Abfallströmen liefern. Es fehlten zudem entsprechende Testreihen, die unter realen, praxisnahen Bedingungen durchzuführen sind. Sicherlich stellt der Verschmutzungsgrad von post-user Biopolymer-Materialien, z.B. aus dem Getränkeflaschenbereich eine besondere Herausforderung bei der eindeutigen und zuverlässigen NIR-Erkennung des Werkstoffes dar. Erschwerend kommt hinzu, dass die Vielzahl der unterschiedlichen Materialien und vor allem die mannigfaltigen Mischungsverhältnisse der Blends, die heutzutage bereits am europäischen Markt verfügbar sind, das Ihrige dazu beitragen. Die in dieser Arbeit beschriebenen und selbstständig durchgeführten LVP-Sortierversuche (vgl. Kapitel 5.4.3) tragen dazu bei den Wissenstand zu erweitern. Das Hauptaugenmerk liegt dabei auf der Detektierbarkeit dieser neuen Werkstoffgruppe unter realen Bedingungen.

Von besonderer Relevanz ist der Einsatz der sensorbasierten Sortierung beim roh- bzw. werkstofflichen Recycling von Kunststoffen. Jedes Recycling setzt vorgeschaltete Sammel- und Sortierprozesse zur sortenreinen Anreicherung (Monofraktion) der zu verwertenden Materialspezies zwingend voraus. Mischungen von nicht stoffgleichen fossilen und biogenen Polymeren führt zu erheblichen Schwierigkeiten, wie dies u.a. in Kapitel 4.4.6.1 erörtert wird. Der eigentliche Recyclingprozess für Biopolymere läuft ähnlich wie bei konventionellen Polymeren ab. Drop-in-Lösungen (Bio-PE, Bio-PP, Bio-PET etc.) haben auf das bestehende Recyclingverfahren vielfach keinen wesentlichen Einfluss. Auch Mischungen aus bio- und petrobasierten Kunststoffen des gleichen Typs sollten aufgrund der identen Molekularstruktur nicht zur Verschlechterung der Regranulatqualität und in weiterer Folge des daraus entstehenden Recyclingprodukts beitragen. [74] Nach neuesten Erkenntnissen können bei einem unterschiedlichen Einsatz von Additiven Abweichungen im Recyclingverhalten beobachtet werden, die mitunter die sehr hohen Anforderungen an die Recyklate beim Einsatz im Lebensmittelbereich hinsichtlich deren Verarbeitung, Verfärbung und Einschlüsse negativ beeinflussen könnten. [1, S. 64] Diese Aussage muss noch im Detail verifiziert werden. Drop-In-Lösungen existieren erst seit wenigen Jahren am Markt. Aus diesem Grund gibt es kaum belastbare Untersuchungsergebnisse zu dieser Thematik.

8.3 Resümee

Die Entsorgung von gebrauchten Biokunststoffverpackungen kann in Abhängigkeit von der jeweiligen Spezies und unter Berücksichtigung der äußeren, meist vom abfallwirtschaftlichen Gesamtsystem vorgegebenen Bedingungen, auf unterschiedlicher Art und Weise erfolgen. Am Anfang steht hier in jedem Fall die Sammlung, d.h. das Einbringen der Verpackungsabfälle in ein (kommunales) Sammelsystem (Restmüll, Biomüll, LVP). Abgesehen davon, dass weder in Deutschland noch in Österreich eigene (getrennte) Sammelsysteme für Biokunststoffverpackungen existent sind und dies auch in keinem Verhältnis zu dem daraus resultierenden logistischen aber auch finanziellen Mehraufwand stehen würde, ist es in den letzten Jahren nicht gelungen, auch für nachweislich biologisch abbaubare Biokunststoffverpackungen eine funktionierende Kompostierlogistik aufzubauen. Ebenso wenig gibt es werk- bzw. rohstoffliche Verwertungssysteme für nicht abbaubare Biokunststoffverpackungen in Abhängigkeit von der jeweiligen Biokunststoffart. Aus diesem Grund stellt im Moment nach Überzeugung des Authors die **thermische Verwertung** (Mono- bzw. Mitverbrennung) in Anbetracht der Vielzahl an unterschiedlichen Biokunststoffarten, die (bedingt) biologisch abbaubar sind bzw. keine Abbaubarkeit besitzen, die bevorzugte Entsorgungsvariante und im Hinblick auf die Probleme bei der Kompostierung auch jene mit dem geringsten Aufwand dar. Egal ob über die Restmüll- bzw. LVP-Sammlung erfasst, landen die Biokunststoffverpackungen früher oder später in der Verbrennung, wie dies in Kapitel 7.9.1.2.3 im Vergleich von Einweggetränkeflaschen (PET und PLA) bei der treibhausgasbezogenen Stoffstromdarstellung gezeigt wird. Natürlich geht hierbei die Option einer Wiedernutzbarmachung des Materials, sprich die Möglichkeit der roh- bzw. werkstofflichen Nutzung (Recycling) verloren. Aufgrund der derzeit geringen Marktdurchdringung (< 1 M-%) stellt diese Möglichkeit jedoch aus finanzieller und teilweise auch technischer Hinsicht kurz- bzw. mittelfristig keine praktikable Option dar.

Schlussendlich wird es die Aufgabe aller Stakeholder sein, die in der österreichischen Abfallwirtschaft tätig sind, in der Zukunft gemeinsam einen praktikablen Verwertungsansatz für die neu am Markt befindlichen Biokunststoffe, aber auch optimierte Recyclingverfahren für die bereits seit längerem etablierten konventionellen Kunststoffe zu implementieren. Bedingt durch das prognostizierte starke Marktwachstum im Bereich der Biokunststoffe von derzeit 1,2 Mio. t auf fast 6 Mio. t bis ins Jahr 2016 wird zukünftig der getrennten bzw. gemeinsamen Erfassung, respektive den in diesem Zusammenhang stehenden Sammel- und Verwertungssystemen aber auch adaptierten Sortiertechnologien eine steigende Bedeutung zukommen. Die Kompostierung wird neben dem Recycling als Behandlungsoption für kurzlebige biologisch abbaubare Biokunststoffe weiterhin ihre Daseinsberechtigung besitzen und ist auch nicht als Konkurrenz zur roh- bzw. werkstofflichen Verwertung zu sehen. Der Trend geht aber klar weg von biologisch abbaubaren hin zu den sogenannten Green Polymers (Bio-PE, Bio-PP, Bio-PET etc.) auf Basis erneuerbarer Ressourcen. Wichtig dabei ist, dass bestehende Recyclingrouten für konventionelle Kunststoffe (z.B. PET-Flaschenrecycling) nicht durch das Vorhandensein von Biokunststoffen in den zu aufbereitenden Fraktionen negativ beeinflusst werden. Wo ein Recycling aufgrund von ungünstigen Randbedingungen (z.B. starke Verschmutzung) nicht

mehr möglich ist, stellt die energetische Nutzung eine präferierende Option dar, zumal aufgrund des zukünftig noch stärker forcierten Einsatz an nachwachsenden Rohstoffen, die CO₂-Neutralität der Werkstoffgruppe hier sicherlich im Fokus stehen wird. Die Biogaserzeugung aus abbaubaren Biokunststoffen, die als anaerober Prozess als Alternative bzw. Vorstufe zur Kompostierung gesehen werden kann, wird auch zukünftig eher ein Randthema bleiben. Ebenso wie die Kompostierung selbst, die als bevorzugte Alternative zur direkten Deponierung zu werten ist. Wie auch in anderen Bereichen und im länderbezogenen Kontext zu beobachten, wird die direkte Deponierung von Biopolymerabfällen weiterhin mehr und mehr in den Hintergrund gedrängt. Deponien bilden aber weiterhin für stofflich nicht mehr verwertbare Rückstände, z.B. aus der Abfallverbrennung, eine wichtige und notwendige finale Senke.

9 Verzeichnisse

9.1 Literatur

- [1] Bilitewski, B.; Grundmann, V.; Lohmann, D.; Endres, H.-J.; Kraft, E. & Probst, T. (Hrsg.): Tagungsband Biokunststoffe in Verwertung und Recycling – Aktuelle Entwicklungstrends und zukünftige Chancen. Pirna: Eigenverlag des Forums Abfallwirtschaft und Altlasten e.V., 2012. ISBN 978-3-934253-81-0.
- [2] Arbeitskreis Bioplastics in der IK Industrievereinigung Kunststoffverpackungen e.V.: Bioplastics aus Sicht der Hersteller von Verpackungen und Folien. Bad Homburg: Eigenverlag, 2011.
- [3] PlasticsEurope (Hrsg.): The Compelling Facts about Plastics 2009. Brüssel: Eigenverlag, 2009.
- [4] Land Niederösterreich, Gruppe Raumordnung Umwelt und Verkehr, Abteilung Umweltwirtschaft und Raumordnungsförderung (Hrsg.): Eine Welt voll Plastik – Bunte Geschäfte außer Kontrolle. In: Umwelt & Energie, Ausgabe 05/2011. St. Pölten: Eigenverlag, 2011.
- [5] ÖVE/ÖNORM EN 45020: Normung und damit zusammenhängende Tätigkeiten – Allgemeine Begriffe, 2007.
- [6] URL: <http://www.cen.eu>, Stichwort: About us. (Stand: 20.04.2011).
- [7] ONR CEN/TR 15932: Kunststoffe – Empfehlungen für die Terminologie und Charakterisierung von Biopolymeren und Biokunststoffen (Deutsche Fassung), Europäisches Komitee für Normung (CEN), 2010-12-01.
- [8] Endres, H.-J. & Siebert-Raths, A.: Technische Biopolymere – Rahmenbedingungen, Marktsituation, Herstellung und Eigenschaften. München: Carl Hanser Verlag, 2009. ISBN 978-3-446-41683-3.
- [9] Eyerer, P.; Hirth T. & Elsner, P. (Hrsg.): Polymer Engineering – Technologien und Praxis. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 2008. ISBN 978-3-540-72402-5.
- [10] Schnarr, M.: Normen und Richtlinien für biobasierte Kunststoffe. In: Tagungsband zur 4. Biokunststoffe Anwendung und Verarbeitung vom 12. bis 13. April 2011 in Hannover.
- [11] Europäische Union: Richtlinie 98/34/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Juni 1998 über ein Informationsverfahren auf dem Gebiet der Normen und technischen Vorschriften. In: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 204/37 vom 21.07.1998.

- [12] CEN/BT/WG 209: Final Report of CEN BET WG 209. M/429 – Elaboration of a standardization program for bio-based products, 2010-07-04.
- [13] Thielen, M.: Biokunststoffe Grundlagen. Anwendungen. Märkte. Mönchengladbach: Polymedia Publisher GmbH, 2012. ISBN 978-3-9815081-0-3.
- [14] DIN EN 15440: Feste Sekundärbrennstoffe – Verfahren zur Bestimmung des Gehaltes an Biomasse; Deutsche Fassung EN 15440:2011, 2011-05.
- [15] ONR CEN/TS 16137: Kunststoffe – Bestimmung des biobasierten Kohlenstoffgehalts. Europäisches Komitee für Normung, 2011-10-01.
- [16] Godwin, H.: Half-life of Radiocarbon. In: Nature 195, 1962.
- [17] Stuiver, M. & Polach, H.: Report of ^{14}C Data. In: Radiocarbon 19, Discussion, 1977.
- [18] Lorber, K. E.; Kneissl, P. J. & Staber, W.: Bestimmung des biogenen/fossilen Brennstoffanteils durch ^{14}C im Rauchgas. In Lorber, K. E.; et al. (Hrsg.): DepoTech 2008 Tagungsband. Leoben, VGE-Verlag, 2008. ISBN 978-3-86797-028-0.
- [19] CEN/TC343/WG3 N263: Comments on CEN/TC3/WG3 (preEN 15440:2008) Solid recovered fuels – Method for the determination of biomass content regarding Annex A – Determination of the biomass content based on the ^{14}C method, 2008.
- [20] Flamme, S. & Hams, S.: Bestimmung des biogenen Kohlenstoffs – Methodenvergleich. In Lorber, K. E.; et al. (Hrsg.): DepoTech 2008 Tagungsband. Leoben, VGE-Verlag, 2008. ISBN 978-3-86797-028-0.
- [21] ONR CEN/TS 16295: Kunststoffe – Deklaration des Gehalts an biobasiertem Kohlenstoff. Europäisches Komitee für Normung, 2012-04-01.
- [22] ecoplus. Niederösterreichs Wirtschaftsagentur GmbH (Hrsg.): Biokunststoffe in der Praxis. St. Pölten: Eigenverlag.
- [23] IPCC (Hrsg.): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Online abrufbar unter URL: http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_wg1_report_the_physical_science_basis.htm. (Stand: 26.04.2011).
- [24] URL: http://www.earthobservatory.nasa.gov/Features/CarbonCycle/carbon_cycle4.php, (Stand: 26.04.2011).
- [25] Pitzl, M.: CORNET Bio-Packing, die Erkenntnisse. Vortrag im Rahmen der Future Packaging 2012 vom 08.03.2012 in Wr. Neustadt.

- [26] Endres, H.-J.: Biopolymerwerkstoffe und typspezifische Anwendungen. In: Tagungsband zur 4. BioKunststoffe Anwendung und Verarbeitung vom 12. bis 13. April 2011 in Hannover.
- [27] URL: <http://www.tecson.de> (Stand: 28.01.2013).
- [28] URL: <http://kunststoffreport.de/kunststoff-und-die-erdolkrise/> (Stand: 09.10.2012).
- [29] Oertel, D.: Industrielle stoffliche Nutzung nachwachsender Rohstoffe. Berlin: Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim deutschen Bundestag (TAB), 2007.
- [30] URL: <http://www.eia.gov> (U.S. Energy Information Administration, Stand: 28.01.2013).
- [31] Imam, S. H.; Greene, R. V. & Zaidi, B. R.: Biopolymers – Utilizing nature’s advanced materials. Symposium at the Fifth Chemical Congress of North America, Cancun, Quintana Roo, Mexico, 1999.
- [32] Ebnesajjad, S. (Hrsg.): Handbook of Biopolymers and Biodegradable – Plastics, Properties, Processing and Applications. Oxford: Elsevier, 2013.
- [33] Pretting, G. & Boote, W.: Plastic Planet – Die dunkle Seite der Kunststoffe. Freiburg: orange-press, 2010. ISBN 978-3-936086-47-8.
- [34] ecoplus Niederösterreichs Wirtschaftsagentur GmbH (Hrsg.): Biokunststoffe in der Praxis. In: Chemiereport.at 7/2012. St. Pölten: ecoplus Niederösterreichs Wirtschaftsagentur GmbH, 2012.
- [35] Zimmermann, J.: Neue Biokunststoffe mit bewährter Technik herstellen. Vortrag im Rahmen der Future Packaging 2012 vom 08.03.2012 in Wr. Neustadt.
- [36] Wolf, O. (Hrsg.): Techno-economic Feasibility of Large-scale Production of Bio-based Polymers in Europe. Spain: European Commission, 2005. ISBN 92-79-01230-4.
- [37] URL: <http://de.wikipedia.org/wiki/Polyhydroxyalkanoate> (Stand: 28.01.2013).
- [38] URL: <http://www.natureworksllc.com/News-and-Events/Press-Releases/2011/10-12-11-NatureWorks-attracts-PTT-Chemical-equity-investment.aspx> (Stand: 24.01.2012).
- [39] Komenda, A.: Biokunststoffe – Chancen und Grenzen. Vortrag im Rahmen der Future Packaging 2012 vom 08.03.2012 in Wr. Neustadt.
- [40] bioplastics MAGAZINE [1/12] Vol. 7. ISSN 1862-5258.
- [41] Kunststoffe 7/2012. Carl Hanser Verlag, München.
- [42] bioplastics MAGAZINE [1/11] Vol. 6. ISSN 1862-5258.

- [43] Detzel, A.; Kauertz, B.; Derreza-Greeven, C.: Untersuchung der Umweltwirkungen von Verpackungen aus biologisch abbaubaren Kunststoffen. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt Deutschland, 2012.
- [44] URL: <http://www.actimel.de/fragen-antworten> (Stand: 15.02.2013)
- [45] Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.): Biokunststoffe in Österreich – Ein Beitrag zur Ressourcenschonung und zum Klimaschutz. Wien: BMLFUW, 2011.
- [46] Gutensohn, R.: Unveröffentlichte Projektarbeit zum Thema Biokunststoffe. Montanuniversität Leoben, 2012.
- [47] Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (Hrsg.): Marktanalyse Nachwachsende Rohstoffe Teil II. Eigenverlag: Gülzow, 2007.
- [48] PlasticsEurope (Hrsg.): Plastics – the Facts 2012. Brüssel: Eigenverlag, 2012.
- [49] PlasticsEurope (Hrsg.): Plastics – the Facts 2011. Brüssel, Eigenverlag, 2011.
- [50] Fehring, R. & Brunner, P.H. : Kunststoffflüsse und die Möglichkeit der Verwertung von Kunststoffen in Österreich. In: UBA-Monographien Band 80. Wien: Umweltbundesamt Wien, 1996.
- [51] Windsperger, A. & Brandt, B.: Klimaschutzpotenziale beim forcierten Einsatz biogener und konventioneller Kunststoffe. Wien/St. Pölten: Eigenverlag, 2010.
- [52] Bogucka, R. & Brunner, P.H.: Evaluation of plastic flows and their management in Austria and Poland: Challenges and opportunities. Wien: Technische Universität Wien, 2006.
- [53] Bogucka, R. & Brunner, P.H.: Evaluation of plastic flows and their management in Austria and Poland: Challenges and opportunities – Part two: Goal oriented evaluation method for assessment of plastics waste management. Wien: Technische Universität Wien, 2006.
- [54] ARA AG (Auftraggeber): Verpackungsaufkommen in Österreich Fortschreibung für 2009. Präsentation Technisches Büro Hauer Umweltwirtschaft GmbH (unveröffentlicht).
- [55] ARA AG (Auftraggeber): Verpackungsaufkommen in Österreich Fortschreibung für 2010. Präsentation Technisches Büro Hauer Umweltwirtschaft GmbH (unveröffentlicht).
- [56] Pilz, H.; Brandt, B. & Fehring, R.: Die Auswirkungen von Kunststoffverpackungen auf Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen in Europa – Zusammenfassender Bericht. Wien: denkstatt GmbH, 2010.

- [57] Wirtschaftskammer Österreich (Hrsg.): Nachhaltigkeitsagenda der Österreichischen Getränkewirtschaft – Umsetzungsbericht Juni 2011. Wien: Eigenverlag, 2011.
- [58] Pilz, H.: Carbon Footprint von Tragetaschen und „Obstsackerl“ aus Papier und Kunststoff. Wien: denkstatt GmbH, 2011.
- [59] Klein, L.: Kunststoff versus Papier. In: Umweltschutz Nr. 02/2011. Wien: Bohmann Druck und Verlag Gesellschaft m .b. H. & Co. KG, 2011.
- [60] Arbeitsgemeinschaft FHA-TBH (Hrsg.): Zusatzerhebungen für die ARA AG im Rahmen der „Kontrolle der Restmengenziele von Abfällen von Verpackungen für das Kalenderjahr 2010“. Wien: Druckversion, 2011. (unveröffentlicht)
- [61] Leighty, A.: Große Nachfrage nach Bio-Kunststoffen im Handel – Auch Verpackungen werden immer mehr „Bio“. In: PackReport 4/2007. Frankfurt am Main: Deutscher Fachverlag GmbH, 2007.
- [62] URL: epp.eurostat.ec.europa.eu/ Stichwort: Rate der Verwertung von Verpackungsabfällen (Stand: 16.02.2013).
- [63] Rüth, E.: Frist abgelaufen. In: RECYCLING magazin 01/2013. ISSN 1433-4399.
- [64] Schuch, D. (ARA AG): E-mailkorrespondenz vom 16.11.2012 und 19.11.2012.
- [65] Zimmermann, J. (Fa. NaKu): Persönliches Gespräch vom 09.01.2013.
- [66] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (Hrsg.): Recycling und Entsorgung Ausgabe 42.2012. Gernsbach: EUWID, 2012.
- [67] Henkes, W.: Alles bio, oder was? In: RECYCLING magazin 09/2010. ISSN 1433-4399.
- [68] URL: <http://en.european-bioplastics.org> (Stand: 27.09.2011).
- [69] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (Hrsg.): Recycling und Entsorgung Ausgabe 42.2012. Gernsbach: EUWID, 2012.
- [70] URL: <http://www.ceresana.com/en/market-studies/plastics/bioplastics/market-study-bioplastics.html> (Stand: 21.03.2012).
- [71] URL: <http://www.frost.com/prod/servlet/report-toc.pag?repid=M662-01-00-00-00> (Stand: 21.03.2012).
- [72] URL: <http://en.european-bioplastics.org/press/press-pictures/labelling-logos-charts> (Stand: 27.10.2012).
- [73] URL: <http://en.european-bioplastics.org/market/europebeyond/> (Stand: 13.03.2012).

- [74] Endres, H.-J.: Biokunststoffe – Werkstoffübersicht, Markt, Eigenschaften und Anwendungen. Vortrag im Rahmen der Tagung Biokunststoffe in Verwertung und Recycling am 03.12.2012 in Dresden.
- [75] Bioenergy 2020+ GmbH: Bestandserhebung zur stofflichen Nutzung von nachwachsenden Rohstoffe in Österreich – Endbericht. Graz: Eigenverlag, 2009.
- [76] bioplastics MAGAZINE [06/09] Vol. 4. ISSN 1862-5258.
- [77] URL: <http://www.maps.klimaaktiv.at> (Stand: 12.03.2012).
- [78] URL: <http://derstandard.at/1331779947424/EU-Politik-Oesterreich-gegen-Plastiksackerlverbot> (Stand: 18.03.2012).
- [79] Europäische Union: Richtlinie 94/62/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. Dezember 1994 über Verpackungen und Verpackungsabfälle. In: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 365 vom 31.12.1994. Konsolidierte Fassung vom 20.04.2009.
- [80] Europäische Kommission (Hrsg.): A Report on the Implementation of the Packaging and Packaging Waste Directive 94/62/EC. Brussels: Druckversion, 2009.
- [81] Europäische Union: Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle (Abfallrahmenrichtlinie). In: Amtsblatt der Europäischen Union L 312 vom 22. November 2008.
- [82] Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: Sammel- und Verwertungssysteme für Verpackungen. Veröffentlichung gemäß § 29 Abs. 4 letzter Satz AWG 2002 unter URL: <http://www.lebensministerium.at/umwelt/abfall-ressourcen/verpackungen/sammel-verwertungssysteme/verpackungssysteme.html> (Stand: 14.02.2013).
- [83] URL: https://www.ihk-ve-register.de/inhalt/duale_systeme/index.jsp (Stand: 14.02.2013).
- [84] BGBl. I 102/2002: Bundesgesetz vom 16. Juli 2002 über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002) in der Fassung des BGBl. I 9/2011 vom 15. Februar 2011: Abfallwirtschaftsgesetz-Novelle 2010.
- [85] Altstoff Recycling Austria AG (Hrsg.): Leistungsreport 2009. Wien: ARA AG, 2010.
- [86] BGBl. 218/1992: Bundesgesetz vom 9. Oktober 1992 über die Vermeidung und Behandlung von Verpackungsabfällen und bestimmten Warenresten (VerpackVO).
- [87] BGBl. 208/1996: Bundesgesetz vom 29. November 1996 über die Vermeidung und Verwertung von Verpackungsabfällen und bestimmten Warenresten und Einrichtung von Sammel- und Verwertungssystemen (VerpackVO 1996).

- [88] BGBl. II 364/2006: Bundesgesetz vom 26. September 2006 über die VerpackVO-Novelle 2006. CELEX-Nr.: 31994L0062, 32004L0012.
- [89] Janda, E. & Schuch, D.: Example 1: Separate Collection of Packaging in Austria. Vortrag im Rahmen der ISWA Study Tour 2012 – Separate Collection vom 18.06.2012 in Wien.
- [90] Altstoff Recycling Austria AG (Hrsg.): Leistungsreport 2006. Wien: ARA AG, 2007.
- [91] Altstoff Recycling Austria AG (Hrsg.): Leistungsreport 2011. Wien: ARA AG, 2012.
- [92] BGBl. I S. 531/2008: Bundesgesetz vom 02. April 2008 über die Vermeidung und Verwertung von Verpackungsabfällen – VerpackV.
- [93] Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.): Abfallvermeidung am Beispiel Kunststofftragetaschen – 5 Punkte für noch mehr Umweltschutz – Bericht Mai 2011. Wien: BMLFUW, 2011.
- [94] URL: <http://www.mz-web.de/> Stichwort: Verpackung – Europa macht die Tüte teuer. (Stand: 26.03.2012).
- [95] Ableidinger, M.: Littering als Ergebnis verhaltensbezogener und techno-sozio-ökologischer Phänomene. Dissertation an der Wirtschaftsuniversität Wien, 2004.
- [96] Beverage Industry Environment Council (Hrsg.): Measuring Environmentally Desirable Behaviour. Pyrmont: Eigenverlag, 2001.
- [97] URL: <http://www.ara.at/uploads/media/0061-1205-ARA.jpg> (Stand: 20.06.2012).
- [98] Europäische Union: Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien, in: Amtsblatt der Europäischen Union L 182/1 vom 16. Juli 1999.
- [99] IMSA Amsterdam (Hrsg.): Plastic Marine Litter – Plastic Do Not Belong In The Ocean. Amsterdam, Eigenverlag, 2011.
- [100] UNEP: UNEP Year book 2011 downloadbar unter URL: http://www.unep.org/yearbook/2011/pdfs/plastic_debris_in_the_ocean.pdf (Stand: 11.07.2012).
- [101] United Nations Environment Programme: Marine Littering. Nairobi, UNEP, 2005.
- [102] Day, R.; Shaw, D. & Ignell, S.: The quantitative distribution and characteristics of neuston plastic in the north pacific ocean, 1985-88. In: Proceedings of the second international conference on marine debris. Honolulu, 1989.
- [103] Moore, C.; Moore, S.; Leecaster, M. & Weisberg, S.: Mar. Pollut. Bull., 42(12), 1297-300. 2001.

- [104] Law, K.; Morét-Ferguson, S.; Maximenko; Proskurowski, G.; Peacock, E.; Hafner, J. & Reddy, C.: *Science*, 329(5996), 1185-8. 2010.
- [105] URL: http://de.wikipedia.org/wiki/Innertropische_Konvergenzzone
(Stand: 29.01.2013).
- [106] Klein, L. (Hrsg.): Umweltschützer gegen Konsumentenvertreter – Heftige Diskussion um Plastiksackerl-Verbot. In: Umweltschutz Nr. 01/2011. Wien: Bohmann Druck und Verlag Gesellschaft m .b. H. & Co. KG, 2011.
- [107] Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.): Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2011, Band 1. Wien: BMLFUW, 2011.
- [108] Umweltschutz: Pilotprojekt Biologisch abbaubare Sackerl auf dem Vormarsch. In: Umweltschutz Nr. 03/2011. Wien: Bohmann Druck und Verlag Gesellschaft m.b.H. & Co. KG, 2011.
- [109] Brandt, B. & Pilz, H.: Die Auswirkungen von Kunststoffverpackungen auf Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen in Europa – Kurzfassung. Wien: denkstatt GmbH, 2011.
- [110] Hertwich, E. & Peters, G.: Carbon Footprint of Nations – A global, trade-linked analysis. In: *Environmental Science & Technology* Vol. 43, No. 16, 2009.
- [111] bioplastics MAGAZINE [02/09] Vol. 4. ISSN 1862-5258.
- [112] Kosak, G.: Biomüllbeutel aus biologisch abbaubarem Werkstoff auch bei kurzen Kompostierungszeiten verrottbar? In: Müll und Abfall 12-11. Berlin-Tiergarten: Erich Schmidt Verlag GmbH & Co. KG, 2011.
- [113] Grundmann, V. & Wonschik, C.-R.: Noch nicht verwertbar. In: *RECYCLING magazin* 24/2011. ISSN 1433-4399.
- [114] Simon, H.-W.: Schwer verdauliche Kost. In: *Entsorga-Magazin* 6/2012. Frankfurt am Main: Deutscher Fachverlag GmbH, 2012.
- [115] Ziermann, A. & Schmidt, B.: Praxistest – Wie kompatibel sind kompostierbare Bioabfallsäcke mit den gängigen Anlagentechniken zur Bioabfallverwertung? In: Müll und Abfall 7-12. Berlin-Tiergarten: Erich Schmidt Verlag GmbH & Co. KG, 2012.
- [116] bioplastics MAGAZINE [06/10] Vol. 5. ISSN 1862-5258.
- [117] URL: http://www.ehow.com/list_6720060_top-suppliers-plastic.html
(Stand: 02.08. 2012).

- [118] Schächtele, K. & Hertle, H.: Die CO₂ Bilanz des Bürgers – Recherche für ein internetbasiertes Tool zur Erstellung persönlicher CO₂ Bilanzen. Heidelberg: ifeu Institut für Energie- und Umweltforschung, 2007.
- [119] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (Hrsg.): Recycling und Entsorgung Ausgabe 34.2011. Gernsbach: EUWID, 2011.
- [120] bioplastics MAGAZINE [02/08] Vol. 3. ISSN 1862-5258.
- [121] European Biomass Association: 2011 Annual Statistical Report on the contribution of Biomass to the Energy System in the EU27. Brüssel: Eigenverlag, 2011.
- [122] URL: http://www.staerkeverband.de/html/zahlen_eu.html (Stand: 13.03.2012).
- [123] Werner, K.: Biologischer Kunststoff, der Siegeszug von Bioplastik. In: Financial Times Online vom 13.08.2012. Downloadbar unter <http://www.ftd.de/unternehmen/industrie/biologischer-kunststoff-der-siegeszug-von-bioplastik/70075980.html>
- [124] Köpnick, H.; Schmidt, M.; Brüggling, W.; Rüter, J. & Kaminsky, W.: Polyesters. In Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, Ausgabe 21. Weinheim: Wiley-VCH, 2005.
- [125] URL: <http://www.petcore.org/content/coke-invests-firms-accelerate-bioplastics> (Stand: 29.12.2011).
- [126] Presseaussendung Coca Cola Company vom 08.08.2011 downloadbar unter URL: <http://newsroom.coca-cola-gmbh.de> (Stand: 26.09.2011).
- [127] Presseaussendung Pepsi & Co vom 15.03.2011 downloadbar unter URL: <http://www.pepsico.com/Media/Press-Releases.html> (Stand: 13.02.2012).
- [128] URL: http://www.spar.at/spar/spar_marken/naturpur/sortiment/bio_sackerl.htm (Stand: 20.09.2011).
- [129] Lukschanderl, L. (Hrsg.): Merkur – Biosackerl für Obst und Gemüse kompostierbar. In: Umweltschutz Nr. 05/2011. Wien: Bohmann Druck und Verlag Gesellschaft m.b.H. & Co. KG, 2011.
- [130] URL: http://www.billa.at/Metanavigation/Nachhaltigkeit/Nachhaltigkeit/dd_bi_subpage.aspx (Stand: 09.01.2012).
- [131] URL: http://www.lidl.at/cps/rde/xchg/lidl_at/hs.xsl/27306.htm (Stand: 27.10.2012).
- [132] URL: <http://www.naku.at/index.php/de/produkte/9> (Stand: 19.12.2011).
- [133] URL: <http://www.nachhaltigleben.ch> Artikel: Recycling von Kunststoffen ist eine umweltfreundliche Einweglösung. (Stand: 02.10.2012).

- [134] Friedl, C.: Masse statt Klasse. In: RECYCLING magazin 18/2012. ISSN 1433-4399.
- [135] Schuch, D. (ARA AG): E-mailkorrespondenz vom 03.07.2012 und 12.07.2012.
- [136] Presseaussendung PET to PET vom 14.09.2010 downloadbar unter URL: http://www.pet2pet.at/download/PET_to_PET_Up-Cycling_made_in_Austria_PET_Anlagenerweiterung_14_09_2010.pdf (Stand: 03.03.2012).
- [137] Presseaussendung der ARA AG vom 4. Jänner 2011 unter URL: <http://www.ara.at/presse/archiv/presseaussendungen-2011/sammelergebnis2010/>
- [138] URL: <http://www.recyclingportal.eu/artikel/28976.shtml> (Stand: 02.10.2012).
- [139] Gutensohn, R. (Häusle GmbH): E-mailkorrespondenz vom 19.09.2012.
- [140] Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (Hrsg.): Biologisch abbaubare Kunststoffe gehören nicht in die Biotonne. In: Humuswirtschaft & Kompost 10/09.
- [141] Altstoff Recycling Austria AG (Hrsg.): Leistungsreport 2007. Wien: ARA AG, 2008.
- [142] Altstoff Recycling Austria AG (Hrsg.): Leistungsreport 2008. Wien: ARA AG, 2009.
- [143] Altstoff Recycling Austria AG (Hrsg.): Nachhaltigkeitsbericht Leistungsreport 2010. Wien: ARA AG, 2011.
- [144] Vetere, M.: Mixed Plastics: A new critical topic in plastics packaging separated collection and recycling. Vortrag beim ISWA Weltkongress 2012 am 17.09.2012 in Florenz.
- [145] URL: <http://www.petrecycling.ch>, Artikel über PET-Recycling Schweiz. (Stand: 25.11.2011).
- [146] URL: <http://www.plasticsindustry.org/NationalBoard/Policies> Stichwort: SPI Policy Statement on the Resin Identification Code (Stand: 11.07.2012).
- [147] URL: <http://en.european-bioplastics.org/standards/labelling/compostability-label/> (Stand: 30.09.2011).
- [148] URL: <http://www.okcompost.be> (Stand: 30.09.2011).
- [149] DIN CERTCO: Certification Scheme Biobased Products. Berlin: Eigenverlag, 2011.
- [150] DIN CERTCO: Zertifizierungsprogramm für die Kompostierung unbedenklicher Zusatzstoffe nach DIN EN 13432. Berlin: Eigenverlag, 2012.
- [151] AIB-VINÇOTTE International (Hrsg.): OK Biobased APPLICATIONS Frequently Asked Questions. Downloadbar unter URL: <http://www.okcompost.be/data/pdf-document/doc-28e-a-faq-biobased-application.pdf>

- [152] URL: <http://www.bvse.de/10/Kunststoff> (Stand: 25.11.2011).
- [153] URL: <http://www.pet2pet.at> (Stand: 11.07.2012).
- [154] URL: <http://www.kruschitz-plastic.com> (Stand: 11.07.2012).
- [155] URL: <http://www.petrecyclingteam.at> (Stand: 11.07.2012).
- [156] Kreindl, G.: Material Recycling of Mixed Commercial Waste in Austria. In: Waste Management, Volume 2. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2011. ISBN 978-3-935317-69-6.
- [157] Böcker, J.: Spektroskopie: Instrumentelle Analytik mit Atom- und Molekülspektrometrie. Würzburg: Vogel Buchverlag, 1997.
- [158] Kreindl, G.: Herausforderungen der NIR-Sortierung von gemischten Abfällen aus Industrie und Gewerbe. In Lorber, K. E.; et al. (Hrsg.): DepoTech 2010 Tagungsband. Leoben, Eigenverlag, 2010. ISBN 978-3-200-02018-4.
- [159] Fleischhacker, S.: Stoffliche Verwertung von Abfällen – Einsatz der Nahinfrarot-Sortiertechnik im Bereich von Gewerbeabfällen. Masterarbeit an der Montanuniversität Leoben, 2011.
- [160] URL: <http://www.titech.de/news/titech-group-benennt-sich-in-21230> (Stand: 29.02.2012).
- [161] Berghofer, M. (BT-Wolfgang Binder GmbH): Grafisches Werbematerial per Email vom 30.01.2012.
- [162] Tiltmann, K.: Recyclingpraxis Kunststoffe. In: Der Abfallberater für Industrie, Handel und Kommunen, Kapitel 7.4. Köln: Verlag TÜV Rheinland GmbH, 1996. - ISBN: 3-8249-0069-6.
- [163] Kulcke, A. & Kerschhaggl, P.: High speed NIR Spectral Imaging in Recycling Applications. 3rd International Workshop on Spectral Imaging, Graz, May 13th, 2006.
- [164] Wotruba, H.: Stand der Technik der sensorgestützten Sortierung. In: BHM, 153, Heft 6, 2008.
- [165] Cantner, J.; Gerstmayr, B.; Pitschke, T. & Kreibe, S.: Evaluierung der Verpackungsverordnung. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt, 2011. ISSN 1862-4804.
- [166] Felber, J. (BT-Wolfgang Binder GmbH): Emailkorrespondenz vom 17.02.2012.
- [167] bioplastics MAGAZINE [04/09] Vol. 4. ISSN 1862-5258.

- [168] Cavallo, S. (NatureWorks LLC): Emailkorrespondenz vom 17.05.2012.
- [169] Kreindl, G.: Schwermetallherkunft in den Inputfraktionen einer Alternativbrennstoffverwertungsanlage. Diplomarbeit an der Montanuniversität Leoben, 2007.
- [170] IAE-Labor Montanuniversität Leoben: Prüfbericht 0530-12-00 vom 02.10.2012.
- [171] Rüth, E.: Weiter Weg. In: In: RECYCLING magazin 22/2012. ISSN 1433-4399.
- [172] Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.): Stand der Technik bei Abfallverbrennungsanlagen. Wien: BMLFUW, 2002.
- [173] Rüth, E.: Robuster Markt. In: RECYCLING magazin 18/2012. ISSN 1433-4399.
- [174] URL: <http://win.ara.at> (Stand: 16.12.2011).
- [175] Rüth, E.: Null-Deponierung als Ziel. In: RECYCLING magazin 24/2011. ISSN 1433-4399.
- [176] URL: http://www.e-pro-plasticsrecycling.org/c_124_1.html (Stand: 16.02.2013).
- [177] Unbekannter Autor (N.N.): Erneut mehr Kunststoffverpackungen recycelt. In: RECYCLING magazin 22/2012. ISSN 1433-4399.
- [178] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (Hrsg.): Recycling und Entsorgung Ausgabe 49.2011. Gernsbach: EUWID, 2011.
- [179] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (Hrsg.): Recycling und Entsorgung Ausgabe 40.2011. Gernsbach: EUWID, 2011.
- [180] Arbeitsgemeinschaft FHA-TBH (Hrsg.): Kontrolle der Restmengenziele von Verpackungsabfällen für das Kalenderjahr 2010. Wien: Druckversion, 2011. (unveröffentlicht)
- [181] Schuch, D. (ARA AG): Emailkorrespondenz vom 22.08.2012.
- [182] Wirtschaftskammer Österreich (Hrsg.): Nachhaltigkeitsagenda 2008-2017 der österreichischen Wirtschaft für Getränkeverpackungen downloadbar unter URL: http://portal.wko.at/wk/dok_detail_file.wk?angid=1&docid=1015850&conid=376759 (Stand 12.01.2012).
- [183] Kreindl, G.: Technische Möglichkeiten der Nahinfrarotsortierung von gemischten Industrie- und Gewerbeabfällen. In: Recycling und Rohstoffe, Band 4. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2011. ISBN 978-3-935317-67-2.

- [184] Fraunhofer UMSICHT (Verfasser): Recycling für den Klimaschutz – Eine Studie von Fraunhofer UMSICHT und INTERSEROH zur CO₂-Einsparung durch den Einsatz von recycelten Rohstoffen. Oberhausen: Downloadversion, 2008.
- [185] Schüler, K.: Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland im Jahr 2009. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt, 2012. ISSN 1862-4804.
- [186] Cornell, D.: Biopolymers in the Existing Postconsumer Plastic Recycling. In: Journal of Polymers and the Environment 15. New York: Springer Science+Business Media, LCC, 2007. ISSN: 1566-2543.
- [187] URL: <http://www.hug-technik.com/inhalt/ta/kunststoff.html> (Stand: 12.01.2013).
- [188] bioplastics MAGAZINE [06/10] Vol. 5. ISSN 1862-5258.
- [189] bioplastics MAGAZINE [01/08] Vol. 3. ISSN 1862-5258.
- [190] bioplastics MAGAZINE [04/07] Vol. 2. ISSN 1862-5258.
- [191] Gesamtverband der Deutschen Versicherungswirtschaft e.V. (Hrsg.): Kunststoffe – Eigenschaften, Brandverhalten, Brandgefahren. Köln: VdS Schadensverhütung GmbH, 2000.
- [192] Fellingner, R. & Schramm, C.: Vergleichende Umweltbilanz von Einweg und Mehrwegverpackungen am Beispiel der Mineralwasserverwendung in Wien. Wien: Eigenverlag, 1998.
- [193] Kranert, M. & Cord-Landwehr, K. (Hrsg.): Einführung in die Abfallwirtschaft, 4. Auflage. Wiesbaden: Vieweg+Teubner Verlag, 2010. ISBN 978-3-8351-0060-2.
- [194] Grote, K.-H. & Feldhusen, G. (Hrsg.): Dubbel Taschenbuch für den Maschinenbau, 23. Auflage. Berlin: Springer Berlin Heidelberg, 2011. ISBN 978-3-6421-7305-9.
- [195] Böhler Analytik GmbH: Prüfbericht 1201093 vom 27.01.2012.
- [196] bioplastics MAGAZINE [01/10] Vol. 5. ISSN 1862-5258.
- [197] Lukaschanderl, L.: Mikroalgen und Urbakterien im Einsatz. In: Umweltschutz Nr. 03/2012. Wien: Bohmann Druck und Verlag Gesellschaft m .b. H. & Co. KG, 2012.
- [198] BGBl. II Nr. 292/2001: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen (Kompostverordnung).

- [199] Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.): Stand der Technik der Kompostierung – Grundlagenstudie. Wien: BMLFUW, 2005.
- [200] Breitenbach, E.: Phytosanitäre Qualitätsbeurteilung von gewerblich hergestellten Komposten anhand ihres Pilzspektrums. Dissertation an der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin, 1998.
- [201] BGBl. Nr. 164/1996 idF. BGBl. II Nr. 49/2004: Verordnung des Bundesministers für Umwelt über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung).
- [202] Essel, R. & Carus, M.: Meta-Analyse von Ökobilanzen für bio-basierte Polymere in der Produktion von Proganic®. Hürth: Nova-Institut für Ökologie und Innovation, 2012.
- [203] Groot, W. & Borén, T.: Life Cycle Assessment of the Manufacture of Lactide and PLA Biopolymers from Sugarcane in Thailand. In: International Journal of Life Cycle Assessment 15/2010. New York: Springer-Verlag, 2010. DOI: 10.007/s11367-010-0225-y.
- [204] Detzel, A. & Krüger, M.: Life Cycle Assessment of PLA - A comparison of food packaging made from NatureWorks® PLA and alternative materials – Final Report. Heidelberg: ifeu GmbH, 2006.
- [205] Lampl, C. (Lafarge Zementwerke GmbH): Emailkorrespondenz vom 25.02.2013.
- [206] URL: <http://www.ftc.gov/os/comments/greenguiderevisions/00334-57142.pdf> (Stand: 26.02.2013)
- [207] Statistik Austria (Hrsg.): Gesamtenergiebilanzdaten für das Jahr 2011 downloadbar unter http://www.statistik.at/web_de/statistiken/energie_und_umwelt/energie/energiebilanzen/index.html (Stand: 21.02.2013).
- [208] Energie-Control Austria (Hrsg.): Stromkennzeichnungsbericht 2012. Wien: Downloadversion, 2013.
- [209] Altstoff Recycling Austria AG (Hrsg.): Anlage 3 zur Lizenzvereinbarung – Tarifübersicht. Online abrufbar unter URL://<http://www.ara.at/downloads/tarifuebersicht/> (Stand: 04.01.2012).
- [210] Recycling Österreich GmbH: Presseaussendung PET to PET vom Juli 2011 downloadbar unter URL: http://www.pet2pet.at/download/PET_to_PET_Basispressemappe_07_2011.pdf (Stand: 03.03.2012).

9.2 Abkürzungsverzeichnis

%	Prozent
‰	Promille
§	Paragraph
η	Wirkungsgrad
σ	Dichte (Rho)
<	kleiner
<<	viel kleiner
>	größer
\geq	größer gleich
>>	viel größer
a	Jahr
ABS	Acrylnitril-Butadien-Styrol-Copolymerisat
Abs.	Absatz
AG	Aktiengesellschaft
AGR	Austria Glas Recycling
ALUREC	Aluminiumrecycling
ARA	Altstoff Recycling Austria
ARGEV	Arbeitsgemeinschaft Verpackungsverwertung
ARO	Altpapier Recycling Organisation
Äq.	Äquivalent
AT ₄	Atmungsaktivität nach 4 Tagen
BAWP	Bundesabfallwirtschaftsplan
BGK	Bundesgütergemeinschaft Kompost
BI	Beta-Ionisation
biol.	biologisch
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BPI	Biodegradable Products Institute
BRG	Branchenrecycling-Gesellschaft
BSB	Biologischer Sauerstoffbedarf
BTW	BT-Wolfgang Binder GmbH
bvse	Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung e.V.
C	(elementarer) Kohlenstoff
CA	Celluloseacetat
CEN	Comité Européen de Normalisation
CO ₂	Kohlenmonoxid
div.	diverse
DKR	Deutsche Gesellschaft für Kreislaufwirtschaft und Rohstoffe mbH
durchschnittl.	durchschnittlich
DSD	Duale System Deutschland

DUH	Deutsche Umwelthilfe
€	Euro
EBS	Ersatzbrennstoff
EDM	Elektronisches Datenmanagement
EFB	Entsorgungsfachbetrieb
EMAS	Eco-Management and Audit Scheme
EPRO	European Association of Plastics Recycling and Recovery Organisations
EPS	Expandiertes Polystyrol
et al.	et alia (und andere)
etc.	et cetera
EU	Europäische Union
EVN	Energie Versorgung Niederösterreich
ext.	extern/external
exkl.	exklusive
Fa.	Firma
F&E	Forschung & Entwicklung
IAE	Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik
ID	Identity (Identität)
i.d.g.F.	in der gültigen Fassung
i.d.R.	in der Regel
ifeu	Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH
IGP	Industrie-/Gewerbe- und Große Kunststoffverpackungen
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IPRC	International Pacific Research Center
IR	Infrarot
IRMS	Isotopenverhältnis-Massenspektrometrie
JBPA	Japan BioPlastics Association
h	Stunde(n)
H _o	oberer Heizwert (Brennwert)
g	Gramm
GJ	Gigajoule
GPGP	Great Pacific Garbage Patch
GS ₂₁	Gasspendensumme nach 21 Tagen
Gt	Gigatonne(n) (10 ⁹ t)
k.A.	keine Angabe
KEA	Kumulierter Energieaufwand
kg	Kilogramm (10 ³ g)
KG	Kommanditgesellschaft
kJ	Kilojoule (10 ³ J)
KMU	klein- und mittelständige Unternehmen
kWh	Kilowattstunde

L	Liter
lat.	lateinisch
LCA	Life Cycle Assessment (Lebenszyklusanalyse)
LVP	Leichtverpackung
M-%	Masseprozent
max	maximal
MBA	Mechanisch-biologische Behandlungsanlage
mbH	mit beschränkter Haftung
mech.	mechanisch
MJ	Megajoule (10^6 J)
MKF	Mischkunststofffraktion
min	minimal
min.	Minute(n)
Mrd.	Milliarden
MWth	Megawatt (thermisch)
N	Stickstoff
NIST	National Institute of Standards and Technology
(N)IR	(Nah)Infrarot
Nm ³	Normkubikmeter
O, O ₂	Sauerstoff
o.a.	oben angeführt
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
o.g.	oben genannt(e)
OS	Originalsubstanz
ÖKK	Österreichischer Kunststoff Kreislauf
PA	Polyamid
PBS	Polybutylensuccinat
PBSA	Polybutylensuccinat-Adipat
PBT	Polybutylenterephthalat
PC	Polycarbonat
PCL	Polycaprolacton
PE	Polyethylen
PE-HD	Polyethylen high density
PE-LD	Polyethylen low density
PE-LLD	Polyethylen linear low density
PET	Polyethylenterephthalat
PHA	Polyhydroxyalkanoat
PHB	Polyhydroxybutyrat
PLA	Polylactid (Polymilchsäure)
pmC	percent modern Carbon
POM	Polyoxymethylen
PSM	Proportional-Szintillationszähler-Verfahren

PP	Polypropylen
ppm	parts per million (10^{-6})
PS	Polystyrol
PTT	Polytrimethylenterephthalat
PUR	Polyurethan
PVAL	Polyvinylalkohol
PVC	Polyvinylchlorid
PVdC	Polyvinylidenchlorid
QM	Qualitätsmanagement
S	Schwefel
SO ₂	Schwefeldioxid
SPI	Society of the Plastic Industry
RIC	Resin Identification Code
therm.	Thermisch
TPC	Thermoplastische Copolyester
TPS	Thermoplastische Stärke
TU	Technische Universität
TOC	Total Organic Carbon
UBA	Umweltbundesamt
UM	Umweltmanagement
UNEP	United Nations Environment Programme
usw.	und so weiter
URRC	United Resource Recovery Corporation
USt.	Umsatzsteuer
v.a.	vor allem
uvm.	und vieles mehr
VCI	Verband der Chemischen Industrie e.V.
VerpackVO, VerpackV	Verpackungsverordnung
vgl.	Vergleiche
VHP	Verein für Holzpackmittel
VKS	Verband Kompost- und Vergärwerke Schweiz
VO	Verordnung
Vol-%	Volumenprozent
vs.	versus
W	Wasser
WDR	Westdeutscher Rundfunk
WKÖ	Wirtschaftskammer Österreich
WPC	Wood-Plastic-Composite (Holz-Kunststoff-Verbund)
Z.	Ziffer
z.T.	zum Teil
z.Z.	zur Zeit
µm	Mikrometer (10^{-6} m)

9.3 Tabellen

Tabelle 1: Unterschied zwischen Biomassegehalt (Biomasseanteil in Prozent) und biobasierter Kohlenstoffanteil (biogener Kohlenstoff in Gewichtsprozent).....	16
Tabelle 2: Vor- und Nachteile der Messverfahren zur Bestimmung des ¹⁴ C-Anteils	20
Tabelle 3: Internationale Regelwerke zur Prüfung des aeroben Abbaus von (Bio-) kunststoffen	31
Tabelle 4: Biopolymere und deren nachwachsender Rohstoffanteil]	42
Tabelle 5: Vergangene (2003) und gegenwärtige Preissituation am Sektor der Verpackungskunststoffe (Granulat)	65
Tabelle 6: Einsatz von Kunststoffen in verschiedenen Anwendungsbereichen österreichweit	70
Tabelle 7: Kunststoffverpackungen unterteilt in Produktgruppen bezogen auf das Jahr 2010	74
Tabelle 8: Massenanteile der einzelnen Kunststoffsorten an der jeweiligen Verpackungsart	75
Tabelle 9: Kunststoffmengen verteilt auf die jeweilige Verpackungsart (gerundet).....	75
Tabelle 10: Abschätzung der prozentualen Verteilung der recyclierten Mengen an Kunststoffverpackungen in Österreich	76
Tabelle 11: Abschätzung der je nach Materialtyp recyclierten Mengen an Kunststoffverpackungen in Österreich (gerundet auf 10 t)	76
Tabelle 12: Stakeholder am Biokunststoffmarkt in Österreich (Auszug, März 2012)	87
Tabelle 13: Stoffliche Verwertungsquoten für Verpackungsabfälle in Österreich	99
Tabelle 14: Systembetreiber in Österreich zur Erfüllung der Vorgaben der EU-Verpackungsrichtlinie	100
Tabelle 15: EU-Deutschland-Vergleich der stoffliche Verwertungsquoten in der Verpackungsabfallsammlung in Deutschland	102
Tabelle 16: Darstellung der Ergebnisse ausgewählter Ökobilanzen und dessen Wirkung auf die Umwelt.....	118
Tabelle 17: Aufteilung der Verwertungs- bzw. Entsorgungspfade von Serviceverpackungen aus dem österreichischen Handel (Tragetaschen und Knotenbeutel bzw. Papiertüten).....	121
Tabelle 18: Massen und Befüllungsgrad für Obstsackerl.....	122
Tabelle 19: Carbon Footprint verschiedener Serviceverpackungen	123
Tabelle 20: Vergleich Treibhausgaspotenzial PET-/PLA-Getränkeflasche (Werte gerundet)	127
Tabelle 21: Recycling-Codes bei Kunststoff(verpackungen).....	151

Tabelle 22: Verzeichnis der NIR-spektroskopisch untersuchten Biopolymerwerkstoffe	168
Tabelle 23: Einstellung des Anteils an Biokunststoffen in der LVP-Sammelware für die Sortierversuche	173
Tabelle 24: Einstellungsparameter des NIR-Sorters für die Technikumsversuche	173
Tabelle 25: Sortierergebnis PlantBottle.....	174
Tabelle 26: Darstellung der Sortierergebnisse PLA-Bottles	175
Tabelle 27: Sammel- und Erfassungsleistung der ARA AG von 2006 bis 2011.....	182
Tabelle 28: Haushaltssammelmenge an Verpackungen von 2006 bis 2011	182
Tabelle 29: Gewerbesammelmenge an Verpackungen von 2006 bis 2011	182
Tabelle 30: ARA-Kunststoffverpackungen – Unterteilung in Teilfraktionen, Auszug Systemmüll 2010 und 2007 (Mittelwerte, gerundet).....	184
Tabelle 31: Gesamtmenge an Kunststoffverpackungen im Systemmüll, Sperrmüll und Gewerbeabfälle (Mittelwerte, gerundet)	184
Tabelle 32: Entwicklung der Kunststoffverpackungen 2006 bis 2010 bezogen auf die Verwertungs- und Entsorgungsschienen (Stand: 16.02.2013).....	185
Tabelle 33: Prozentuelle Verwertungsraten von Kunststoffverpackungen in Österreich	186
Tabelle 34: Exporte von Kunststoffverpackungsabfällen aus Österreich 2006 bis 2010	188
Tabelle 35: Stoffliche Zusammensetzung der Summe an Leichtverpackungen aus Haushalten und Gewerbe in Österreich 2011 (gerundet).....	197
Tabelle 36: Markt für Kunststoffe in Österreich – Abschätzung des Substitutionspotenzials von Biokunststoffen im Jahr 2007	201
Tabelle 37: Substitutionspotenziale (gerundet) von Biokunststoffen im Verpackungssektor	202
Tabelle 38: Substitutionspotenzial und -mengen (gerundet) im Verpackungssektor je nach Biokunststofftyp	203
Tabelle 39: Theoretisch berechnete und praktisch in akkreditierten Laboratorien (Böhler Analytik GmbH, lehrstuhleigenes Umweltanalytiklabor) bestimmte Brennwerte verschiedener Biokunststoffe	224
Tabelle 40: Treibhausgaspotenzial und fossiler Ressourcenverbrauch bei der Herstellung von 1 kg PLA (Angaben gerundet).....	240
Tabelle 41: Treibhausgaspotenzial und fossiler Ressourcenverbrauch bei der Herstellung von 1 kg Kunststoff.....	241
Tabelle 42: Systemdarstellung in Bezug auf die Sammlung und Verwertung sowie Beseitigung (Deponierung) von PET- und PLA-Flaschen	243
Tabelle 43: Treibhausgaspotenziale zur Energie- und Wärmeerzeugung in Österreich.....	245

Tabelle 44: Darstellung und Bewertung der Verwertungs- bzw. Entsorgungsszenarien für Biokunststoffverpackungen	250
--	-----

9.4 Abbildungen

Abbildung 1: Erscheinungsbild – Thermoplaste	13
Abbildung 2: Erscheinungsbild – Elastomere	13
Abbildung 3: Erscheinungsbild – Duroplaste	14
Abbildung 4: Verlauf des pmC-Wertes über die letzten 90 Jahre	19
Abbildung 5: Flüssigszintillationszähler	21
Abbildung 6: Proportional-Gaszählrohr	22
Abbildung 7: Grafitisierungsanlage	23
Abbildung 8: Schematische Darstellung AMS	24
Abbildung 9: Diagramm des Kohlenstoffkreislaufs in Giga-Tonnen Kohlenstoff (Gt C)	33
Abbildung 10: Kurzfristiger - und langfristiger Kohlenstoffkreislauf	34
Abbildung 11: Evolution am Sektor der Biopolymere	36
Abbildung 12: Entwicklung des Rohölpreises (Dollar/Barrel) der letzten fünf Jahre	37
Abbildung 13: Kunststoffe – Anteile des Rohölpreises an den Produktionskosten in % (Stand: 2006)	38
Abbildung 14: Steigende weltweite Fördermengen und rückläufiger Verbrauch innerhalb der OECD-Länder (vgl. Karte im Hintergrund, Stand: Ende 3. Quartal 2012)	38
Abbildung 15: Unterteilung der Biopolymere	39
Abbildung 16: Einteilung der biologisch abbaubaren Polymere	40
Abbildung 17: Herstellrouten von Biopolymeren	44
Abbildung 18: Biosynthese von Polyhydroxybutyrat (PHB) über Polyhydroxyalkanoate (PHA)	46
Abbildung 19: Chemische Struktur von Polyhydroxybutyrat	47
Abbildung 20: Umwandlung von Lactid (links) zum Polylactid (rechts) durch thermische und katalytische Ringöffnungspolymerisation	49
Abbildung 21: Wasserdampfdurchlässigkeit (37,8 °C, 90 % relative Feuchte) von PLA im Vergleich zu fossilen Standardkunststoffen	50
Abbildung 22: Sauerstoffdurchlässigkeit (23 °C, 0 % relative Feuchte) von PLA im Vergleich zu fossilen Standardkunststoffen	51
Abbildung 23: Beispielsrechnung zur Herstellung von PLA abhängig von der Produktionskapazität	66

Abbildung 24: Länderspezifischer Kunststoffbedarf in 1.000 t im Jahr 2010 bzw. 2011	68
Abbildung 25: Verpackungsmarkt in Österreich	69
Abbildung 26: Zuordnung der Kunststoffe zu Anwendungsbereichen am europäischen Markt 2011, Angabe in Prozenten [%]	69
Abbildung 27: Nachgefragte Arten von Verpackungskunststoffen am europäischen Markt 2011, Angabe in Prozenten [%]	72
Abbildung 28: Vergleich der nachgefragten Kunststoffmengen am europäischen Markt, Angabe in Tonnen [t].....	72
Abbildung 29: Globale Wachstumsraten bei Biokunststoffen, Angaben in 1.000 t	79
Abbildung 30: Einsatzgebiete Biopolymere 2011	80
Abbildung 31: Entwicklung der globalen Produktion von Biopolymeren (Stand: Oktober 2012)	81
Abbildung 32: Aufteilung der Biopolymer-Produktionskapazitäten 2011 (linke Grafik) sowie Prognose 2016 (rechte Grafik) (Stand: Oktober 2012).....	82
Abbildung 33: Globale Produktionskapazitäten für Biokunststoffe aufgeteilt nach Herstellern	83
Abbildung 34: Einteilung der globalen Biopolymere nach Werkstoffgruppen 2011 (Stand: Oktober 2012)	84
Abbildung 35: Einteilung der globalen Biopolymere nach Werkstoffgruppen, Prognose für das Jahr 2016 (Stand: Oktober 2012)	84
Abbildung 36: Derzeitiger Entwicklungs- und Produktionsstand bei (Bio-)polymeren.....	85
Abbildung 37: Akteure am österreichischen Biokunststoffmarkt	86
Abbildung 38: Darstellung der rechtlichen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen (Einflussfaktoren) beim Einsatz von Biopolymeren.....	90
Abbildung 39: Darstellung des Zweiges „industrielle Produktion“ im Umfeld von Biopolymeren	91
Abbildung 40: Betrachtung der Wertschöpfungskette beim Einsatz von Biopolymeren.....	93
Abbildung 41: Verwertungsquoten für Verpackungsabfälle innerhalb der EU-27	100
Abbildung 42: Top 10 der „gelitterten“ bzw. in Müllkörben entsorgten Objekte (Stückanteil in Prozent).....	106
Abbildung 43: Zusammensetzung des Litter-Materials in Städten (Stückanteil in %).....	107
Abbildung 44: Sammelerfolge in Österreich 1995-2011 (links) und Vergleich der stofflichen Verwertungsquoten für Verpackungsabfälle innerhalb der EU 2009 (rechts)	109
Abbildung 45: Marine Littering – Darstellung der Eintragungspfade	110

Abbildung 46: KEA zur Herstellung ausgewählter Materialien	125
Abbildung 47: KEA zur Herstellung verschiedener Kunststoffe	125
Abbildung 48: Vergleich der Energieeinsparung durch Abfallmanagementoptionen am Beispiel von PE-LD	128
Abbildung 49: Vergleich der Treibhausgaseinsparung durch Abfallmanagement am Beispiel von PE-LD.....	129
Abbildung 50: Untersuchung der Gasproduktion und -zusammensetzung unter thermophilen Umgebungstemperaturen im Biogasreaktor	134
Abbildung 51: Übersicht der Einsatzmengen an Nahrungsmitteln für das jeweilige Anwendungsgebiet.....	140
Abbildung 52: PlantBottle der Coca Coly Company (links) und Pepsi's "Green Bottle" (rechts)	142
Abbildung 53: Von links nach rechts: SPAR Bio-Schlaufentragetasche aus Kartoffelstärke, Merkur Obst- und Gemüsesackerl aus Maisstärke, Billa -Sackerl aus Kartoffelstärke bzw. Lidl PE-Schlaufentragetasche aus Zuckerrohr	144
Abbildung 54: Keimling – Prüfung der Kompostierbarkeit von Biopolymeren nach DIN/ÖNORM EN 13432	152
Abbildung 55: DIN CERTCO-Prüfzeichen zur Kompostierbarkeit.....	153
Abbildung 56: AIB Vinçotte Prüfzeichen für Kompostierbarkeit und Heimkompostierbarkeit	154
Abbildung 57: Bioabbaubare Kunststoffe – weitere Labels.....	154
Abbildung 58: Einteilung nach Mindestanteil an nachwachsenden Kohlenstoff gemäß DIN CERTCO.....	155
Abbildung 59: Nachweis der biologischen Abbaubarkeit der eingesetzten Additive nach DIN CERTCO	156
Abbildung 60: Vinçotte-Prüfzeichen mit Sternen.....	156
Abbildung 61: AIB Vinçotte Prüfzeichen für biologische Abbaubarkeit des Materials unter aquatischen bzw. terrestrischen Systemen.....	157
Abbildung 62: Kennzeichnung biobasierter Erzeugnisse nach CEN/TS 16295.....	158
Abbildung 63: NIR-Sorter vom Typ Redwave der Fa. BTW	162
Abbildung 64: Spektrenverlauf verschiedener Standardpolymere im Einsatz in der Verpackungsindustrie.....	163
Abbildung 65: NIR-Spektren verschiedener Altpapierqualitäten	163
Abbildung 66: LVP-Sortieranlagen in Österreich (Stand: 2011).....	166
Abbildung 67: Auswertung der Ergebnisse der Sortierversuche für PlantBottles	174

Abbildung 68: Auswertung der Ergebnisse der Sortierversuche für PLA-Bottles.....	175
Abbildung 69: Aufkommen sowie Verwertungs-/Entsorgungswege für Kunststoffabfälle innerhalb von Europa im Jahr 2010 (oben) bzw. 2011 (unten)	178
Abbildung 70: Verwertung und Deponierung von Kunststoffen in Europa 2011	179
Abbildung 71: Verwertung und Deponierung von Verpackungskunststoffen in Europa 2011	180
Abbildung 72: Erfassungsmengen Kunststoffverpackungen in Österreich im Zeitraum 2006 bis 2011.....	183
Abbildung 73: Trend bei der Verwertung von Verpackungskunststoffen in Österreich (Betrachtungszeitraum: 2006 bis 2010)	186
Abbildung 74: Kunststoffverpackungen in Österreich – Betrachtung des Gesamtsystems .	191
Abbildung 75: Biopolymere im Verwertungssystem der Abfallwirtschaft.....	193
Abbildung 76: Entsorgungs- und Verwertungswege für Biopolymere	194
Abbildung 77: Zusammensetzung LVP-Kunststoffe zur stofflichen Verwertung (Bezugsjahr 2011, Angaben gerundet)	196
Abbildung 78: Kunststoffströme in Österreich mit dem Fokus auf dem Verpackungsmarkt 2011	204
Abbildung 79: Zusammensetzung des Verpackungsmarkts 2011	205
Abbildung 80: Aufteilung der Verpackungsfraktionen beim Recycling 2011	205
Abbildung 81: Dargestellte Substitutionspotenziale von Biokunststoffen in der österreichischen Verpackungswirtschaft 2011.....	207
Abbildung 82: Fünfstufige hierarchische Ausrichtung der Abfallwirtschaft in den EU- Mitgliedstaaten.....	209
Abbildung 83: Behandlungsoptionen für Biopolymere im Allgemeinen.....	210
Abbildung 84: Verwertungswege von 2D- bzw. 3D (Bio-)kunststoffverpackungen	211
Abbildung 85: Vereinfachte Darstellung der CO ₂ -Bilanz entlang des Lebenszyklus von erdölbasierten - und biogenen Polymeren	221
Abbildung 86: Brennwerte (H _o) ausgewählter fossiler und biogener Kunststoffe im Vergleich zu Regelbrennstoffen und Abfällen.....	223
Abbildung 87: Fließschema MBA.....	230
Abbildung 88: Mechanische Aufbereitung einer MBA im Detail.....	230
Abbildung 89: Vergleichende Darstellung der herstellungsbezogenen Umweltwirkungen verschiedener Polymere anhand der Wirkungskategorien fossiler Ressourcenverbrauch und Klimawandel.....	240

Abbildung 90: Darstellung der Materialströme für PET-Getränkeflaschen sowie Energieoutputs und klimarelevanten Treibhausgasemissionen bei der thermischen Verwertung	246
Abbildung 91: Darstellung der Materialströme für PET-/PLA-Getränkeflaschen sowie Energieoutputs und klimarelevanten Treibhausgasemissionen bei der thermischen Verwertung (ohne PLA-Recycling)	247
Abbildung 92: Darstellung der Materialströme für PET-/PLA-Getränkeflaschen sowie Energieoutputs und klimarelevanten Treibhausgasemissionen bei der thermischen Verwertung (mit PLA-Recycling)	248

Anhang A

In Tabelle I sind die technischen Substitutionspotenziale unterschiedlicher Biokunststoffe überblicksmäßig dargestellt. Dabei steht ein ☺ für ein hohes Potenzial, ein ☹ für ein eher geringes Potenzial.

Tabelle I: Technische Substitutionspotenziale von Biopolymeren – Auszug basierend auf dem Jahr 2003 [36, S. 43, S. 57, S. 88]

Biopolymer	PVC	PE-HD	PE-LD	PP	PS	PET
Stärke, TPS	☺ ¹ , ☹ ²	☺ ¹ , ☺ ²	☹ ¹ ; ☹ ²			
PLA	☹ ³ , ☺ ⁴ , ☹ ⁵	☺ ³ , ☹ ⁴ , ☹ ⁵	☺ ³ , ☹ ⁴ , ☹ ⁵	☺ ³ , ☺ ⁴ , ☹ ⁵	☹ ³ , ☺ ⁴ , ☺ ⁵	☺ ³ , ☺ ⁴ , ☹ ⁵
PHA	☹ ⁵ , ☺ ⁶	☺ ⁵ , ☺ ⁶	☹ ⁵ , ☺ ⁶	☺ ⁵ , ☺ ⁶	☺ ⁵ , ☹ ⁶	☹ ⁵ , ☺ ⁶

¹ Novamont (2003).

² Japan Corn Starch (2003).

³ Cargill Dow (2003).

⁴ Hycail (2003).

⁵ Biomer (2003).

⁶ Procter & Gamble (2003).

In Abbildung I wird am Beispiel eines in Italien am Markt befindlichen Sechser-Getränkeflaschentrays gezeigt, wie der Konsument über die Bioabbaubarkeit des PLA-Materials informiert wird.

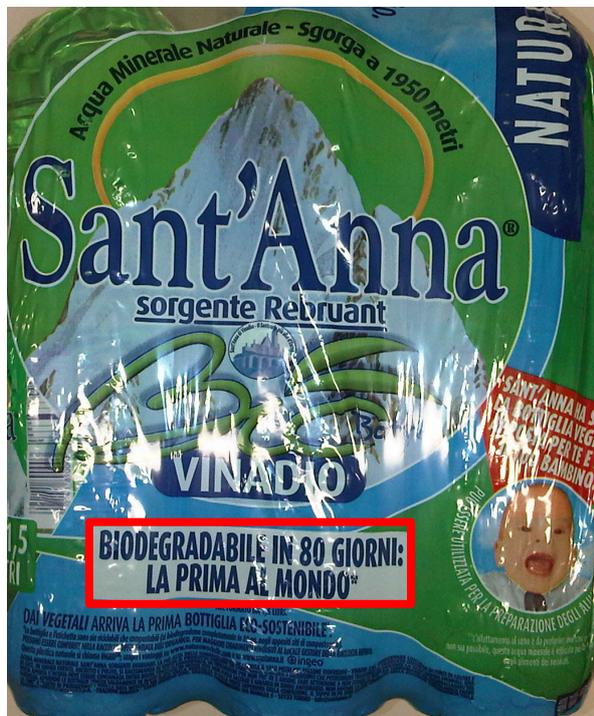


Abbildung I: Biologisch abbaubare PLA-Flaschen im Sechser-Tray der Marke Sant' Anna (Italien); biologisch abbaubar innerhalb von 80 Tagen

Abbildung II zeigt biologisch abbaubare Folien für den landwirtschaftlichen Einsatz.



Abbildung II: Agrarfolien aus Biokunststoff versehen mit antimikrobiellen Additiven zum Schutz von Saaten und Jungpflanzen (Foto: Sanitized)

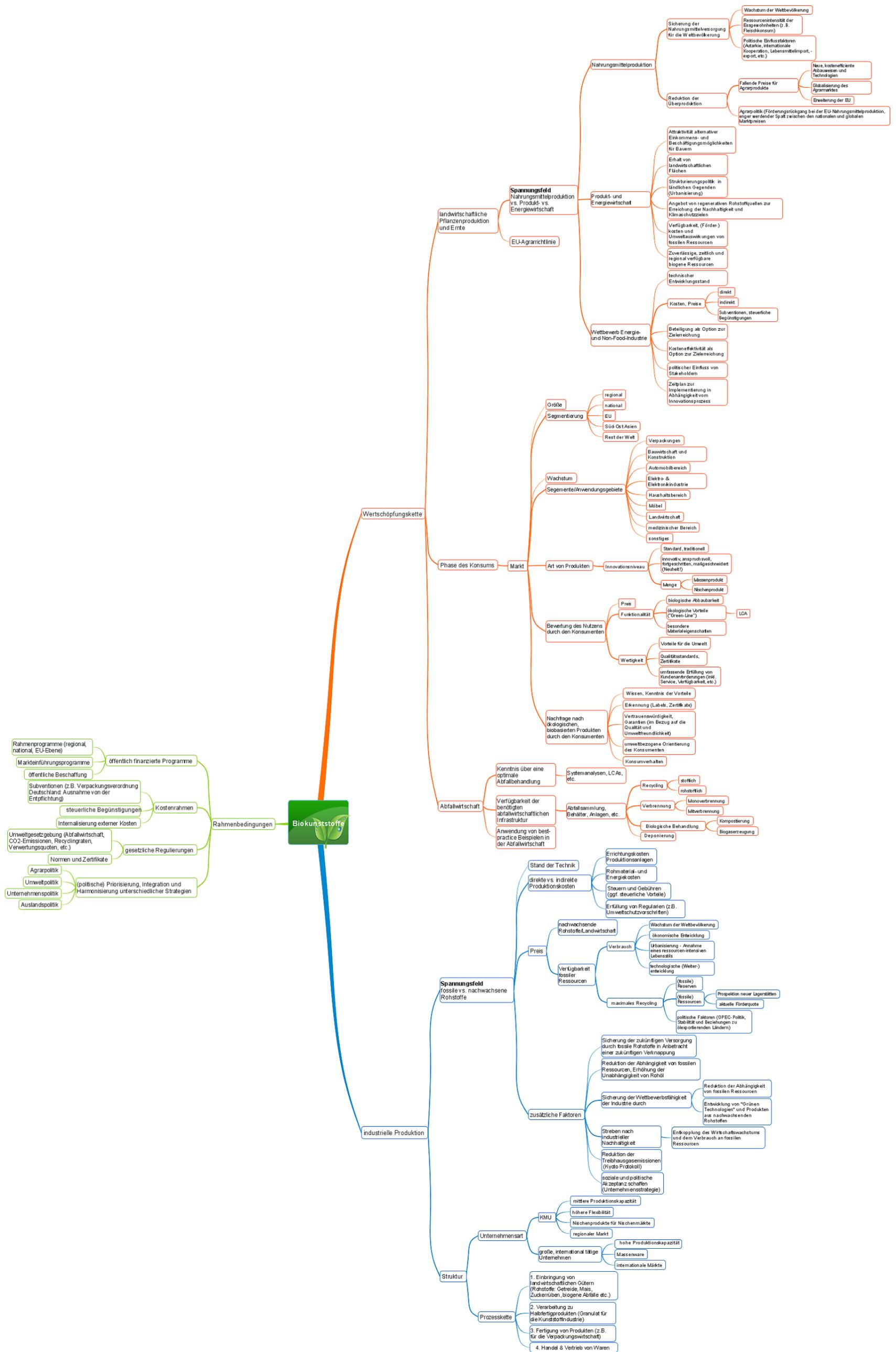


Abbildung III: Mindmap Einflussfaktoren Biokunststoffe [36, S. 127, modifiziert]



Abbildung IV: Übergebliebene (Bio-)Kunststoffreste nach der Kompostierung (Foto: DUH)

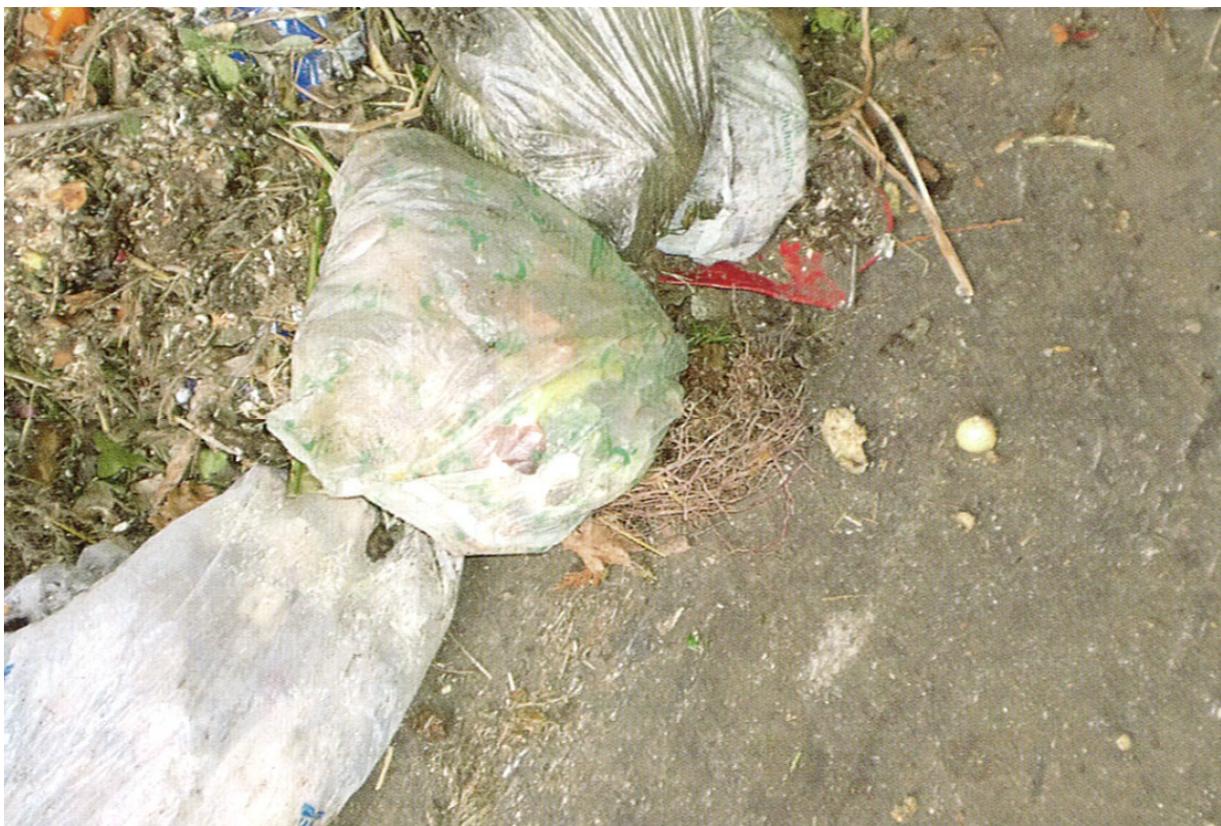


Abbildung V: Biologisch abbaubare Biokunststoffsäcke und petrobasierte PE-Säcke in den Inputfraktionen des Kompostwerkes (Foto: DUH)

Tabelle II: (Bio-)Kunststoffe Primärproduktion (Pellets) – Übersicht der Energieaufwände zur Herstellung und Treibhausgasemissionen abhängig von der jeweiligen Art der Abfallbehandlung [36, S. 240, Auszug]

Kunststoffart	Energieaufwand (Herstellung) [MJ/kg]	Art der Abfallbehandlung	CO ₂ -Emissionen [kg CO ₂ -Äq./kg Kunststoff]	Literaturquelle, Jahr
Petrobasierte Polymere				
PE-HD	80	Monoverbrennung	4,84 ¹	Boustead, 1999
PE-LLD	72,3	Monoverbrennung	4,54 ¹	Boustead, 1999
PE-LD	80,6	Monoverbrennung	5,04 ¹	Boustead, 1999
PE-LD	91,7	80 % Monoverbrennung + 20 % Deponierung	5,20 ¹	Dinkel et al., 1996
Nylon 6	120	Monoverbrennung	7,64 ¹	Boustead, 1999
PET (Flaschen)	77	Monoverbrennung	4,93 ¹	Boustead, 1999
PS	87	Monoverbrennung	5,98 ¹	Boustead, 1999
EPS	84	Monoverbrennung	5,88 ¹	Boustead, 1999
EPS	88	keine ²	2,80	Estermann et al, 2000
Biokunststoffe				
TPS	25,4	Monoverbrennung	1,14	Patel et al., 1999
TPS	25,5	80 % Monoverbrennung + 20 % Deponierung	1,20	Dinkel et al., 1996
TPS	25,4	Kompostierung	1,14	Dinkel et al., 1996
TPS + 15 % PVOH	24,9	Monoverbrennung	1,73	Patel et al., 1999
TPS + 52,5 % PCL	48,3	Monoverbrennung	3,36	Patel et al., 1999
TPS + 60 % PCL	52,3	Monoverbrennung	3,60	Patel et al., 1999
Stärkepolymer (Schaumstoff) ³	32,4	Kompostierung	0,89	Estermann et al., 2000
Stärkepolymer (Folie)	53,5	Kompostierung	1,21	Estermann, 1998
PLA	54	Monoverbrennung	3,45	Vink, 2002
PHA ⁴	81	k.A.	k.A.	Gerngross & Slater, 2000
PHB ⁵	66-573	k.A.	k.A.	Heyde, 1998

¹ Rein CO₂. Enthaltener Kohlenstoff: 3,14 kg CO₂/kg PE, 2,34 kg CO₂/kg Nylon 6, 2,29 kg CO₂/kg PET, 3,38 kg CO₂/kg PS, 2,32 kg CO₂/kg PCL, 2,00 kg CO₂/kg PVOH.

² Von der Rohstoffbeschaffung bis zum fertigen Pellet (cradle-to-factory gate).

³ Hergestellt aus Stärkepolymeren mit Wasser als Treibmittel.

⁴ Durch Fermentation.

⁵ Unterschiedliche Prozessführungen.

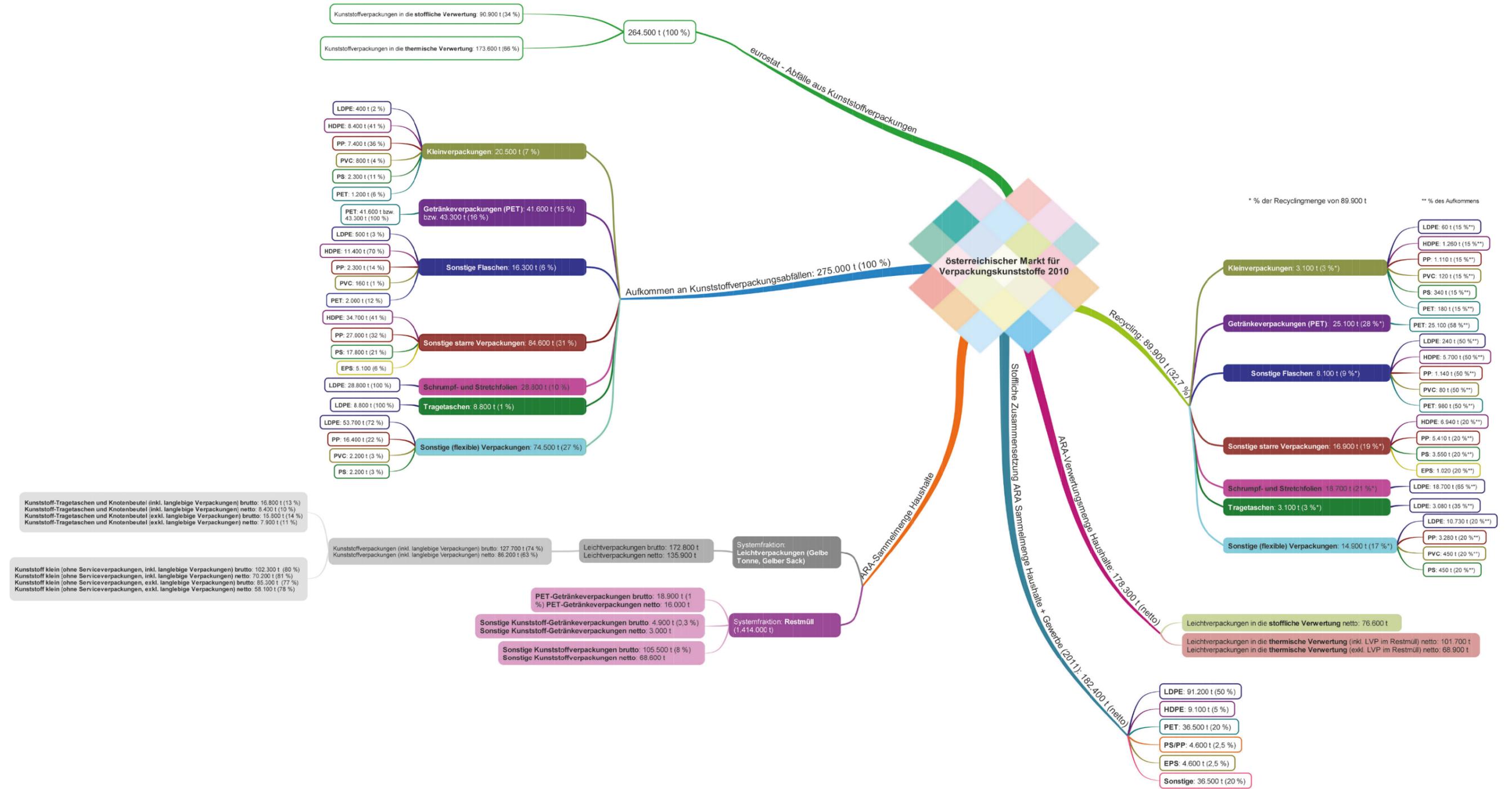


Abbildung VI: Überblick Kunststoffverpackungsabfälle in Österreich 2010

Anhang B

In Tabelle I wird ein Überblick zu aktuellen Studien, die sich der Thematik der Biokunststoffe widmen, gegeben.

Tabelle I: Wissenschaftliche Untersuchungen und Studien zum Thema (Bio-)kunststoffe

Quelle (Autor bzw. Organisation)	Titel	Jahr	Literaturverzeichnis	Kapitel
denkstatt GmbH	Die Auswirkungen von Kunststoffverpackungen auf Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen in Europa	2011	[109], [56]	0, 4.4.3.4
denkstatt GmbH	Carbon Footprint von Tragetaschen und „Obstsackerl“ aus Papier und Kunststoff	2011	[58]	0
Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.	Marktanalyse Nachwachsender Rohstoffe Teil II	2007	[47]	4.4.3.3
Georg-August-Universität Göttingen (Kosak, G.)	Biomüllbeutel aus biologisch abbaubarem Werkstoff auch bei kurzen Kompostierungszeiten verrottbar?	2011	[112]	4.4.3.5
TU Dresden (Grundmann, V.; et al.)	Noch nicht verwertbar	2011	[113]	4.4.3.5
Entsorga-Magazin (Simon, H-W.)	Schwer verdauliche Kost	2012	[114]	4.4.3.5
C.A.R.M.E.N (Ziermann, A.; et al.)	Praxiserfahrungen zum Abbau kompostierbarer Bioabfallsäcke auf verschiedenen Kompostierungsanlagen in Deutschland	2012	[115]	4.4.3.5
Polish Packaging Institute (Żakowska, H., et al.)	Disintegration of Packaging Materials	2010	[116]	4.4.3.7

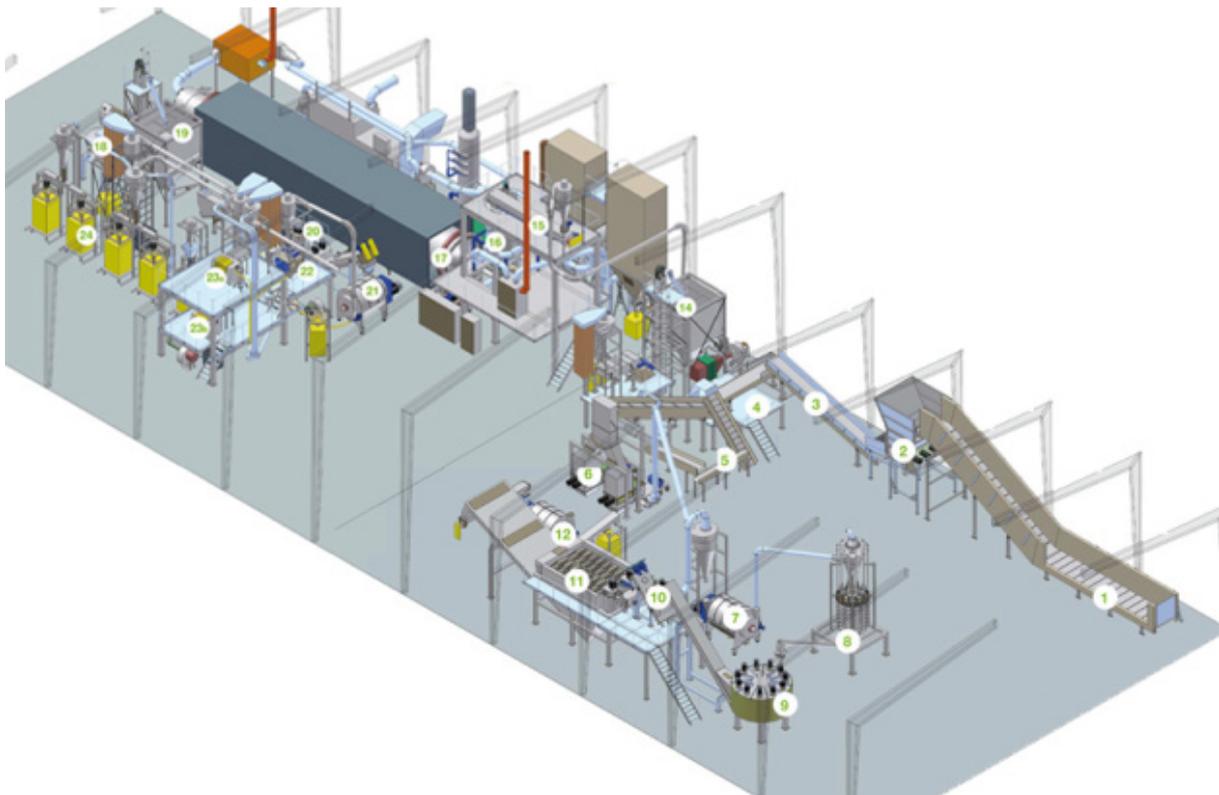
Im Zuge von telefonisch geführten Interviews wurden Stakeholder in der österreichischen Abfallwirtschaft zur Thematik Biopolymere befragt. Dabei stand bei den Biokunststoffverpackungen neben der eigentlichen Biobasiertheit, d.h. dem vollständigen bzw. partiellen nachwachsenden Rohstoffanteil, die biologische Abbaubarkeit im Vordergrund. Von den in Tabelle II aufgelisteten Personen wurde deren fachliche Meinung eingeholt.

Tabelle II: Interviews mit Stakeholdern der österreichischen Abfallwirtschaft zum Thema Biopolymere

Name	Position	Jahr
Dr. Jürgen Maier	Leiter der Eingangskontrolle für die Nachrotte und Deponie in Frohnleiten	2006
DI Christiane Ademilua-Rintelen	Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Umweltwirtschaft und Raumordnungsförderung	2006
Ing. Harald Bleier	Kunststoff Cluster	2006
Dr. Angelika Brunner	Amt der Salzburger Landesregierung	2006
DI Wilfried Hager	Magistrat Linz, OÖ, Abteilung Umwelt- und Technikcenter	2006
Gerhard Hintsteiner	AWV Mürzverband Müllanlage Allerheiligen	2006
DI Dr. Günther Illitsch	Amt der Stmk Landesregierung, Fachabteilung 19D	2006
Johann Janisch	Geschäftsführer des Burgenländischen Müllverbandes	2006
Ing. Alfred Krenn	Geschäftsführer des AWV Leoben, Leiter Referat Umwelt und Tiefbau	2006
Dipl.-Chem. Hanswerner Mackwitz	alchemia-nova, Institut für Innovative Pflanzenforschung	2006
DI Alfred Matousek	REWE Austria	2006
Claudia Säumel	Anton Mayer Entsorgungsunternehmen Ges.m.b.H	2006
Mag. Martin Mölgg	Tiroler Landesregierung, Referat Abfallwirtschaft	2006
Dr. Johannes Nöbl	Amt der Vorarlberger Landesregierung, Abteilung Abfallwirtschaft	2006
DI Elisabeth Punesch	Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Umweltwirtschaft und Raumordnungsförderung	2006
Mag. Claudia Sachs-Lorbeck	Dachverband der steirischen AWV	2006
Mag. Ulrike Stocker	MA 22, Wien	2006
DI Harald Tschabuschnig	Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 15 – Umweltschutz und Technik	2006
Herbert Knittl	Geschäftsführer von Ecoplast	2007
Ing. Patrick Grutze	Betriebsleitung Fa. Kruschitz GmbH	2007
DI Mag. Johann Zimmermann	Geschäftsführer Fa. NaKu	2012, 2013

Für das **Recycling** von sortenreinen, gebrauchten **PET-Getränkeflaschen** existieren verschiedene Recyclingverfahren. Im Zuge des einfachen werkstofflichen Recyclings wird post-user Ware zerkleinert und gereinigt und durch das Wiedereinschmelzen des PET-Recyklat neue Flaschen aber auch andere Produkte wie Fasern, Folien etc. hergestellt.

In diesem Bereich hat sich neben anderen Verfahren das **United Resource Recovery Corporation (URRC)-Verfahren** durchgesetzt. Das patentierte Verfahren, welches auch bei der burgenländischen Fa. PET to PET Recycling Österreich GmbH zum Einsatz kommt, besteht aus einer Kombination zwischen mechanischen (Vor-)aufbereitungsschritten (trockener und nasser Reinigungsprozess) und chemischen Recyclingprozessen. Das nach ca. sieben bis acht Stunden hergestellte Endprodukt, das PET-Regranulat aus dem wieder neue Pre-Formen für Lebensmittelverpackungen hergestellt werden können, ist durch die chemische Behandlung der Oberfläche frei von jeweiligen Aromastoffen und erfüllt die hohen Qualitätsansprüche der Branche. Das recycelte PET-Material hat nahezu die gleichen Eigenschaften wie Neumaterial und geht derzeit im Mischungsverhältnis 30:70 (Recyklat zu Neuware) in die PET-Getränkeflaschenproduktion ein. [210, S. 7] In der nachfolgenden Abbildung I ist ein Anlagenschema des URRC-Verfahrens dargestellt.



- ❶ Ballenaufgabeband ❷ Ballenauflöser ❸ Wiegebänder ❹ Sortierband ❺ Metallausscheidung
 ❻ Schneidmühlen ❼ Trockenreiniger ❽ Zick-Zack Windsichter ❾ Waschmaschine ❿ Nachwäsche
 ❶❶ Trennbehälter ❶❷ Trockner ❶❸ Metallausscheidung ❶❹ Silo ❶❺ Mischschnecke
 ❶❻ Vortrockner ❶❼ Drehrohrofen ❶❸ Kühltrommel ❶❹ Silo ❷❶ Waschanlage ❷❷ Trockner
 ❷❸ Metallseparation ❷❹ Flakesorter ❷❺ BigBag-Abfüllstation

Abbildung I: Schematische Darstellung des URRC-Verfahrens [210, S. 8]

Anhang C

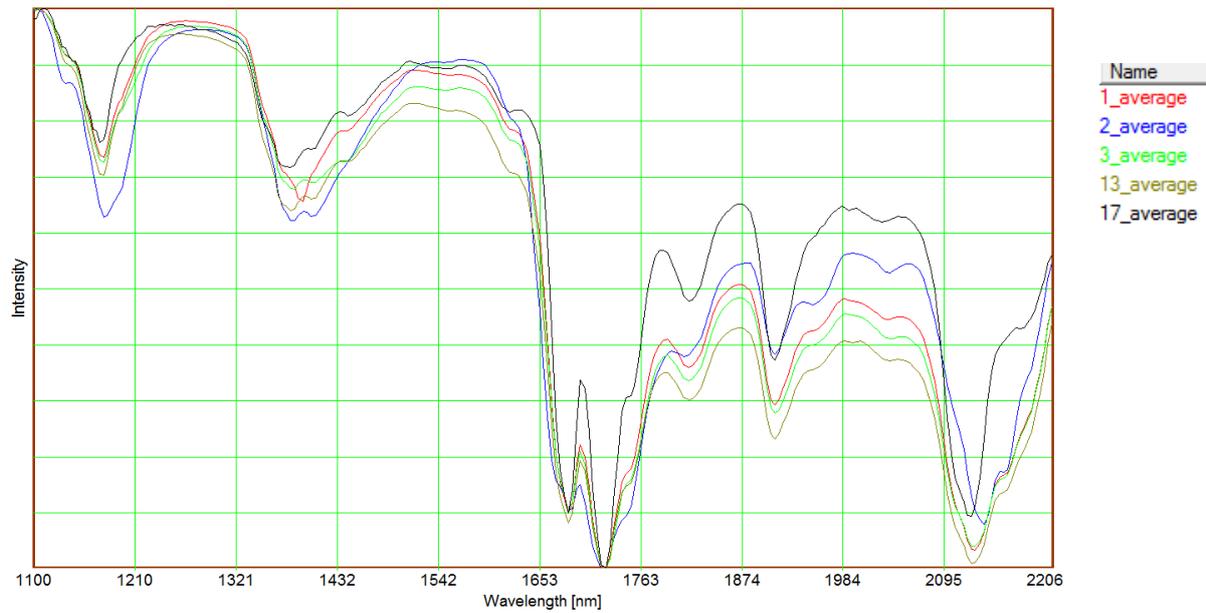


Abbildung I: Darstellung der Spektren ID 1, 2, 3, 13 und 17 (PLA-haltige Materialien)

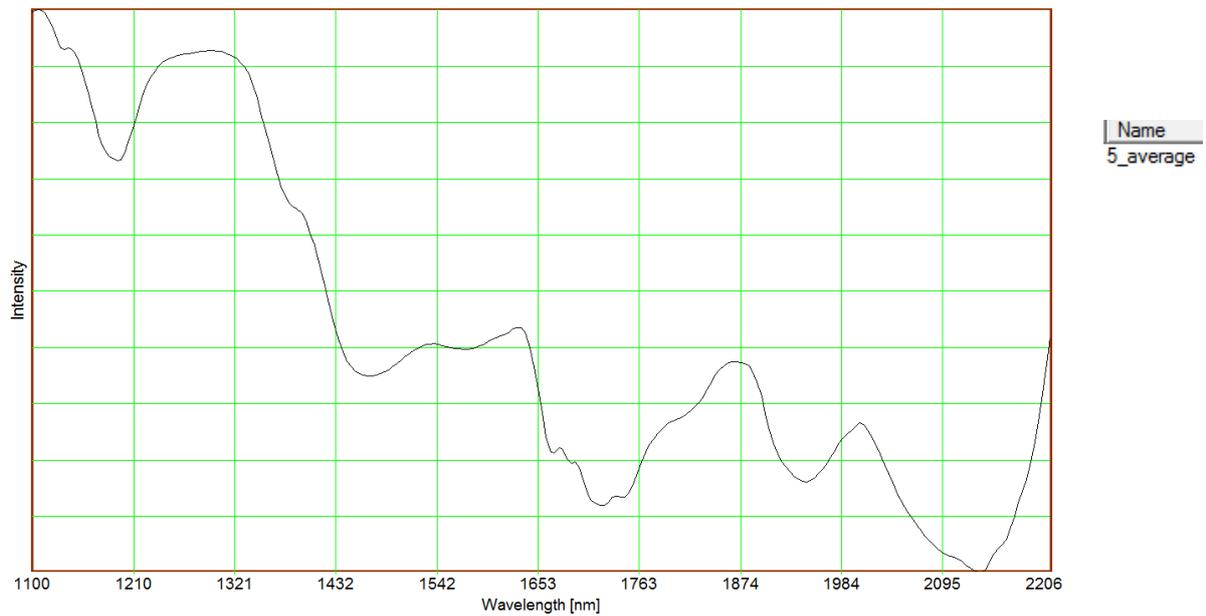


Abbildung II: Darstellung des Spektrums ID 5

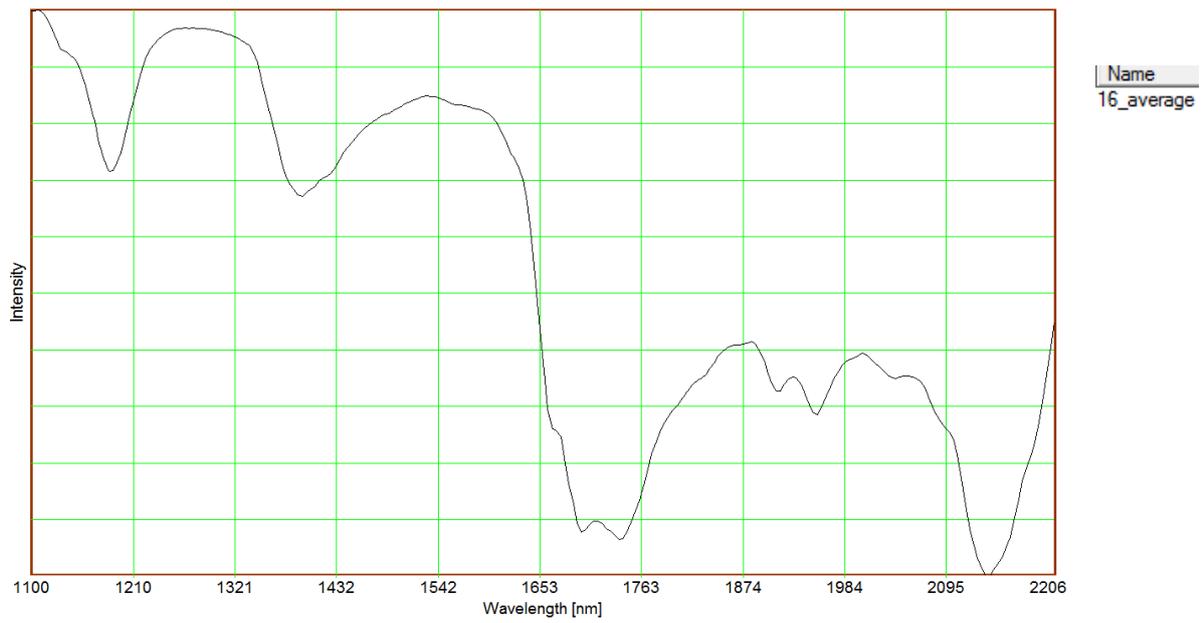


Abbildung III: Darstellung des Spektrums ID 16

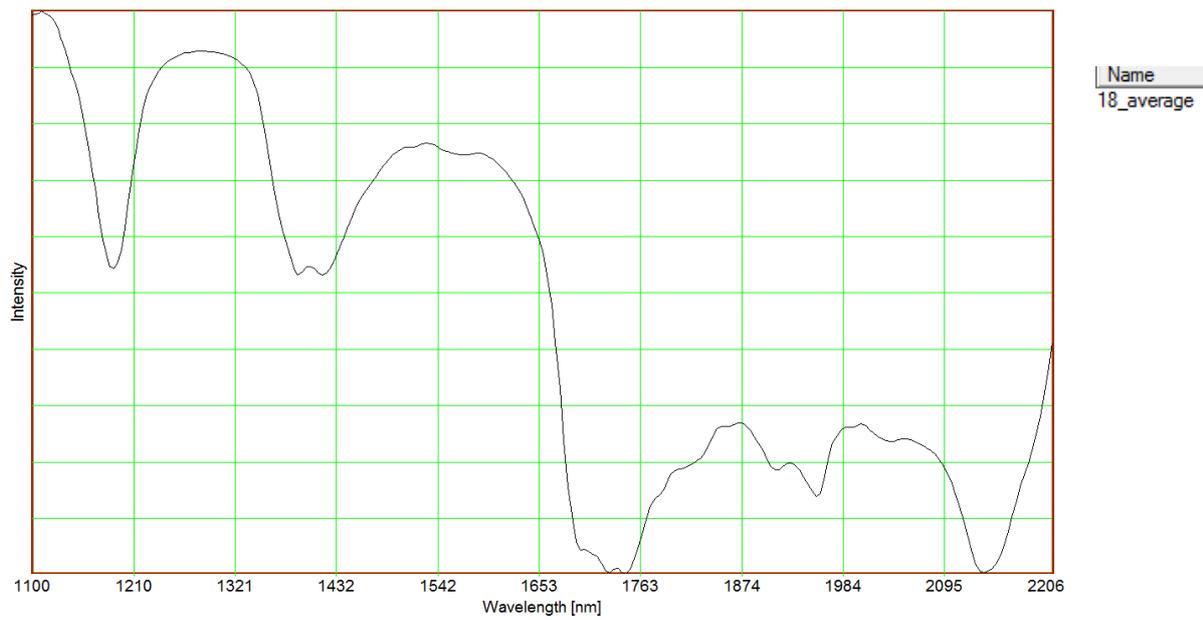


Abbildung IV: Darstellung des Spektrums ID 18

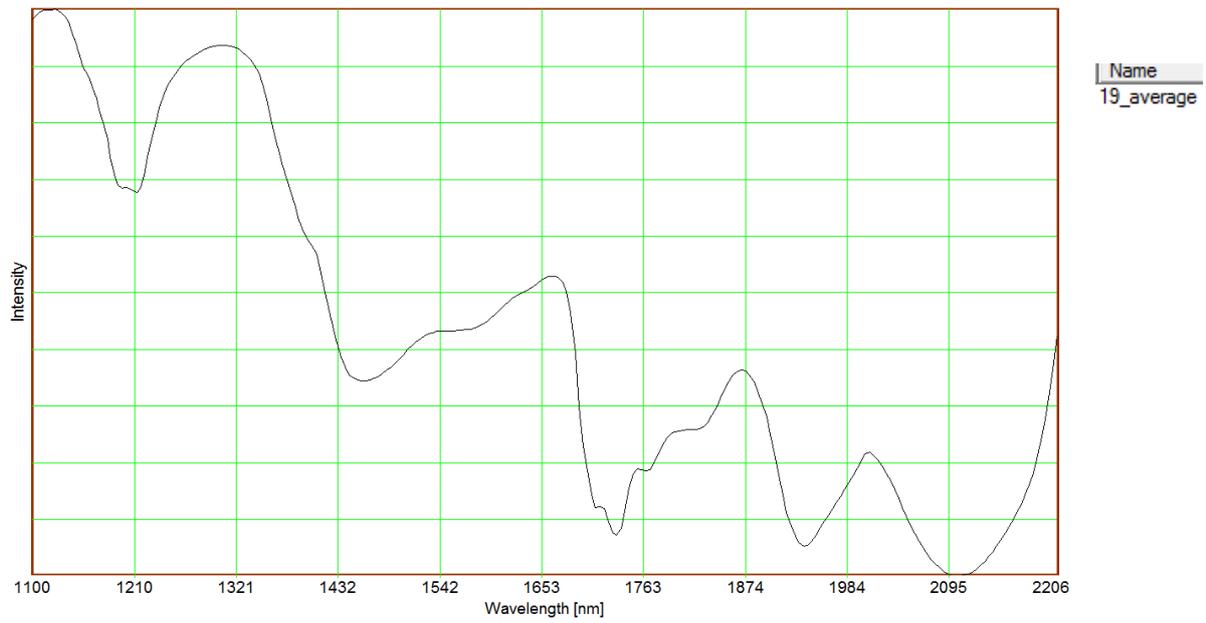


Abbildung V: Darstellung des Spektrums ID 19

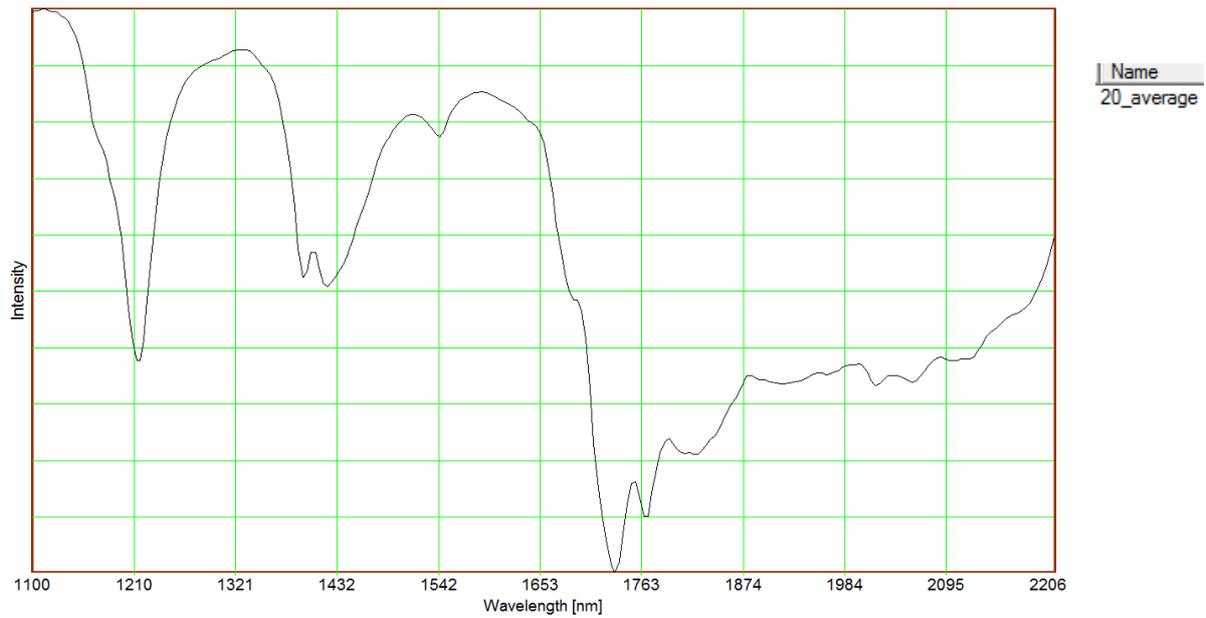


Abbildung VI: Darstellung des Spektrums ID 20

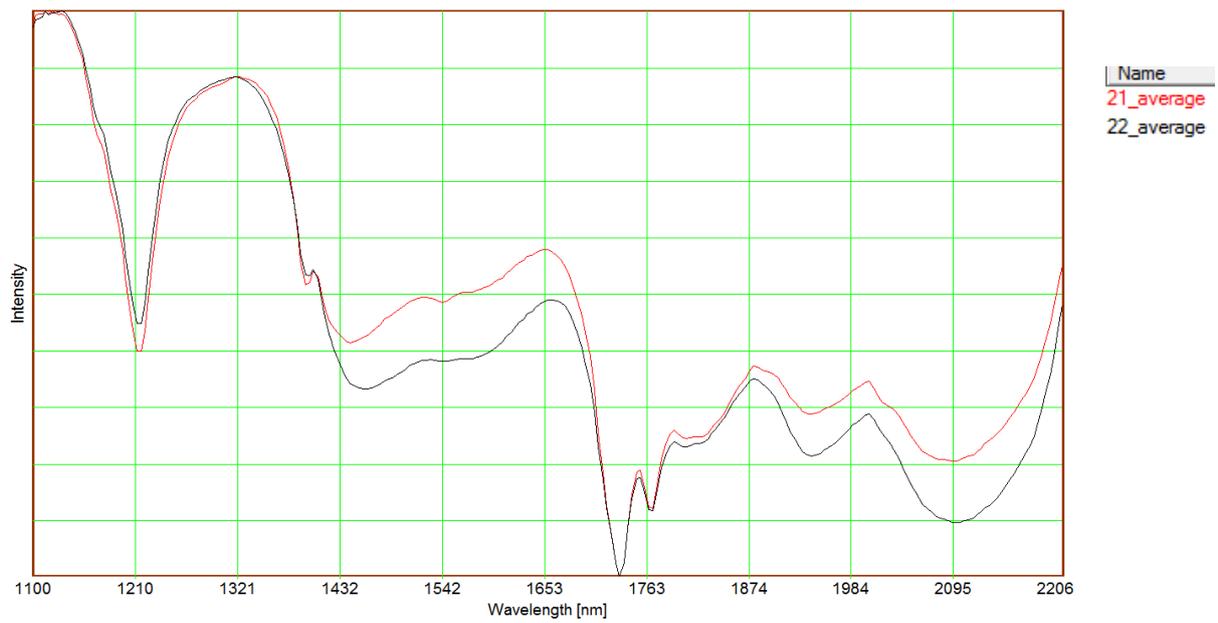
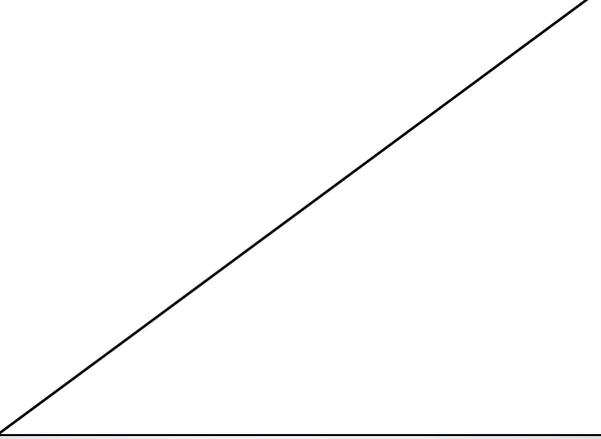
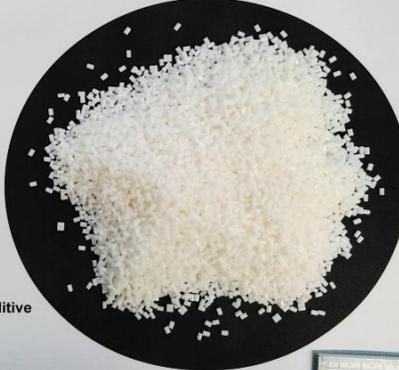
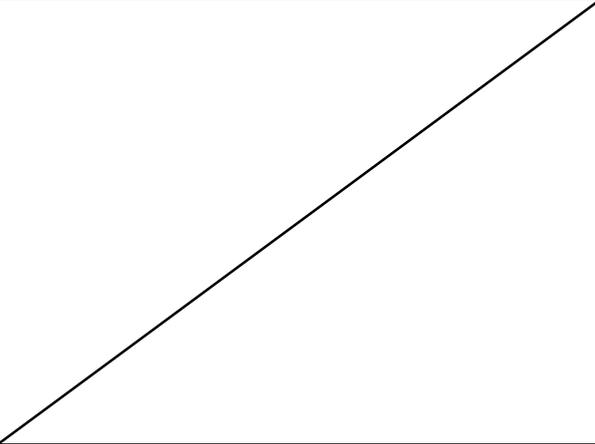
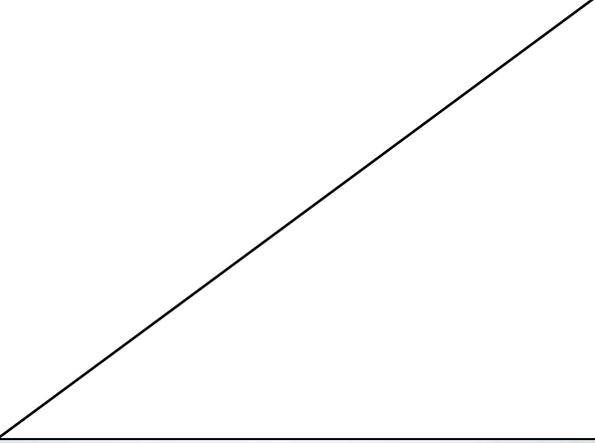


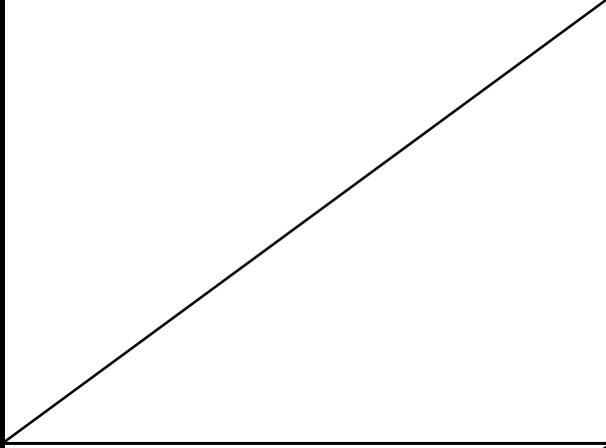
Abbildung VII: Darstellung der Spektrens ID 21 und 22

Tabelle I: Granulat und Flaschen einzelner Biokunststoffherzeuger



<p>ID: 3 Art: Stärke Hersteller: BIOTEC Composition: TPS on PLA 110085AF 15.12.2011</p> 	<p>ID: 3 Art: Stärke Hersteller: BIOTEC Composition: TPS on PLA 110085AF 15.12.2011</p> 
<p>ID: 4 Art: Stärke/PE Blend Hersteller: Cardia Bioplastics Composition: TPS on PLA 110085AF 15.12.2011</p> 	
<p>ID: 5 Art: Stärke-Mat. Hersteller: NOVAMONT Composition: TPS + Polycaprolactam 110085AF 15.12.2011</p> 	<p>ID: 5 Art: Stärke-Mat. Hersteller: NOVAMONT Composition: TPS + Polycaprolactam 110085AF 15.12.2011</p> 
<p>ID: 13 Art: PLA Blend Hersteller: Tecnaró Composition: PLA + Additive 110085AF 15.12.2011</p> 	<p>ID: 13 Art: PLA Blend Hersteller: Tecnaró Composition: PLA + Additive 110085AF 15.12.2011</p> 

<p>ID: 14 Art: PLA Blend Hersteller: Tecnaro Composition: PLA + Additive 110085AF 15.12.2011</p> 	
<p>ID: 15 Art: PLA Blend Hersteller: Tecnaro Composition: PLA + Additive 110085AF 15.12.2011</p> 	
<p>ID: 16 Art: PHB Hersteller: Tecnaro Composition: PHB 110085AF 15.12.2011</p> 	<p>ID: 16 Art: PHB Hersteller: Tecnaro Composition: PHB 110085AF 15.12.2011</p> 
<p>ID: 17 Art: PLA Hersteller: Nature Works LLC Composition: PLA 110085AF 15.12.2011</p> 	<p>ID: 17 Art: PLA Hersteller: Nature Works LLC Composition: PLA 110085AF 15.12.2011</p> 

 <p>ID: 18 Art: PBS Hersteller: MITSUI Composition: PBS, PBSA 110085AF 15.12.2011</p>	 <p>ID: 18 Art: PBS Hersteller: MITSUI Composition: PBS, PBSA 110085AF 15.12.2011</p>
 <p>ID: 19 Art: TPS Hersteller: JC Hagen Composition: TPS + Polyester 110085AF 15.12.2011</p>	 <p>ID: 19 Art: TPS Hersteller: JC Hagen Composition: TPS + Polyester 110085AF 15.12.2011</p>
	 <p>ID: 20 Art: PLA/PE blend Hersteller: Composition: 110085AF 15.12.2011</p>
	 <p>ID: 21 Art: TPC/PE blend Hersteller: Composition: 110085AF 15.12.2011</p>

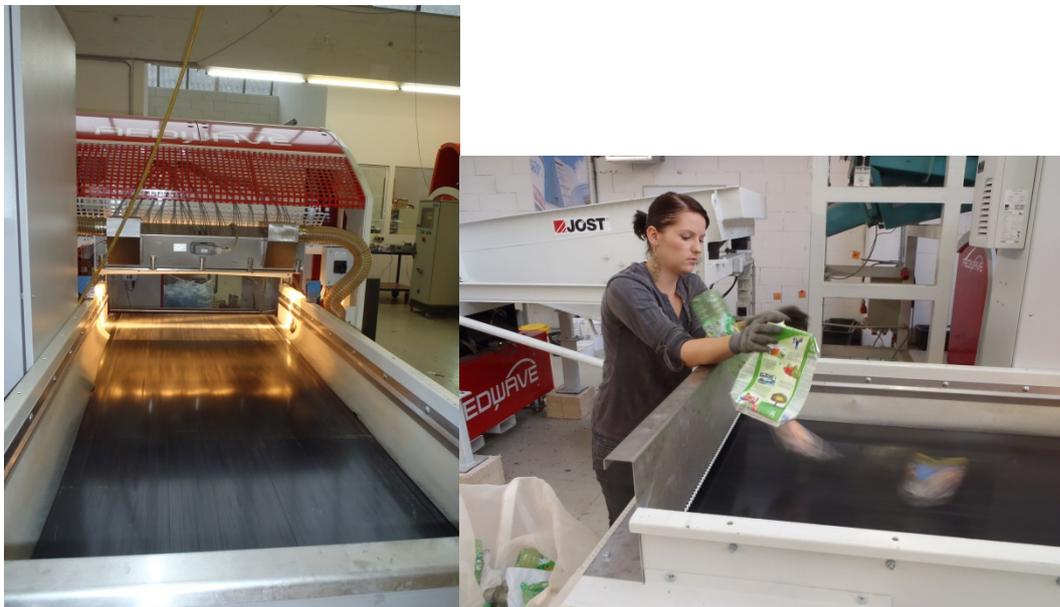
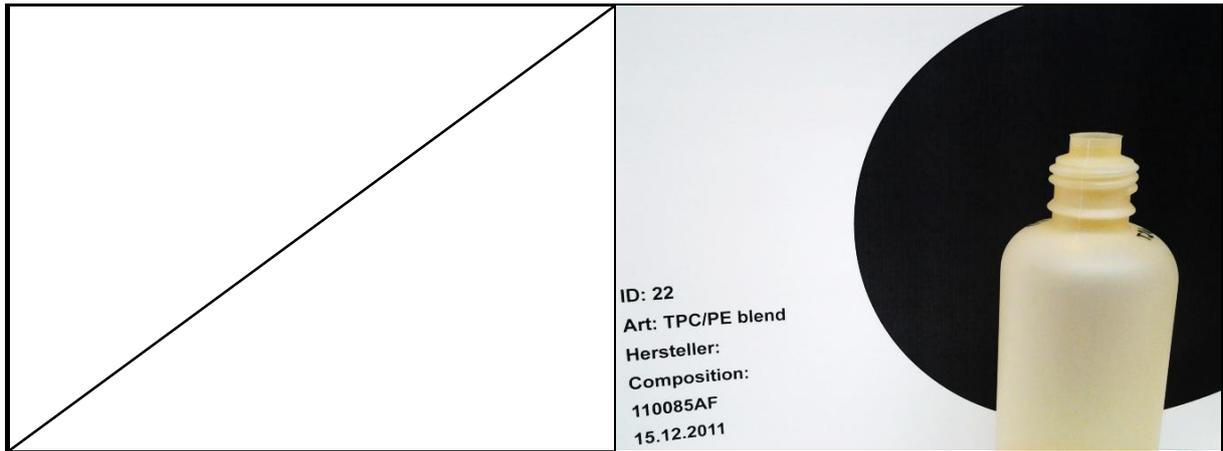


Abbildung VIII: Materialaufgabe bei den Technikumsversuchen



Abbildung IX: Biokunststoffflaschen für Sortierversuche – PlantBottles (links), PLA (rechts)



Abbildung X: Komprimierung und künstliche Verschmutzung von Biokunststoffflaschen

Anhang D

Tabelle I: Kunststoffverpackungen unterteilt in Produktgruppen

Verpackungsart	Marktmenge gerundet [t]	Marktanteil [%]
Kleinverpackungen	20.477	2,04
Getränkeflaschen (PET)	(41.567) 43.300¹	4,15
Sonstige Flaschen	16.279	1,63
Sonstige starre Verpackungen	84.568	8,44
Schrumpf- und Stretchfolien	28.770	2,87
Tragetaschen	8.805	0,88
Sonstige (flexible) Verpackungen	74.535	7,44
Gesamt	(275.000) 276.733	27,5²

¹ WKÖ Datenmaterial [57, S. 26].

Tabelle II: Kunststoffmengen verteilt auf die jeweilige Verpackungsart

Verpackungsart	PE-LD [t]	PE-HD [t]	PP [t]	PVC [t]	PS [t]	EPS [t]	PET [t]	Zeilen-summe
Kleinverpackungen	400	8.395	7.372	819	2.252	-	1.229	20.477
Getränkeflaschen (PET)	-	-	-	-	-	-	43.300	43.300 (41.567)
Sonstige Flaschen	488	11.395	2.279	163	-	-	1.953	16.279
Sonstige starre Verpackungen	-	34.673	27.062	-	17.759	5.074	-	84.568
Schrumpf- und Stretchfolien	28.770	-	-	-	-	-	-	28.770
Tragetaschen	8.805	-	-	-	-	-	-	8.805
Sonstige (flexible) Verpackungen	53.665	-	16.398	2.236	2.236	-	-	74.535
Summe	92.137	54.464	53.110	3.218	22.248	5.074	46.482	276.733

Tabelle III: Abschätzung der recycelten Mengen je Materialtyp an Kunststoffverpackungen in Österreich

Verpackungsart	Recyclingmenge [t]	PE-LD [t]	PE-HD [t]	PP [t]	PVC [t]	PS [t]	EPS [t]	PET [t]	Zeilen-summe
Kleinverpackungen	89.927	61	1.259	1.106	123	338	-	184	3.071
Getränkeflaschen (PET)		-	-	-	-	-	-	25.114	25.114
Sonstige Flaschen		244	5.698	1.140	81	-	-	977	8.139
Sonstige starre Verpackungen		-	6.935	5.412	-	3.552	1.015	-	16.914
Schrumpf- und Stretchfolien		18.700	-	-	-	-	-	-	18.700
Tragetaschen		3.082	-	-	-	-	-	-	3.082
Sonstige flexible Verpackungen		10.733	-	3.280	447	447	-	-	14.907
Summe	-	32.821	13.891	10.937	651	4.337	1.015	26.275	89.927

Tabelle IV: Substitutionspotenziale von Biokunststoffen am Verpackungssektor

Verpackungsart	Substitutionspotenzial [%]	Substitutionspotenzial [t]
Kleinverpackungen	50	10.238
Getränkeflaschen (PET)	30	12.990
Sonstige Flaschen	20	3.256
Sonstige starre Verpackungen	40	33.827
Schrumpf- und Stretchfolien	40	11.508
Tragetaschen	90	7.924
Sonstige (flexible) Verpackungen	70	52.174
Mittelwert¹/Summe²	48,6¹	131.918²

Tabelle V: Substitutionsmengen Biokunststoffe am Verpackungsmarkt

Verpackungsart	PLA [t]	TPS [t]	PHA/PHB [t]	Andere [t]	Zeilen-summe
Kleinverpackungen	5.119	2.560	2.560	0	10.238
Getränkeflaschen (PET)	9.743	0	3.248	0	12.990
Sonstige Flaschen	2.442	0	814	0	3.256
Sonstige starre Verpackungen	16.914	3.383	5.074	8.457	33.827
Schrumpf- und Stretchfolien	4.603	1.151	3.452	2.302	11.508
Tragetaschen	1.585	6.340	0	0	7.924
Sonstige (flexible) Verpackungen	15.652	31.305	5.217	0	52.174
Summe	56.057	44.737	20.365	10.758	131.918

Tabelle VI: Berechnung der CO₂-Äq. bezogen auf den österreichischen Strommix 2011

Brennstoff	kg CO ₂ -Äq./TJ Brennstoff	η der Umwandlungsprozesse (Kraftwerke EVU)	Transportverluste	kg CO ₂ -Äq./TJ aus Strom	Anteil an Strommix Ö	kg CO ₂ -Äq./TJ Strommix Ö
Steinkohle	97.562	0,44	0,94	235.973	9,9 %	23.321
Öl	73.549	0,43	0,94	180.122	0,5 %	978
Naturgas	55.855	0,63	0,94	94.128	17,9 %	16.850
Brennbare Abfälle (fossil)	93.570	0,12	0,94	849.589	0,2 %	1.524
Summe				1.359.812	28,5 %	42.672
Verluste	0,06					
Ergebnis	153,62 g CO₂-Äq./kWh					

Tabelle VII: Berechnung der CO₂-Äq. bezogen auf den österreichischen Wärmemix 2011

Brennstoff	kg CO ₂ -Äq./TJ Brennstoff	η der Umwandlungsprozesse	Transportverluste	kg CO ₂ -Äq./TJ aus Strom	Anteil an Strommix Ö	kg CO ₂ -Äq./TJ Strommix Ö
		mit KWK				
Steinkohle	97.562	0,63	0,92	168.577	3,6 %	6.131
Öl	73.549	0,71	0,92	112.050	2,5 %	2.849
Naturgas	55.855	0,65	0,92	93.795	27,9 %	26.158
Brennbare Abfälle (fossil)	93.570	0,61	0,92	167.412	2,0 %	3.385
		HW				
Steinkohle	97.562	0,72	0,92	146.946	0,0 %	0
Öl	73.549	0,71	0,92	112.056	2,0 %	2.192
Naturgas	55.855	0,62	0,92	97.671	11,6 %	11.337
Brennbare Abfälle (fossil)	93.570	0,73	0,92	139.801	0,6 %	871
Summe						52.924
Ergebnis	190,53 g CO₂-Äq./kWh					

Tabelle VIII: Berechnete CO₂-Äq./kWh diverser (Regel-)brennstoffe

Brennstoff	kg CO ₂ -Äq./kWh
Diesel ¹	264,9
Heizöl EL	278,4
Heizöl schwer	290,1
Restmüll (feucht)	178,4
Erdgas „H“	201,1
Steinkohle	233,7
PLA-Flasche	17,5 ²
PET-Flasche	354,9

¹ 7 % Bioethanolanteil.² klimawirksamer Anteil.