



BÜRO FÜR TECHNIKFOLGEN-ABSCHÄTZUNG
BEIM DEUTSCHEN BUNDESTAG

Johannes Schiller
Christoph Aicher
Emiliano Feresin

unter Mitarbeit von
Bernd Klauer
Bernd Hansjürgens
Arnold Sauter

Weiße Biotechnologie

Stand und Perspektiven der
industriellen Biotechnologie:
Umwelt- und
Nachhaltigkeitspotenziale

Innovationsanalyse Teil II

November 2016
Arbeitsbericht Nr. 169





Weiße Biotechnologie – Innovationsanalyse Teil II



Das Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB) berät das Parlament und seine Ausschüsse seit 1990 in Fragen des technischen und gesellschaftlichen Wandels. Das TAB ist eine organisatorische Einheit des Instituts für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS) im Karlsruher Institut für Technologie (KIT). Zur Erfüllung seiner Aufgaben kooperierte es von 2003 bis 2013 mit dem Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung ISI, Karlsruhe. Seit September 2013 besteht eine Kooperation mit dem Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, dem IZT – Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung gGmbH sowie der VDI/VDE Innovation + Technik GmbH.



Johannes Schiller
Christoph Aicher
Emiliano Feresin

unter Mitarbeit von
Bernd Klauer
Bernd Hansjürgens
Arnold Sauter

Weiße Biotechnologie

**Stand und Perspektiven der
industriellen Biotechnologie:
Umwelt- und
Nachhaltigkeitspotenziale**

Innovationsanalyse Teil II



Büro für Technikfolgen-Abschätzung
beim Deutschen Bundestag (TAB)
Neue Schönhauser Straße 10
10178 Berlin

Fon: +49 30 28491-0

Fax: +49 30 28491-119

buero@tab-beim-bundestag.de

www.tab-beim-bundestag.de

2016

Umschlagbild: © André Künzelmann/

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ

Papier: *Circleoffset* Premium White

Druck: Wienands Print + Medien GmbH, Bad Honnef

ISSN-Print: 2364-2599

ISSN-Internet: 2364-2602



Inhalt

Zusammenfassung	9
<hr/>	
I. Einleitung	25
<hr/>	
II. Industrielle Biotechnologie: Definition, ökonomische Relevanz und Verfahren	29
1. Bioökonomie als politische Leitidee zur Transformation einer von der Nutzung fossiler Brennstoffe geprägten Gesellschaft	29
2. Industrielle oder weiße Biotechnologie	31
3. Ökonomische Relevanz	33
3.1 Globale wirtschaftliche Relevanz und Potenzial	33
3.2 Ökonomische Relevanz für Deutschland	36
4. Biomasse als maßgeblicher Rohstoff	38
5. Verfahren der Biotechnologie	40
5.1 Fermentation	41
5.2 Enzyme und Biokatalyse	42
5.3 Bioreaktoren	43
5.4 Stammverbesserung, Metabolic Engineering und Synthetische Biologie	43
6. Sicherheitsaspekte	44
<hr/>	
III. Zugänge zur Umwelt- und Nachhaltigkeitsbewertung	51
1. Grundlagen	51
2. Soziale, ökonomische und ökologische Nachhaltigkeit	52
3. Ebenen der Nachhaltigkeitsbewertung: Mikro- und Makroebene	53
3.1 Mikroebene: Produkte und Prozesse	54
3.2 Makroebene: Rolle der IBT für Nachhaltigkeit	55
4. Methoden und Indikatoren zur Einschätzung der Umweltwirkungen von Produkten und Prozessen	56
4.1 Einfache eindimensionale Methoden	57
4.2 Kombinierte Methoden auf Basis von Einzelindikatoren	58



4.3	Systeme für den Vergleich von Technologien	59
4.4	Komplexe Methoden – LCA bzw. Ökobilanz	59
4.5	Methodische Herausforderungen und Grenzen	62
5.	Datenverfügbarkeit für Lebenszyklusanalysen	63
5.1	Datenerfassung als fundamentaler Schritt im LCA	64
5.2	Auswirkungen unzureichender Datenlage	66
5.3	Probleme im Bereich der Datenerfassung	66
5.4	Gegenwärtige und zukünftige Ansätze zur Abhilfe	69
6.	Fazit	70
<hr/>		
IV.	Umwelt- und Nachhaltigkeitsbeiträge wichtiger Produkte und Prozesse	73
1.	Allgemeine Studien zu biotechnologischen Produkten und Prozessen	74
1.1	Produktorientierte Metastudie	74
1.2	Prozessorientierte Metastudie	76
2.	Produktgruppenspezifische Studien	78
2.1	Biokraftstoffe	78
2.2	Grund- und Plattformchemikalien	86
2.3	Fein- und Spezialchemikalien	93
3.	Fazit	98
<hr/>		
V.	Biokunststoffe, Enzyme und Bioraffinerien	103
1.	Umweltbedeutung von Biokunststoffen	103
1.1	Biokunststoffe: Eigenschaften, Beispiele, mengenmäßige Bedeutung und Anwendungen	104
1.2	Biotechnologische Prozesse bei der Herstellung von Biokunststoffen	112
1.3	Bioabbaubarkeit und Entsorgung von Biokunststoffen	113
1.4	Ökologische Vor- und Nachteile von Biokunststoffen	116
1.5	Methodische Schwierigkeiten	120
1.6	Szenario zur Rohstoffversorgung: 25 % Biopolymere im Kunststoffmarkt	123
1.7	Fazit	126
2.	Umweltwirkungen und Nachhaltigkeit bei der Herstellung und dem Einsatz von Enzymen	129
2.1	Grundsätzliches zu enzymatischen Prozessen	130
2.2	Enzyme in Waschmitteln	135

2.3	Vitamine als Futtermittelzusatz	141
2.4	Fazit	144
3.	Besondere Produktionsstrukturen – Bioraffinerien	145
3.1	Gegenwärtige Realisierung von Bioraffineriekonzepten	147
3.2	Umweltwirkungen von Bioraffinerien	148
3.3	Fazit	150
<hr/>		
VI.	Biomasse: Landnutzungskonflikte, Umwelt und Nachhaltigkeit	151
1.	Was ist Biomasse?	151
2.	Flächenbedarf für biobasierte Rohstoffe	154
3.	Bewertung von Nutzungskonkurrenzen	159
4.	Konzepte und Instrumente zur Förderung der Nachhaltigkeit der Biomasseproduktion	161
4.1	Zertifizierungssysteme für die Produktion und Anwendung von Biomasse	162
4.2	Nutzung von Abfällen und Reststoffen	167
4.3	Nutzung von zuvor ungenutztem Land	168
4.4	Ertragssteigerungen in der Landwirtschaft	168
5.	Fazit	170
<hr/>		
VII.	Handlungsoptionen	173
1.	Förderung von Forschung und Entwicklung	174
2.	Nachhaltiger Anbau der Biomasse	175
3.	Mehrfachnutzung von Biomasse	176
4.	Sicherheit der industriellen Biotechnologie	176
<hr/>		
	Literatur	179
<hr/>		
	Anhang	195
1.	Abbildungsverzeichnis	195
2.	Tabellenverzeichnis	196
3.	Glossar	197



Zusammenfassung

Seit vielen Jahren werden große Erwartungen an das ökonomische und ökologische Potenzial der industriellen oder weißen Biotechnologie (IBT) formuliert. Nachdem sich das Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB) bereits 1996 mit »Stand und Perspektiven der Katalysator- und Enzymtechnik« befasst hatte, wurde es nun vom Ausschuss für Bildung, Forschung und Technikfolgenabschätzung des Deutschen Bundestages beauftragt, einen Überblick über Verfahren, Anwendungen und ökonomische Perspektiven der industriellen bzw. weißen Biotechnologie zu erstellen sowie die aktuellen wissenschaftlichen Diskussionen zu Umwelt- und Nachhaltigkeitspotenzialen der IBT aufzubereiten. Die resultierende Innovationsanalyse umfasst zwei komplementäre Sachstandsberichte: Der TAB-Bericht Nr. 168 behandelt unter dem Titel »Weiße Biotechnologie. Stand und Perspektiven der industriellen Biotechnologie: Verfahren, Anwendungen, ökonomische Perspektiven« umfassend die technischen Entwicklungen der IBT und betrachtet die Marktpotenziale verschiedener Produkte der IBT (TAB 2016). Der Bericht konzentriert sich auf die stoffliche Nutzung von Biomasse in der chemischen Industrie. Der vorliegende TAB-Bericht Nr. 169 fokussiert hingegen auf die Umweltwirkungen und Nachhaltigkeitseffekte von Produkten und Prozessen der IBT. Auch hier liegt das Hauptaugenmerk auf den stofflichen Nutzungen, die Nachhaltigkeitsperspektive erfordert es jedoch, auch gewisse Aspekte energetischer Nutzungen von Biomasse in die Betrachtung einzubeziehen.

Industrielle Biotechnologie als Fundament der Bioökonomie

Unter industrieller Biotechnologie (IBT) wird die Anwendung biotechnologischer Verfahren zur industriellen Verarbeitung und Erzeugung von Chemikalien, Materialien und Energie verstanden. Dabei können biotechnologische Verfahren u. a. im Rahmen bestehender konventioneller Produktionsketten angewendet werden. Eine zentrale Rolle spielen Verfahren der IBT in der stofflichen Weiterverarbeitung von nachwachsenden Rohstoffen. Dies ist der Anknüpfungspunkt für die Vision einer Bioökonomie, die auf nachwachsenden Rohstoffen beruht. Die der IBT zugrundeliegenden biotechnischen Verfahren und die gesamte Technologie haben sich rasant weiterentwickelt und ausdifferenziert. Dabei ist insbesondere die seit den 1970er Jahren mögliche gezielte Veränderung von Mikroorganismen mithilfe der Gentechnik wichtig. Bestimmte Verfahren der Biotechnologie, wie die Fermentierung, sind zwar seit alters her bekannt, z. B. bei der Herstellung von Brot oder Bier, aber ihr weitreichendes Potenzial lässt sich industriell erst richtig ausschöpfen, seit die Pro-

zesse durch maßgeschneiderte Mikroorganismen kontrolliert und optimiert werden können.

Mit der IBT werden Hoffnungen, aber auch Bedenken in Verbindung gebracht. Die Hoffnungen im Hinblick auf die industrielle Biotechnologie beziehen sich auf zwei Ebenen. Auf der *Mikroebene*, d.h. auf der Ebene einzelner Produktionsprozesse oder Produkte der IBT, besteht die Hoffnung, dass durch den Einsatz biotechnologischer Verfahren die Herstellung bestimmter Produkte im Vergleich zu herkömmlichen chemischen Verfahren kostengünstig, energieeffizient und unter milden Bedingungen (hinsichtlich Druck, Temperatur, pH-Wert etc.) und daher grundsätzlich umweltfreundlicher stattfinden kann. Wird dies realisiert, trägt es zu einer nachhaltigeren Produktionsweise bei, und gleichzeitig wird die Wettbewerbsfähigkeit der entsprechenden Unternehmen gefördert. Da es hier immer um einen Vergleich mit einem bereits im Rahmen herkömmlicher Produktionsweise bestehenden Herstellungsprozess oder Produkt geht, handelt es sich um einen *relativen* Beitrag zu einer nachhaltigeren Entwicklung.

Auf einer übergeordneten gesamtgesellschaftlichen Ebene, der sogenannten *Makroebene*, ist mit der industriellen Biotechnologie die Hoffnung verbunden, die von der Nutzung fossiler Rohstoffe geprägte Wirtschaftsweise auf die Nutzung erneuerbarer Ressourcen umzustellen und damit einen wesentlichen Beitrag zu nachhaltiger Entwicklung zu leisten. Eine Wirtschaftsform, die auf erneuerbare Rohstoffquellen (Biomasse) und auf ökologische und wirtschaftliche Nachhaltigkeit ausgerichtet ist, wird als Bioökonomie bezeichnet (OECD 2009). Eine solche Transformation von einer auf nichterneuerbaren Ressourcen abhängigen Wirtschaft zu einer Bioökonomie wurde beispielsweise vom WBGU (2011) in seinem Gutachten gefordert.

Die Bioökonomie wird auf EU-Ebene durch entsprechende Strategien und Maßnahmen genauso vorangetrieben wie auf Seiten der Bundesregierung (BMBF 2010; BMBF/BMEL 2014; Clever Consult BVBA 2010; EC 2005 u. 2012; McCormick/Kautto 2013; OECD 2011). Ihre zunehmende Bedeutung in Europa lässt sich auch an ökonomischen Indikatoren zeigen. So waren im Jahr 2009 in Europa rund 22 Mio. Menschen in der Bioökonomie in einem weiten Sinne beschäftigt (das entsprach rund 9 % aller Beschäftigten), der Umsatz betrug rund 2 Billionen Euro (EC 2012).

Das Konzept der Bioökonomie ist jedoch nicht unumstritten. Warnende Stimmen sehen in ihr weniger einen Weg zu einer Ökologisierung der Wirtschaft als vielmehr hin zu einer Ökonomisierung des Lebens insgesamt (Gottwald/Krätzer 2014). Gewisse Sorgen verbinden sich auch mit dem umfangreichen Einsatz von gentechnisch veränderten Organismen im Rahmen der IBT. Es werden auch kritische Anfragen gestellt, ob den im ausreichenden Maße auf nachhaltige Weise angebaute nachwachsende Rohstoffe für eine Bioökonomie

bereitgestellt werden könne, damit die große Transformation gelingt. Bei der Herstellung von Biomasse kommt es nämlich auf den weltweit knappen landwirtschaftlichen Flächen zu Nutzungskonkurrenzen, insbesondere zwischen der Produktion von Lebensmitteln einerseits und der Produktion von Biomasse zur stofflichen und energetischen Nutzung andererseits. Die räumliche Ebene, auf der diese Frage zu diskutieren ist, ist nicht die nationale, sondern die globale. Schon heute werden 65 % der in der chemischen Industrie in Deutschland eingesetzten Biomasse importiert.

Merkmale und Bedeutung der industriellen Biotechnologie

Die moderne *Biotechnologie* ist der technologische Grundpfeiler einer Bioökonomie. Die industrielle Biotechnologie (IBT), die in den letzten ca. 20 Jahren zu einem zunehmend wichtigen Teil der chemischen Industrie geworden ist, nutzt Enzyme und Mikroorganismen, um Biomasse in Lebens- und Futtermittel, Papier und Zellstoff, Textilien, Energie usw. umzuwandeln. Bei der IBT findet die Produktion im Allgemeinen in geschlossenen Systemen, sogenannten Bioreaktoren, statt.

Die IBT ist im Übergang begriffen vom Nischendasein biotechnischer Verfahren hin zur großmaßstäblichen industriellen Produktion. Produkte der IBT (inklusive Bioethanol) machen etwa 6 % aller weltweit verkauften Chemikalien aus – mit steigender Tendenz. Die Bezeichnung industrielle bzw. weiße Biotechnologie weist dabei zugleich auf eine Ausdifferenzierung der biotechnologischen Verfahren hin – industrielle Biotechnologie wird beispielsweise gegenüber anderen Technologiefeldern wie grüne (bzw. landwirtschaftliche) oder rote (bzw. medizinische) Biotechnologie abgegrenzt. Diese Abgrenzungen sind nicht immer scharf zu ziehen.

Die mithilfe der IBT derzeit mit Abstand meistproduzierte Chemikalie ist Bioethanol. Jedoch sind auch industrielle Enzyme, Glucose, Aminosäuren und Feinchemikalien wie Vitamin B2 und Vitamin C gut etablierte Produkte der IBT. In Deutschland sind etwa 10 % aller Biotechunternehmen auf IBT spezialisiert und es existiert ein starker FuE-Sektor auf diesem Gebiet. Die ökonomische Bedeutung ist auch für Deutschland relevant. Geschätzte 40 % der kleinen und mittelständischen Unternehmen, die in Europa in der IBT tätig sind, befinden sich in Deutschland (Bug 2010). Dies und der starke FuE-Anteil in dieser wissenschaftsbasierten Technologie versprechen eine stetige Weiterentwicklung der IBT mit hohen Zuwächsen (zur wirtschaftlichen Bedeutung vgl. auch Teil I der Innovationsanalyse, TAB 2016).

Herausforderungen bei der Bewertung von Umwelt- und Nachhaltigkeitseffekten der IBT

Eine Beurteilung der Nachhaltigkeitswirkungen der industriellen Biotechnologie stößt auf mehrere fundamentale Schwierigkeiten:

Komplexer Bewertungsgegenstand: Zum einen ist der Bewertungsgegenstand komplex, denn die IBT umfasst als Technologiefeld eine Vielzahl verschiedener Prozesse, die in sehr unterschiedliche technische und ökonomische Zusammenhänge eingebunden sind und viele unterschiedliche Produkte hervorbringen. Außerdem werden Prozesse der IBT oft mit konventionellen Produktionsschritten kombiniert. So kann die IBT ins Spiel kommen, weil die Rohstoffbasis biologisch ist (Biomasse) oder weil biotechnische Herstellungsverfahren (beispielsweise Einsatz von Enzymen) unabhängig vom Ausgangsmaterial genutzt werden, oder beides. Dabei kann es sich um einen kleinen Produktionsschritt innerhalb einer langen Kette herkömmlicher chemischer Verfahrensschritte handeln. Die End- oder Zwischenprodukte können biologisch abbaubar sein, müssen es aber nicht.¹

Umfassendes Konzept der Nachhaltigkeit: Zum anderen besteht eine Schwierigkeit darin, dass »Nachhaltigkeit« ein sehr anspruchsvolles und umfassendes Konzept darstellt, welches hohe Anforderungen an die Bewertung stellt. Produkte müssen möglichst über die gesamte Dauer ihrer Existenz betrachtet werden (von der Wiege bis zur Bahre [»cradle to grave«]), und es müssen idealerweise alle Wirkungsdimensionen auf allen Stufen von Produktion und Nutzung einbezogen werden. Die meisten Bewertungsstudien, die sogenannten Ökobilanzen (auch Lebenszyklusanalysen, Life Cycle Assessments [LCAs]) untersuchen nur eine bestimmte Umweltwirkung. Einige Bilanzen versuchen zumindest zwei Umweltwirkungen zugleich zu betrachten. Meist sind das der Energieverbrauch sowie die Treibhausgasemissionen. So wichtig diese Dimensionen sind, stellen sie doch eine deutliche Verengung des Spektrums möglicher Auswirkungen der IBT dar. Komplexe Ökobilanzen, die versuchen möglichst alle relevanten Umweltauswirkungen aufzugreifen, sind selten. Eine gemäß dem Konzept der Nachhaltigkeit umfassende Bewertung müsste darüber hinaus auch wirtschaftliche und soziale Auswirkungen erfassen und bewerten. Vorliegende Studien sind aber nicht nur insofern eingeschränkt, als sie nur eine oder zwei Umweltwirkungen betrachten, sie konzentrieren sich zudem meist auf einen

1 Die Herausforderung einer Beurteilung der Nachhaltigkeitswirkungen der industriellen Biotechnologie wird insbesondere im Vergleich zur sehr viel weiter fortgeschrittenen Nachhaltigkeitsbewertung der energetischen Nutzung von Biomasse deutlich: Bei der energetischen Nutzung kann die Betrachtung verschiedener Technologien und Nutzungsarten immer auf den Energiegehalt als gemeinsame Einheit bezogen werden, während dies z.B. bei biobasierten Chemikalien mit den jeweils sehr unterschiedlichen Nutzungspfaden (selbst für dieselbe Chemikalie) nicht möglich ist.

Ausschnitt des Lebenszyklus: Manche Studien analysieren z. B. nur die Umwelteffekte bei der Produktion bis zum Fabrikator (»cradle to gate«) und nicht den gesamten Lebenszyklus bis hin zum Recycling bzw. zur Entsorgung (»cradle to grave«). Die Fokussierung auf nur wenige Umweltaspekte oder einen Teil des Lebenszyklus ist zum einen darauf zurückzuführen, dass die Erhebung, Erfassung und Auswertung von Daten teuer ist. Zum anderen sind umfassende Studien methodisch deutlich schwieriger. Je begrenzter der Zuschnitt einer Studie im Hinblick auf die untersuchten Indikatoren ist, desto kostengünstiger und darüber hinaus scheinbar eindeutiger sind die Ergebnisse, aber desto höher ist auch die Gefahr, dass die gewonnenen Ergebnisse die Komplexität der Realität nicht adäquat wiedergeben und damit dem Anspruch eines umfassenden Nachhaltigkeitskonzepts nicht gerecht werden.

Datenverfügbarkeit: Das Erheben von Daten ist nicht nur teuer, oft sind Primärdaten zu Produkten und Prozessen der WBT gar nicht ausreichend verfügbar. Es handelt sich bei der IBT um ein vergleichsweise junges Technologiefeld, sodass sich viele Daten auf frühe Entwicklungsphasen der Technologie beziehen. Diese Daten für weiter gehende Prognosen zu verwenden, die Umweltwirkungen möglicher künftiger industrieller Produktionsprozesse vorherzusagen, birgt hohe Unsicherheiten. Daten über industrielle Produktionsprozesse stehen oft nicht zur Verfügung, weil sie proprietär sind und die Unternehmen diese Informationen nicht preisgeben, denn sie sind so spezifisch, dass sie Rückschlüsse auf die ökonomische Leistungsfähigkeit der eingesetzten Produktionstechnologien zulassen. Es ist kennzeichnend für die Datenlage, dass in manchen Bereichen, wie z. B. bei der Bewertung von enzymatischen Prozessen, viele der vorliegenden Analysen zu Umweltwirkungen von den entsprechenden Firmen in Auftrag gegeben oder von den Unternehmen selbst durchgeführt wurden.

Als Reaktion auf diese grundlegenden Schwierigkeiten werden zwei Ebenen unterschieden, auf denen Beiträge der IBT zur Nachhaltigkeit betrachtet werden: die Mikroebene (Ebene einzelner Produktionsprozesse oder Produkte der IBT) und die Makroebene (gesamtgesellschaftliche Ebene). Dadurch wird transparent, dass auf der Mikroebene der Ökobilanzen einzelner biotechnologischer Prozesse immer nur punktuelle Nachhaltigkeitsbeiträge ermittelt werden können, während die IBT als Ganze durch den Aufschluss von Biomasse für die stoffliche Nutzung ggf. eine weiter reichende Bedeutung für die Realisierung und Nachhaltigkeit der Bioökonomie erlangen kann.

Umweltwirkungen und relative Nachhaltigkeitsbeiträge der IBT auf der Mikroebene

Die Produktion der untersuchten biobasierten Stoffe kann im Vergleich zu konventionell hergestellten Vergleichsprodukten den Energieverbrauch und die



Treibhausgasemissionen reduzieren. Im Gegenzug verstärkt sie aber negative Umweltwirkungen, die durch den großmaßstäblichen intensivlandwirtschaftlichen Anbau von Biomasse verursacht werden wie beispielsweise die Belastung von Gewässern durch ein Überangebot an Nährstoffen, den stratosphärischen Ozonabbau und die Bodenversauerung. Allerdings bestehen erhebliche Unsicherheiten im Hinblick auf die ermittelten quantitativen Wirkungsabschätzungen. Deshalb müssen die Ergebnisse zur Bewertung von Nachhaltigkeitseffekten und relativen Umweltwirkungen von IBT-Produkten vorsichtig interpretiert werden. Pauschale Urteile, z.B. hinsichtlich der Frage, ob Produkte der IBT umweltfreundlicher als konventionell erzeugte Vergleichsprodukte sind, können aufgrund der Komplexität der Fragestellung und der methodischen Herausforderungen in der Regel nicht getroffen werden. In Bezug auf die untersuchten Produktgruppen lassen sich trotz aller Einschränkungen folgende Ergebnisse zusammenfassen:

Biokraftstoffe

Biokraftstoffe, insbesondere Bioethanol, wurden bereits in vielen Studien im Hinblick auf ihre Umweltwirkungen analysiert. In Bezug auf Biokraftstoffe der ersten Generation (z.B. Pflanzenöle, Biodiesel, Bioethanol) bleibt die Gesamtumweltbilanz schwach. Im Hinblick auf die Klimawirkung von Biokraftstoffen der ersten Generation wurde nur in wenigen LCAs eine positive Bilanz gezogen. Problematisch sind bei Biokraftstoffen der ersten Generation zudem die Landnutzungskonkurrenzen zur Nahrungsmittelproduktion.

Biokraftstoffe der zweiten Generation (z.B. Kraftstoffe aus Biogas, synthetische Biokraftstoffe (»biomass to liquid« [BTL]), Kraftstoffe aus lignocellulosehaltigen Materialien) weisen bessere Resultate in Bezug auf ökologische Indikatoren (z.B. Treibhausgasemissionen) auf. Auch in diesem Fall können jedoch Konflikte bei der Landnutzung entstehen, sobald sich ein Produkt mengenmäßig aus dem Nischenbereich herausentwickelt bzw. der Bedarf an Biomasse nicht mehr nur durch Abfallrohstoffe gespeist werden kann. Dann tritt die Biomasseproduktion für Kraftstoff auch hier in Konkurrenz zur Produktion von Nahrungsmitteln.

Biokraftstoffe der dritten Generation (insbesondere Kraftstoffe auf der Basis von Mikroalgen) erscheinen aus Nachhaltigkeitsperspektive vielversprechend, die dazugehörige Technologie befindet sich jedoch noch im sehr frühen Entwicklungsstadium. Daher ist eine industrielle Produktion derzeit noch nicht möglich, und die den Bewertungen zugrunde liegenden Daten sind als vorläufig anzusehen.

Fehlende und stark variierende Datengrundlagen sowie unterschiedliche methodische Ansätze lassen allgemeine Schlussfolgerungen zu Nachhaltigkeits-

effekten von Biokraftstoffen der zweiten und dritten Generation noch nicht zu. Gegenwärtig spricht viel dafür, dass die Nachhaltigkeitseffekte in Abhängigkeit von den jeweils implementierten Prozessketten vom Rohstoff bis zum Endprodukt in weiten Bereichen streuen dürften. Zusammenfassend kann man sagen, dass sich die in der Vergangenheit erhofften Nachhaltigkeitsvorteile von Biokraftstoffen der ersten Generation bisher nicht realisieren ließen und die Hoffnungen für die zweite und dritte Generation noch nicht empirisch belegt sind.

Grund- und Plattformchemikalien

Grundchemikalien wie z.B. Ethanol, Ethylen, Zitronensäure, Glycerin werden im Gegensatz zu Feinchemikalien in großen Mengen hergestellt (> 20.000 t/ Jahr). Viele Grundstoffchemikalien sind gleichzeitig sogenannte Plattformchemikalien, das heißt, sie sind Ausgangsmaterial für die Produktion einer Reihe von verschiedenen anderen Chemikalien. Es gibt nur wenige Studien, in denen nicht nur die biotechnologische Herstellung einzelner Grund- und Plattformchemikalien untersucht wurde, sondern übergreifend und vergleichend mehrere Chemikalien gleichzeitig analysiert wurden. Aus den wenigen Studien kann geschlossen werden, dass die Mehrheit biobasierter Grund- und Plattformchemikalien, die mittels Fermentation von Stärke gewonnen werden, zu Einsparungen von Treibhausgasemissionen und fossiler Energie im Vergleich zu konventionell hergestellten Vergleichsstoffen beitragen. Dies gilt insbesondere für Ethanol, Butanol und Ethylen. Adipin- und Essigsäure hingegen können als vergleichsweise weniger umweltfreundlich betrachtet werden. Aus den Studien geht zudem hervor, dass die größten Einsparungen dann auftreten, wenn Zuckerrohr als Ausgangsstoff genutzt wird. In Ländern mit gemäßigttem Klima können lignocellulosehaltige Ausgangsmaterialien eine gute Alternative sein. Wie bei den Biokraftstoffen hat auch bei den Grundchemikalien die Erzeugung der Biomasse in der Regel den stärksten Effekt auf die Nachhaltigkeitsbilanz. Daher spielen die Art der Energie (z. B. der jeweilige Energiemix), die in diesem Prozessschritt eingesetzt wird, und Landnutzungseffekte eine wichtige Rolle in der Gesamtbewertung. Allerdings werden die Landnutzungseffekte, die sich bei der Herstellung von Grund- und Plattformchemikalien aus Biomasse ergeben, in den bisherigen Studien nur unzureichend berücksichtigt. Sollten biobasierte Produkte konventionelle Chemikalien in großem Umfang ersetzen, könnte es zu großen gesellschaftlichen Konflikten wegen damit verbundener Landnutzungskonkurrenzen zur Nahrungsmittelproduktion und zum Naturschutz kommen.



Fein- und Spezialchemikalien

Bei vielen Studien zu biotechnologisch hergestellten Fein- und Spezialchemikalien (Beispiele: Vitamine, Fettsäuren, Spezialenzyme) handelt es sich um Einzelanalysen, die von denjenigen Unternehmen durchgeführt wurden, die die Chemikalien auch herstellen. Es bildet sich dennoch ein relativ einheitliches Bild heraus: Die biotechnologische Herstellung von Fein- und Spezialchemikalien bewirkt generell weniger Treibhausgasemissionen und erfordert weniger Energie als die ihrer konventionellen Vergleichsprodukte. Da die Produktionsmengen kleiner sind, bestehen in Bezug auf Rohstoffanbau und Landnutzung weniger Bedenken als bei Grundchemikalien und Biokraftstoffen. Dementsprechend steht hier der Produktionsprozess selbst mehr im Fokus der Betrachtung. Als übergreifendes Problem wurde die verstärkte Nutzung von Lösungsmitteln identifiziert, weitere Aspekte können Toxizität, der Arbeitsschutz und die Abfallproduktion sein.

Biokunststoffe bzw. Biopolymere

Biokunststoffe (hier synonym verwendet zum Begriff Biopolymere) zählen neben den Biokraftstoffen zu den Produkten, denen ein großes mengenmäßiges Potenzial zugesprochen wird, obwohl der Biokunststoffmarkt gegenwärtig noch verhältnismäßig klein ist. Zu den am meisten auf ihre Umweltwirkungen hin untersuchten Biokunststoffen zählen Polyethylenterephthalat (PET, eingesetzt z. B. für Fasern und Getränkeflaschen), Polymilchsäure (PLA, eingesetzt z. B. für Lebensmittelverpackungen und Fasern) und Polyhydroxyalkanoate (PHA, eingesetzt für sonstige Verpackungen). Diese Materialien zeigen im Vergleich zu den jeweiligen fossilen Vergleichsprodukten in den meisten Studien Einsparungen bei fossilen Ressourcen und Treibhausgasemissionen, wobei PHA infolge eines hohen Energieverbrauchs in den Fermentations- und Reinigungsphasen vergleichsweise am schlechtesten abschneidet.

Die Gesamtumweltbilanz von Biokunststoffen wird jedoch häufig durch Trade-offs geprägt: Während es Vorteile in den Kategorien Treibhausgasemissionen und Energieverbrauch gibt, zeigen sich bei anderen Umweltindikatoren, wie Bodenversauerung, Nährstoffbelastung von Gewässern und Böden oft ungünstigere Ergebnisse im Vergleich zu auf fossilen Rohstoffen basierenden Kunststoffen. Entscheidend für die Gesamtbilanz ist hier die Bereitstellung der Biomasse. Darüber hinaus spielt die Entsorgung von Biokunststoffen eine wichtige Rolle für das ökologische Profil: Recycling wäre eine vorteilhafte Entsorgungsmöglichkeit, wird jedoch noch nicht umfassend angewendet. Eine umfangreiche, im Auftrag des Umweltbundesamt erstellte Studie kommt daher zu dem Ergebnis, dass Biokunststoffverpackungen (unter Einbeziehung biologisch

abbaubarer Kunststoffe aus fossilen Rohstoffen) den Verpackungen aus fossilen Rohstoffen mit gleichem Verwendungszweck ökologisch nicht überlegen sind. Zum Beispiel sind biologisch abbaubare Plastiktüten, die aus einer PLA-Mischung bestehen, insgesamt nicht umweltfreundlicher als PE-Plastiktüten. Insgesamt erscheinen diese Biokunststoffe derzeit nicht besser als die konventionellen Kunststoffe.

Übergreifende Eigenschaften der IBT: Enzymeinsatz und integrierte Produktion in Bioraffinerien

Enzyme und enzymatische Prozesse

Enzyme bzw. enzymatische Prozesse, bei denen Enzyme als Katalysatoren eingesetzt werden, um bestimmte chemische Reaktionen ablaufen zu lassen, sind ein Kernstück der IBT. Dabei können Enzyme zum einen innerhalb von Reaktoren bzw. in Produktionsprozessen der IBT eingesetzt werden, zum anderen aber auch Bestandteil eines Endprodukts sein, wo sie ihre biokatalytischen Wirkungen außerhalb des Reaktors entfalten. Die enzymatischen Prozesse in Reaktoren zeigen insgesamt positive relative Umweltwirkungen im Vergleich zu konventionellen Vergleichsprozessen. Da es sich bei Enzymen um Katalysatoren handelt, sind die benötigten und produzierten Stoffmengen vergleichsweise klein, sodass für die Bewertung der Prozesse die Bereitstellung der Ausgangsstoffe für die Produktion der Enzyme im Allgemeinen von nachrangiger Bedeutung ist. Der Einsatz von Gentechnik ist weit verbreitet, wodurch die Bandbreite verfügbarer Enzyme um maßgeschneiderte biokatalytische Funktionen vergrößert werden konnte. Enzymatische Produktionsprozesse führen vielfach zu reduziertem Energieverbrauch, weniger Treibhausgasemissionen sowie geringeren Rohstoff-, Abfall- und Abwassermengen.

Im vorliegenden Bericht wird beispielhaft die Anwendung von Enzymen als Bestandteile von Waschmitteln betrachtet. Durch den Einsatz von Enzymen in Waschmitteln entstehen positive relative Umwelt- und damit Nachhaltigkeitsbeiträge, wobei zwei Haupteffekte maßgebend sind: Zum einen die Reduzierung der Waschttemperaturen, was zu Energie- und Treibhausgaseinsparungen führt, und zum anderen die Reduzierung der notwendigen Mengen von Waschmitteln inklusive ihrer konventionellen Mengenanteile (Tenside, Bleichmittel, Enthärter etc.). Deutlich wurde jedoch auch, dass diese Vorteile von Waschmitteln mit höherem Enzymanteil durch die Zuwächse bei der insgesamt gewaschenen Wäschemenge abgeschwächt werden können (sogenannter Reboundeffekt) und durch die verbleibenden konventionellen Bestandteile von Waschmitteln signifikante Umweltbelastungen bestehen bleiben.

Insgesamt muss konstatiert werden, dass für eine umfassende Aufarbeitung des Themas die notwendigen wissenschaftlich fundierten Ökobilanzstudien fehlen, was wiederum mit dem eingeschränkten Zugang zu den für eine Bilanz notwendigen Daten zu tun hat. Bei der Aufarbeitung der vorhandenen Literatur zeigen sich außerdem die Grenzen der Vergleichbarkeit und Übertragbarkeit von Ökobilanzen. Ein Vergleich von Bilanzen aus verschiedenen Ländern zeigte, dass technische Gegebenheiten (Beispiel: Energiemix) und soziokulturelle Bedingungen (z.B. Waschverhalten) einen wesentlichen Einfluss auf die Gesamtbilanzen haben. Dabei wurde auch deutlich, dass die Fokussierung auf technologische Optionen (z.B. Enzyme) alleine dem Anspruch der Nachhaltigkeit nicht gerecht werden kann, sondern auch soziale Faktoren wie z.B. Nutzungsverhalten als Ansatzpunkte für eine nachhaltige Entwicklung mit in den Blick genommen werden müssen.

Bioraffinerien

Bioraffinerien sind integrierte Anlagen, in denen aus nachwachsenden Rohstoffen ein großes Portfolio an Produkten so hergestellt werden kann, dass nur noch wenige verwertbare Reststoffe verbleiben. Dementsprechend sind Bioraffinerien Symbol und produktionstechnischer Schlüssel für die Verwirklichung der Vision einer Bioökonomie. Derartige »ideale« Bioraffinerien sind jedoch gegenwärtig noch eine Zukunftsvorstellung. Entsprechend ist auch die Begriffsverwendung uneinheitlich: Entgegen dem Idealbild werden gegenwärtig auch einfachere Anlagen zur Produktion von Energie bzw. Biokraftstoffen aus nachwachsenden Rohstoffen als Bioraffinerie bezeichnet. Korrespondierend zu der Wichtigkeit des Konzepts für die Vision einer Bioökonomie und dem erheblichen bestehenden Forschungs- und Entwicklungsbedarf werden in Deutschland, Europa und in vielen außereuropäischen Ländern große Mittel eingesetzt, um Bioraffineriekonzepte zu entwickeln und zu verbessern.

Analysen von Bioraffineriekonzepten, für die bereits Pilotanlagen realisiert wurden, zeigen, dass auch bei diesen in Bezug auf die Umweltwirkungen in der Regel mit Trade-offs zu rechnen ist. Meist sind Vorteile im Hinblick auf Treibhausgasemissionen zu verzeichnen, dafür wirkt sich der Rohstoffbedarf der Bioraffinerien negativ auf Böden, Wasser und Biodiversität aus. Landnutzungsänderungen scheinen bei der Abwägung von Zielkonflikten die größte Herausforderung darzustellen.

Aspekte der Sicherheit der IBT

Produktionsprozesse der IBT finden (in der Regel) in geschlossenen Reaktorsystemen statt. Unter Voraussetzung der Beachtung der einschlägigen Sicherheitsvorschriften, etwa der geeigneten Nachbehandlung von Produktionsrückständen, können lebende Organismen eigentlich nicht aus den Reaktorsystemen ausgetragen werden. Darüber hinaus wird von einer verschwindend geringen Überlebenswahrscheinlichkeit der Produktionsorganismen in der Umwelt ausgegangen. Der Betrieb in geschlossenen Systemen ist wesentlich für die insgesamt positive Einschätzung der Biosicherheit im Bereich der IBT. Es führt dazu, dass Prozesse der IBT mit gentechnisch veränderten Organismen (GVO) als weitgehend ungefährlich eingestuft werden. Allerdings sind denkbare potenzielle Risiken durch einen nicht vollständig ausschließbaren Austrag von GVO aus den geschlossenen Systemen im realweltlichen Zusammenhang bisher kaum wissenschaftlich untersucht worden. In der Regel sind die in Deutschland betriebenen Produktionsanlagen der Biosicherheitsstufe 1 zuzuordnen. Das ist die niedrigste Stufe, von der nach Stand der Wissenschaft keine Gefahr für Mensch und Umwelt. Auch wenn bei Anwohnern von Produktionsanlagen eine höhere Sensibilität für Sicherheitsthemen beobachtet werden kann, wird die Sicherheit der IBT auf gesamtgesellschaftlicher Ebene insgesamt kaum infrage gestellt.

Trotz dieser positiven Grundeinschätzung der Biosicherheit der IBT ist zu prüfen, ob die systematische Erforschung der angesprochenen potenziellen Risiken in Bezug auf einen Austrag von GVO aus geschlossenen Systemen mit in die Forschungsförderung der IBT aufgenommen werden sollte, und es ist weiterhin Aufmerksamkeit gegenüber Produktionsverfahren und Produkten der IBT angezeigt. So können manche Enzyme potenziell Allergien auslösen. Weil die Enzyme im Allgemeinen innerhalb von geschlossenen Reaktoren eingesetzt werden, ist das in erster Linie ein Arbeitsschutzproblem, dem mit entsprechenden Vorschriften und Maßnahmen zu begegnen ist. Allerdings können Enzymreste auch im Produkt selbst oder in den Abfallstoffen enthalten sein. Bei Waschmitteln sind Enzyme intentional Bestandteil des Produkts. In den letztgenannten Fällen kann die potenziell allergische Wirkung von Enzymen also auch Endverbraucher betreffen. Ein weiteres Beispiel für eine potenzielle Gefährdung durch die IBT ist der Fund von Verunreinigungen von Produkten und Nebenprodukten durch Rückstände von Antibiotika, die insbesondere in den USA bei der biotechnologischen Produktion von Bioethanol zur Sterilisation von Rohstoffen und Reaktoren eingesetzt werden. Die empirische Relevanz und Gefährlichkeit dieser Funde wird kontrovers diskutiert.

Nachhaltigkeitsbeiträge der IBT auf der Makroebene: Flaschenhals Biomasse

Für die Bewertung der Nachhaltigkeitsbeiträge der IBT auf der Makroebene ist der Zusammenhang dieser Technologie mit der Vision einer Bioökonomie entscheidend. Es kann als unstrittig angesehen werden, dass die Vision einer Bioökonomie, also einer Wirtschaft, die im Hinblick auf ihren Material- und Energiebedarf wesentlich auf erneuerbaren Ressourcen beruht, nur realisiert werden kann, wenn Technologien zur Verfügung stehen, mit denen diese erneuerbaren Ressourcen aufgeschlossen und zu erwünschten Produkten verarbeitet werden können. Für die umfassende stoffliche Nutzung nachwachsender Rohstoffe ist die Bandbreite bereits bestehender und noch zu entwickelnder Produktionsverfahren im Bereich der IBT als sehr wichtig, wenn nicht als unverzichtbar einzuschätzen.

Gleichzeitig ist aber zu fragen, in welchem Umfang die IBT durch Verarbeitung nachwachsender Rohstoffe insgesamt zu einer Transformation der Wirtschaftsweise hin zu einer Bioökonomie beitragen kann. Diese Frage ist zentral gekoppelt an die Verfügbarkeit bzw. nachhaltige Produktion entsprechender Mengen von Biomasse. Das heißt, die Frage nach den Potenzialen für die (nachhaltige) Produktion von Biomasse ist entscheidend dafür, in welchem Umfang die IBT zur Vision einer auf nachwachsenden Rohstoffen basierenden Bioökonomie beitragen kann.

Zu dieser Frage liegen, vielfach im Kontext der Bereitstellung von Bioenergie, zahlreiche Studien vor, die zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen kommen. Was die für den Anbau von Biomasse zur energetischen und stoffliche Nutzung verwendete Agrarfläche in Deutschland betrifft, so wird bei der Mehrzahl der Studien von einer Steigerung von derzeit 2,3 Mio. auf etwa 3 bis 5 Mio. ha für die Jahre 2020 bis 2030 ausgegangen. Würde man, um die Größenordnungen zu verdeutlichen, diese Fläche vollständig für die Erzeugung von Rohstoffen für die stoffliche Verwertung zur Verfügung stellen, könnte nur knapp der gegenwärtige Bedarf der Industrie in Deutschland an der Plattformchemikalie Ethylen abgedeckt werden. Ethylen ist eine der meist produzierten organischen Grundchemikalien, auf der viele Kunststoffe beruhen. Auch wenn die Biomasse nicht ausschließlich aus deutschem Anbau kommen muss, legt diese hypothetische Abschätzung nahe, dass die stoffliche Nutzung von Biomasse mittels IBT zwar nicht irrelevant ist, aber wohl nicht die einzige Rohstoffbasis industrieller Produktion bilden kann. Eine globale Betrachtung der Biomasseproduktion erscheint angemessen, birgt aber wiederum das Problem der übermäßigen Komplexität.

Das Thema der Nutzungskonkurrenz von landwirtschaftlich nutzbaren Flächen zur Nahrungsmittelproduktion gilt insgesamt als eines der schwierigsten

Probleme für den Bioenergiesektor. Da von allen Seiten auf die gleichen Rohstoffe zurückgegriffen wird, müssen die Bereitstellung von Land zur Erzeugung von Bioenergie und die Bereitstellung von Land zur Erzeugung von Biomasse zur stofflichen Nutzung in der industriellen Biotechnologie gemeinsam betrachtet werden.

Die Frage der Nachhaltigkeit der biotechnologischen Nutzung von Biomasse ist fundamental mit der grundsätzlichen Notwendigkeit einer nachhaltigen Bewirtschaftung der uns zur Verfügung stehenden begrenzten Flächen verbunden, insbesondere auch für die Nahrungsmittelproduktion für eine noch immer wachsende Weltbevölkerung. Deshalb kann ein einzelner Sektor (Energiewirtschaft, chemische Grundstoffindustrie etc.) darin nie ohne Blick auf den Gesamtzusammenhang betrachtet werden. Folgende Lösungsansätze werden in diesem Zusammenhang diskutiert:

- > Ertragssteigerungen ohne zusätzliche negative Effekte auf Umwelt und Gesellschaft,
- > Nutzung von vormals ungenutztem Land ohne negative Folgen für die Biodiversität wie auch ohne Intensivierung bereits bestehender extensiver Nutzungen,
- > Steigerung der Effizienz bei der Nutzung von Reststoffen, insbesondere unter Beachtung von bereits bestehenden Nutzungen und mit zunehmender Umsetzung des Prinzips der Kaskadennutzung.

Inwieweit sich diese Lösungsansätze ohne Zielkonflikte (beispielsweise zwischen Effizienzsteigerung und Erhalt der Biodiversität) in der Praxis umsetzen lassen ist gegenwärtig noch offen. Entsprechend wird diskutiert, welches Instrumentenportfolio geeignet wäre. Großes Potenzial wird hier beispielsweise Zertifizierungen zugesprochen. Gleichzeitig verdeutlichen die groben Mengenabschätzungen, dass selbst wenn der derzeitige Verbrauch an fossilen Rohstoffen und Energie durch Maßnahmen der Rohstoff- und Energieeffizienz verringert und sukzessive durch Biomasse substituiert wird, eine umfassende Bioökonomie in Deutschland massiv auf Importe angewiesen sein wird, was wiederum aus Nachhaltigkeitssicht kritisch einzuschätzen ist. Mit dem bisher stark politisch getriebenen Ausbau der Bioenergie (z.B. über die Biokraftstoffquotenpolitik), der gegenwärtig spürbar abgebremst wird, ist deutlich geworden, wie vielschichtig und komplex das Thema der Biomasse als Ressource ist.

Ausblick: Optionen für weiteres Handeln

Der industriellen Biotechnologie (IBT) wird auf dem Weg hin zu einer Bioökonomie eine hohe Relevanz beigemessen, da durch sie der nachwachsende Rohstoff Biomasse für die industrielle stoffliche Nutzung in großem Umfang er-

geschlossen werden. Insbesondere der intensive Anbau der nachwachsenden Rohstoffe ist jedoch gleichzeitig mit einer Reihe von Problemen verbunden, sodass gegenwärtig die Umweltbilanz vieler Produkte der IBT ambivalent ausfällt. Daher ist es naheliegend, von größeren Markteingriffen, etwa zur direkten Förderung von Produkten der IBT, abzusehen und auf die selbstselektiven Marktkräfte zu vertrauen: Dort wo sich Verfahren der IBT als den traditionellen Verfahren überlegen herausstellen, werden sie sich in der Regel auch ohne staatliche Förderung durchsetzen. Basierend auf diesem Grundprinzip ergeben sich dennoch einige Handlungsfelder für nachhaltigkeitsfördernde Politikmaßnahmen.

Im Bereich *Forschung und Entwicklung* erscheint die Beibehaltung bzw. sogar Ausweitung der Förderung von Forschungsaktivitäten und Pilotanlagen im Bereich der IBT sinnvoll, beispielweise durch gezielte Maßnahmen der Forschungs- oder Technologieförderung. Durch die Entwicklung, Weiterentwicklung und Erprobung von Verfahren der IBT im Sinne der Generierung von Optionen für die Entwicklung der Wirtschaft hin zu einer Bioökonomie können langfristig auch Beiträge zur Nachhaltigkeit generiert werden. Aufgrund der Nutzungskonkurrenzen bei der Erzeugung der Biomasse ist es dabei wichtig, besonders solche (bio-)technologischen Verfahren zu entwickeln, die auch andere als klassisch-landwirtschaftlich erzeugte nachwachsende Rohstoffe verarbeiten können wie z. B. Algen.

Insgesamt besteht eine klar positive Grundeinschätzung der *Biosicherheit* der IBT, was zum einen auf die Prozessführung in weitgehend geschlossenen Systemen und zum anderen auf das umfangreiche bestehende Regelungsregime zurückzuführen ist. Insofern besteht nach gegenwärtigem Stand des Wissens hier kein weiterer Regelungsbedarf. Es wäre jedoch wünschenswert, dass in der Vergangenheit aufgetretene Verunreinigungen von Produkten und Nebenprodukten der IBT mit Antibiotikarückständen durch entsprechende Kontrollen weiter minimiert werden.

Ein nachhaltiger Anbau von Biomasse ist zentral für die Gesamtbilanz der IBT im Hinblick auf Nachhaltigkeit. Daher müsste darauf hingearbeitet werden, dass der Biomasseanbau möglichst umweltfreundlich erfolgt, auch wenn Umweltbeeinträchtigungen und Landnutzungskonkurrenzen (Nahrungsmittel, energetische Nutzung von Biomasse etc.) nicht vollständig vermeidbar sind. Auf den globalen Märkten, auf denen nachwachsende Rohstoffe in der Regel gehandelt werden, kann das bereits etablierte Instrument der Zertifizierung verwendet werden. Wird beispielsweise die Nutzung nachwachsender Rohstoffe für stoffliche Nutzung gefördert, so wäre es notwendig, über entsprechende Förderbedingungen analog zur energetischen Nutzung eine Zertifizierung der Biomasseherstellung zu etablieren. Dabei werden nur anspruchsvolle Zertifizierungssysteme als sinnvoll angesehen und entsprechend gefördert werden.



Durch die *Mehrfachnutzung von Biomasse* durch Hintereinanderschalten von stofflicher und anschließend energetischer Nutzung (sogenannte Kaskadennutzung) lässt sich die direkte Nutzungskonkurrenz zwischen stofflicher Nutzung von Biomasse im Rahmen von Prozessen und Produkten der IBT und deren energetischer Verwertung, etwa im Bereich der Bioenergie oder von Biokraftstoffen, zwar nicht grundsätzlich lösen, aber abschwächen. Verfolgt man diesen Ansatz, wäre ein klarer Vorrang bei der Förderung der stofflichen Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen gegenüber deren direkter energetischer Verwertung folgerichtig.





Einleitung

I.

Unter industrieller Biotechnologie (IBT), häufig auch als weiße Biotechnologie bezeichnet, versteht man die Nutzung biotechnologischer Verfahren in der industriellen Produktion. Mikroorganismen, Pilze, Zellkulturen sowie Enzyme werden in technischen Prozessen in industriellen Anlagen eingesetzt, um Massen-, Fein- und Spezialchemikalien, Werkstoffe und Polymere, Lebensmittel, Getränke und Lebensmittelzusatzstoffe, Futtermitteladditive, Vorstufen für Pestizide und pharmazeutische Wirkstoffe herzustellen. Einige Definitionen der industriellen Biotechnologie rechnen ihr auch die Produktion biomassebasierter Energieträger, z. B. Bioethanol, Biogas, Wasserstoff zu. Industrielle Biotechnologie kommt vor allem in der chemischen Industrie, aber auch in den Branchen Lebens- und Futtermittel und Getränke, Arzneimittelherstellung, Papier- und Zellstoffherstellung, Textilveredelung und Lederherstellung zum Einsatz.

Die industrielle Biotechnologie stellt einen wichtigen Baustein innerhalb der *Vision* einer langfristig zu etablierenden, auf regenerativen Rohstoffen basierenden, nachhaltigen Industrieproduktion dar, die oft als Bioökonomie bezeichnet wird. Denn angesichts der Endlichkeit bzw. Verknappung fossiler Rohstoffe und weiterer Probleme, wie Klimawandel, muss die Menschheit langfristig ihre industrielle Produktion auf erneuerbare Rohstoffquellen umstellen. Dabei wird der industriellen Biotechnologie das Potenzial zugemessen, entsprechende energie- und ressourceneffizientere industrielle Produktionsprozesse bereitzustellen (CDU/CSU/SPD 2008). Hierdurch, so die Hoffnung, kann gleichzeitig Biomasse als regenerativer industrieller Rohstoff erschlossen werden, um fossile Rohstoffe zu substituieren. Gleichzeitig scheint die IBT aufgrund bestimmter Eigenschaften (Verfahren in geschlossenen Systemen, gegenüber vielen klassischen chemischen Verfahren verringerte Druck- und Temperaturniveaus in den Produktionsverfahren, selektive Produktion der erwünschter Produkte aus heterogenen Rohstoffen) eine Reihe von grundlegenden Vorteilen zu bieten. Insgesamt werden der IBT daher große Chancen für die Transformation hin zu einer nachhaltigen Wirtschaft und Entwicklung beigemessen.

Vor dem Hintergrund der wichtigen Rolle, die die IBT bei der Transformation der Industrieproduktion hin zu einer biobasierten Rohstoffgrundlage spielen kann, und dem vorausgesagten starken Wachstum der IBT, beauftragte der Ausschuss für Bildung, Forschung und Technikfolgenabschätzung des Deutschen Bundestages das TAB mit einer Untersuchung zum Stand von Forschung, Entwicklung und Anwendung, den ökonomischen Perspektiven sowie den Umwelt- und Nachhaltigkeitspotenzialen der sogenannten weißen Biotechnologie. Die resultierende Innovationsanalyse gliedert sich in zwei Teile, die auf-



grund des Wechsels des TAB-Konsortiums im September 2013 von unterschiedlichen Autoren bzw. Arbeitsgruppen stammen:

1. Weiße Biotechnologie – Stand und Perspektiven der industriellen Biotechnologie: Verfahren, Anwendungen, ökonomische Perspektiven (Federführung: Fraunhofer ISI) (TAB 2016)
2. Weiße Biotechnologie – Stand und Perspektiven der industriellen Biotechnologie: Umwelt- und Nachhaltigkeitspotenziale (Federführung: Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ)

Zur Nachhaltigkeit der industriellen Biotechnologie werden folgende Aspekte beleuchtet:

- › Welche methodischen Zugänge zu Bewertung von IBT im Hinblick auf Umwelt und Nachhaltigkeit gibt es? Was können diese leisten?
- › Wie wirkt sich IBT auf Umwelt und Nachhaltigkeit insgesamt aus? Was ist über das Nachhaltigkeitspotenzial unterschiedlicher Stoffgruppen/Produktgruppen bekannt?
- › Welche Aspekte des Ausbaus der IBT sind in Bezug auf Nachhaltigkeit möglicherweise problematisch?

Bei der Erstellung wurde mehrstufig vorgegangen: Zunächst wurde die Literatur überblicksartig gesichtet und in einer internen Vorstudie zusammengefasst. Diese Vorstudie wurde mit Experten aus verschiedenen Bereichen (Industrie, Umweltverbände, Umweltverwaltung und Wissenschaft) in Interviews diskutiert. Darauf aufbauend wurden ausgewählte Aspekte vertiefend thematisiert. Insgesamt stellte sich heraus, dass – insbesondere durch den sehr heterogenen Bewertungsgegenstand »industrielle Biotechnologie« und eine nur eingeschränkte Verfügbarkeit entsprechender Studien – deutliche methodische Herausforderungen bestehen. Deshalb wird methodischen Überlegungen ein vergleichsweise großer Raum gegeben, und es werden bestehende Grenzen des Wissens bzw. Unklarheiten und Wissenslücken möglichst offen gelegt.

Der Bericht wurde von Johannes Schiller, Christoph Aicher (beide UFZ) und Emiliano Feresin erarbeitet. Daneben wurden für Teilaspekte drei externe Kurzgutachten vergeben, auf denen maßgeblich die jeweiligen (Teil-)Kapitel beruhen:

- › Kapitel V.1: Kurzgutachten: Umweltbedeutung von Biokunststoffen. ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung gGmbH, Heidelberg (ifeu 2014a)
- › Kapitel V.2: Kurzgutachten: Umweltwirkungen und Nachhaltigkeit bei der Herstellung und dem Einsatz von Enzymen und Vitaminen mit Verfahren der Weißen Biotechnologie (Autoren: König, S.; Kerns, G.). Sächsisches Institut für Angewandte Biotechnologie e.V., Leipzig (SIAB 2014)

- > Kapitel VI: Kurzgutachten: Nachhaltigkeitsaspekte der industriellen Biotechnologie (Autoren: Fehrenbach, H.; Detzel, A.). ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung gGmbH, Heidelberg (ifeu 2014b)

Konzeptionelle Fragen wurden darüber hinaus mit Bernd Klauer und Bernd Hansjürgens (beide UFZ) sowie Arnold Sauter (TAB) diskutiert.

Der Bericht gliedert sich folgendermaßen: In Kapitel II wird eine kurze Einführung in den Untersuchungsgegenstand, die industrielle oder weiße Biotechnologie, gegeben. Dabei werden die ökonomische Relevanz sowie grundlegende Verfahren der IBT vorgestellt – ergänzt um ein Kurzglossar der wichtigsten Begriffe im Anhang. Kapitel III beschäftigt sich mit den Methoden einer Untersuchung der Nachhaltigkeit der IBT und zeigt Probleme und Grenzen einer Nachhaltigkeitsbewertung auf. Kapitel IV gibt einen Überblick über Umweltwirkungen von wichtigen Produkten und Prozessen der IBT. In Kapitel V wird eine vertiefende Betrachtung zu besonders relevanten Aspekten vorgenommen – zu Biokunststoffen, enzymatischen Prozessen sowie Bioraffinerien. Kapitel VI beschäftigt sich vertiefend mit einem Aspekt, der maßgeblich die Nachhaltigkeit einer auf IBT beruhenden zukünftigen Bioökonomie bestimmt – den Potenzialen zur nachhaltigen Erzeugung der dafür notwendigen Biomasse. In Kapitel VII werden als Ausblick Handlungsoptionen für die Politik identifiziert.





Industrielle Biotechnologie: Definition, ökonomische Relevanz und Verfahren

II.

Das folgende Kapitel behandelt einige Grundlagen der industriellen Biotechnologie (IBT) und ihren Platz in der Weltwirtschaft. In Kapitel II.1 wird zunächst das Konzept der »Bioökonomie« kurz vorgestellt, um den Rahmen zu skizzieren, in dem die Biotechnologie eine maßgebliche Rolle spielt. Daraus leitet sich die Definition der einzelnen Biotechnologiesektoren und insbesondere der industriellen Biotechnologie ab (Kap. II.2). Um den Gesamtkontext der industriellen Biotechnologie abzubilden, werden in Kapitel II.3 die ökonomische Relevanz der IBT und damit verbundene Produkte auf globaler und nationaler Ebene dargestellt. In Kapitel II.4 wird die Nutzung von Biomasse als zentraler Rohstoff der industriellen Biotechnologie vorgestellt. Die wichtigsten Elemente einer IBT werden in Kapitel II.5 skizziert: Fermentation, Enzyme und Biokatalyse, Bioreaktoren sowie biotechnologische Verfahren zur Verbesserung der Produktivität von Prozessen, wie z. B. Stammverbesserung, Metabolic Engineering und synthetische Biologie. In Kapitel II.6 werden Aspekten der Sicherheit der IBT behandelt.

Bioökonomie als politische Leitidee zur Transformation einer von der Nutzung fossiler Brennstoffe geprägten Gesellschaft

1.

Über den Verlauf der letzten 40 Jahre wurde immer klarer, dass eine globale Wirtschaft, die größtenteils auf der Nutzung fossiler Rohstoffe beruht und gleichzeitig in vielerlei Hinsicht die Ökosysteme der Erde übernutzt, nicht langfristig tragfähig, d. h. nicht »nachhaltig« ist. Um diese Situation zu verändern, gibt es gesellschaftliche Bestrebungen dahin, die größtenteils von fossilen Brennstoffen und nichterneuerbaren Ressourcen geprägte Wirtschaft zu überwinden und dabei gleichzeitig auf große gesellschaftliche Herausforderungen wie den Klimawandel oder die Ansprüche der weiter wachsenden Weltbevölkerung in Bezug auf Nahrungsmittel und Gesundheitsversorgung zu reagieren. Vor diesem Hintergrund wird das Konzept der Bioökonomie, insbesondere die Nutzung von Biotechnologie zur Herstellung von Materialien, Chemikalien und Energie aus nachwachsenden Rohstoffen, als eine mögliche Lösung betrachtet.

In den letzten 10 Jahren haben die Europäische Kommission (EC 2012), die Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD 2009) und die USA (White House 2012) wiederholt die Bedeutung der Bioökonomie hervorgehoben und politische Initiativen, Maßnahmen und Investitions-



II. IBT: Definition, ökonomische Relevanz und Verfahren

pläne für ihre Weiterentwicklung verabschiedet. 2007 trafen sich europäische Hauptakteure aus Regierung, Wissenschaft und Industrie zu sechs verschiedenen Workshops, die unter dem Dach der deutschen EU-Ratspräsidentschaft organisiert wurden, um die Perspektiven der Bioökonomie zu diskutieren. Im Abschlussbericht des Council of the European Union (2007) »En Route to the Knowledge-Based Bio-Economy«, der sogenannten »Kölner Erklärung«, wurde festgehalten, dass »die Biotechnologie im Jahr 2030 eine wichtige Säule der europäischen Wirtschaft sein wird ... und für die Bewältigung der dringlichsten globalen Herausforderungen notwendig ist«. 2 Jahre später veröffentlichte die OECD (2009) den Bericht »The Bioeconomy to 2030: designing a policy agenda«, in dem zum ersten Mal der Begriff »Bioökonomie« definiert wird: »The bioeconomy can be thought of as a world where biotechnology contributes to a significant share of economic output. The emerging bioeconomy is likely to be global and guided by principles of sustainable development and environmental sustainability. A bioeconomy involves three elements: biotechnological knowledge, renewable biomass, and integration across applications.«

Im Jahr 2012 veröffentlichte die Europäische Kommission (EC 2012) den Strategiebericht »Innovating for sustainable growth: A Bioeconomy for Europe«. Darin wird Bioökonomie beschrieben als »the production of renewable biological resources and the conversion of these resources and waste streams into value added products, such as food, feed, bio-based products and bioenergy«.

In dem Bericht wird außerdem erwähnt, dass die Bioökonomie in Europa einen jährlichen Umsatz von 2 Billionen Euro erzielen konnte und 22 Mio. Beschäftigte hatte (9 % der gesamten EU-Jobs 2009).² Im EU-Rahmenprogramm für Forschung und Innovation »Horizont 2020« (2014–2020) ist die Bioökonomie in der Säule »gesellschaftlichen Herausforderungen« verortet. Das Teilprogramm, welches sich mit den Themen »Lebensmittel, Wasser, Forstwirtschaft, Bioökonomie« beschäftigt, wird mit 3,8 Mrd. Euro gefördert.³

Inmitten dieser Bestrebungen zur Förderung einer Bioökonomie und der bisher erzielten Ergebnisse bleibt die Frage, wie man sich eine Bioökonomie konkret vorstellen kann, bestehen. Zweifellos spielt die Biotechnologie – und ihr Teilbereich, die industrielle Biotechnologie – darin eine wesentliche Rolle. Die Bundesregierung räumt der industriellen Biotechnologie den Status einer Schlüsseltechnologie für die Transformation in eine biobasierte Wirtschaft ein, wie sie es beispielsweise in der »Nationale Politikstrategie Bioökonomie« skizziert hat (BMEL 2014). Dem Ziel, die deutsche Wirtschaft und Gesellschaft in

2 Die Zahlen sind insofern etwas problematisch, als unter Bioökonomie hier eine große Anzahl von Wirtschaftssektoren gezählt wird. Darunter fallen Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Nahrungsmittel-, Papier- und Zellstoffindustrie sowie Teile der Chemie, Biotechnologie und Energiewirtschaft (EC 2012, S. 3).

3 <http://ec.europa.eu/programmes/horizon2020/en> (22.1.2016)



eine nachhaltige Bioökonomie zu überführen, wird seitens der Bundesregierung seit vielen Jahren hohe Priorität eingeräumt (BMBF 2006 u. 2010; BMBF/BMEL 2014; BMELV 2009; BMEL 2014; BMU/BMELV 2010). Allein für den Zeitraum von 2011 bis 2016 stehen rund 2,4 Mrd. Euro Fördermittel für Forschung und Entwicklung zur Verfügung (BMEL 2014). Die Bundesregierung steht in dieser Entwicklung nicht allein. Auch auf Länderebene wird auf die Förderung der Bioökonomie gesetzt.⁴ Unterstützt wird der Prozess nicht zuletzt durch den Bioökonomierat (2013), einem 2009 eingerichteten unabhängigen Beratungsgremium für die Bundesregierung, der sich aus Experten aus Wissenschaft und Wirtschaft zusammensetzt. Zu seinen Zielen gehört, Forschung und Entwicklung neuer Technologien für eine Bioökonomie zu fördern, die Schaffung positiver Rahmenbedingungen zu unterstützen und die Gesellschaft sachgerecht zu informieren (Bioökonomierat o. J.).

Industrielle oder weiße Biotechnologie

2.

In den 1980er Jahren erfuhr die moderne Biotechnologie einen Entwicklungsschub, der an die Entdeckungen in der Mikrobiologie im 18. und 19. Jahrhundert anknüpfte. Sie umfasst die Verwendung von Mikroorganismen, rekombinanten Enzymen, Biokatalyse und Metabolic Engineering (Kap. II.5) in wissenschaftlichen sowie industriellen Umgebungen und ist eine wichtige Quelle für Wachstum und Innovation geworden. Die OECD definiert Biotechnologie als »die Anwendung von Wissenschaft und Technologie auf lebende Organismen sowie auf deren Bestandteile, Produkte und Modelle mit dem Ziel, lebende und nichtlebende Materialien für die Produktion von Wissen, Waren und Dienstleistungen zu verändern«.⁵

Wie die Definition der OECD bereits andeutet, bietet die Biotechnologie heutzutage vielseitige Produkte und Anwendungen. Sie reichen von Pharmazeutika über Kosmetik und Reinigungsmittel bis hin zu neuen Kulturpflanzen und Kunststoffarten. Angesichts der vielfältigen Anwendungsmöglichkeiten der Biotechnologie hat sich im Laufe der Zeit eine Nomenklatur herausgebildet, nach der verschiedene Anwendungsbereiche unterschieden werden. Die Anwendungen und Produkte der Biotechnologie wurden dazu nach gemeinsamen Merkmalen und Zweckbestimmungen klassifiziert. Die Anwendungsbereiche der Biotechnologie werden oft mit Farben bezeichnet, wobei jede Farbe für einen spezifischen Bereich steht, üblicherweise rot, grün und weiß, ggf. noch grau und blau.

4 So beispielsweise in Baden-Württemberg mit der Forschungsstrategie »Bioökonomie« aus dem Jahr 2013 (MWK-BW 2013) oder in Nordrhein-Westfalen mit einer Bioökonomiestrategie für Nordrhein-Westfalen (MIWF-NRW o. J.).

5 www.oecd.org/sti/biotech/statisticaldefinitionofbiotechnology.htm (22.1.2016)

Die *rote Biotechnologie* (RBT) bezeichnet die Anwendung der Biotechnologie in der Medizin. Typische Produkte der RBT sind Medikamente, spezielle Proteine (z. B. Erythropoetin [EPO]), Impfstoffe und Diagnostika.

Die *grüne Biotechnologie* (GBT), auch Pflanzen- oder Agrarbiotechnologie genannt, wird in der Landwirtschaft angewendet. Sie umfasst eine Reihe moderner Verfahren der Pflanzenzüchtung, u. a. die genetische Veränderung von Pflanzen. Dabei werden Pflanzensorten – entweder durch die Modifikation von vorhandenen Genen oder die Aufnahme neuer Gene – gezielt vorteilhafte Merkmale verliehen, wie etwa die Beständigkeit gegenüber bestimmten Schädlingen und Herbiziden oder das Anheben des Vitamingehaltes.

Die *industrielle Biotechnologie* (IBT), auch *weiße Biotechnologie*, bezeichnet die Anwendung biotechnologischer Verfahren wie etwa Fermentation und Biokatalyse zur Herstellung vielfältiger Produkte im industriellen Bereich. In Abgrenzung zur RBT werden hierbei Pharmaka ausgenommen.

Die industrielle Biotechnologie impliziert die Nutzung von Biomasse zur weiteren Verarbeitung, d. h. anders als bei der GBT ist die Biomasse nicht das Endprodukt, sondern der Ausgangsrohstoff. Wie bei der RBT finden die Prozesse in geschlossenen Systemen, also in Bioreaktoren, statt.

Es gibt tatsächlich keine allgemein anerkannte Definition für industrielle Biotechnologie. Die Mehrheit der Autoren in der Literatur und im Internet bezieht sich auf die Definition des Branchenverbandes EuropaBio⁶ und auf das Stakeholderforum Suschem⁷.

Im vorliegenden Bericht wird die nachfolgende Definition von industrieller Biotechnologie verwendet, die sich, bis auf einige kleine Änderungen, an die von EuropaBio vorgeschlagene Definition anlehnt: Die industrielle Biotechnologie bezeichnet demnach die Anwendung biotechnologischer Verfahren zur industriellen Verarbeitung und Erzeugung von Chemikalien, Materialien und Energie. Die IBT nutzt Enzyme und Mikroorganismen zur Herstellung von Produkten in Bereichen wie Chemie, Nahrungs- und Futtermittel, Papier und Zellstoff sowie Textilien und Energie. Die IBT basiert im Wesentlichen, aber nicht ausschließlich, auf der Verarbeitung von Biomasse.

6 »Industrial biotechnology uses enzymes and micro-organisms to make biobased products in sectors such as chemicals, food and feed, detergents, paper and pulp, textiles and bioenergy. In doing so, it uses renewable raw materials ...« (www.europa-bio.org/industrial-biotech [22.1.2016]). Das Office of Industries (2008) verwendet eine ähnliche Definition wie EuropaBio und schließt dabei fossile Brennstoffe als Rohstoffe ein: »Die biotechnologische Verarbeitung kann zu jedem Zeitpunkt im Produktionsprozess stattfinden, unabhängig von der Art der eingesetzten Rohstoffe (z. B. erneuerbare Rohstoffe, fossile Brennstoffe oder anorganische Stoffe).« Diese Definition erweitert das Spektrum der Produkte der weißen Biotechnologie auf Chemikalien und Brennstoffe (z. B. Biodiesel), die aus nichterneuerbaren Rohstoffen stammen können.

7 www.suschem.org (22.1.2016)

Da biotechnologische Prozesse in einer meist langen Produktionskette zu unterschiedlichen Zeitpunkten eingesetzt werden können, kategorisieren die meisten Autoren das komplexe Feld der IBT anhand von Produkten. Typische Produkte der industriellen Biotechnologie sind Biokraftstoffe (z.B. Bioethanol), Grundchemikalien (z.B. Zitronensäure), Plattformchemikalien (z.B. Glycerin), Feinchemikalien (z.B. Vitamin B2), Lebensmittel (z.B. Zusätze zu Säften und Bier) oder Biokunststoffe (z.B. Polymilchsäure) – siehe Kapitel IV für eine detaillierte Analyse und Beschreibung dieser Chemikalien mit ihren ökologischen Auswirkungen. Dabei werden nachwachsende Rohstoffe eingesetzt, wie z.B. landwirtschaftliche Produkte und Nebenprodukte, organischer Abfall oder Algen, aber auch auf fossilen Rohstoffen basierende Eingangsstoffe werden verwendet.

Insgesamt ist die Unterteilung der Biotechnologie in verschiedene Bereiche nicht immer ganz eindeutig und wird von verschiedenen Autoren oft auch leicht unterschiedlich gehandhabt. Zum Beispiel existieren noch weitere, weniger häufig genutzte Farbcodes in der Biotechnologie, wie die sogenannte graue Biotechnologie (für den Umweltschutz angewandte Biotechnologie) oder die blaue Biotechnologie (auf Ozean- und Meeresressourcen angewandte Biotechnologie). Zwischen den einzelnen Bereichen der Biotechnologie gibt es auch häufig gewisse Überschneidungen, sodass die Produkteinordnung nicht immer einheitlich vorgenommen wird. Beispielsweise gehört für einige Autoren und Stakeholder die biotechnologische Herstellung von Antibiotika zur IBT (z.B. EuropaBio), während sie häufig und auch im vorliegenden Bericht als Produkt der RBT betrachtet werden.

Ökonomische Relevanz

3.

In den folgenden Teilkapiteln wird auf Grundlage der aktuell verfügbaren Literatur ein kurzer Überblick über die weltweite und nationale ökonomische Relevanz der industriellen Biotechnologie gegeben.

Globale wirtschaftliche Relevanz und Potenzial

3.1

McKinsey (2009) ermittelte, dass biobasierte Produkte⁸, die mithilfe von IBT hergestellt wurden, im Jahr 2007 etwa 6 % aller weltweit verkauften Chemika-

⁸ Nach der gängigen Definition bezeichnet ein biobasiertes Material ein aus Biomasse hergestelltes Industrie- bzw. Verbraucherprodukt (auch nach EU-Definition). Der Begriff des biobasierten Materials wird in der Regel nicht der IBT zugeordnet, sondern vielmehr der Biotechnologie im Allgemeinen.

lien ausmachten. Das entspricht einem Umsatz von ca. 96 Mrd. Euro,⁹ wovon ca. 30 % davon auf die EU entfallen.

Bioethanol ist mit Abstand die am häufigsten aus Biomasse hergestellte Chemikalie und erreichte im Jahr 2013 ein Produktionsvolumen von 70 Mio. t.¹⁰ Neben seiner Hauptnutzung als biobasierter Brennstoff kann es auch als Baustein für andere Chemikalien und Grunderzeugnisse eingesetzt werden. Die USA produzierte über 50 % des weltweiten Ethanols, gefolgt von Brasilien (27 %) und Europa (5,8 %, entspricht 4,1 Mio. t). Im Jahr 2013 wurden in Deutschland ca. 0,7 Mio. t Bioethanol hergestellt; Deutschland ist in der EU der zweitgrößte Bioethanolhersteller nach Frankreich.¹¹

Andere gut etablierte Produkte, die mithilfe der IBT hergestellt werden, sind: Industrieenzyme (z.B. Enzyme für Biobrennstoffe und Lebensmittelproduktion), Glucose, Aminosäuren (L-Glutamat, L-Lysin) sowie Feinchemikalien wie Vitamin B2 und Vitamin C (Tab. II.1). Biokunststoffe stellen gegenwärtig mit einer weltweiten Produktion von 1,4 Mio. t im Jahr 2013 (weit unter 1 % der 290 Mio. t Kunststoff, die im selben Jahr produziert wurden) eine Nische im Kunststoffmarkt dar.¹²

Viele Analysten prognostizieren der industriellen Biotechnologie ein großes Wachstumspotenzial. McKinsey (2009) erwartet, dass der Verkauf von biobasierten IBT-Produkten im Jahr 2020 ca. 20 % aller Chemikalien (entspricht einem Umsatz von 180 Mrd. Euro) ausmachen wird, Festel et al. (2011) gehen fast identisch von 22 % aus. Anlässlich der Kölner Erklärung prognostizieren deutsche Entscheidungsträger aus Regierung, Industrie und Wissenschaft für 2030, dass Biomaterialien und Bioenergie mit einem Volumen von 300 Mrd. Euro ein Drittel der weltweiten Industrieproduktion abdecken werden (Council of the European Union 2007).

Im Hinblick auf bestimmte Produkte sagt die EU-Kommission (EC 2009) eine starke Marktdurchdringung bei Spezial- und Feinchemikalien voraus. Besonders Polymere und Fasern, pharmazeutische Wirkstoffe, Kosmetik, organische Chemikalien sowie Waschmittel sollen danach in Zukunft eine wichtige Rolle spielen.¹³ Das TAB (2016) sieht großes Potenzial in folgenden Materialien: Plattformchemikalien wie Ethanol, 3-Hydroxypropionsäure, Bernsteinsäure, 1,3-Propandiol, Biokunststoffe wie PLA und PHA, Industrieenzyme (z.B. für

9 Es ist schwierig, offizielle Statistiken für biobasierte Produkte und die relative Marktdurchdringung zu erhalten. Dies ist auf die Heterogenität der verfügbaren Daten zurückzuführen, die häufig auf die leicht unterschiedlichen Definitionen für »biobasierte Produkte« zurückzuführen ist (Flaschel et al. 2004).

10 www.afdc.energy.gov/data/ (22.1.2016)

11 www.bdbe.de (22.1.2016)

12 <http://en.european-bioplastics.org/> (22.1.2016)

13 Präsentation von Gunnar Festel auf dem European Forum for Industrial Biotechnology, Lissabon, 21. Oktober 2009

Lebensmittelanwendungen). EuBP (2014) erwartet für Biokunststoffe ein dynamisches Wachstum von bis zu 6 Mio. t im Jahr 2017, während die OECD (2010b) und Shen et al. (2009) eine vorsichtigere Prognose von 3,4 Mio. t für das Jahr 2020 treffen.

Tab. II.1 Hauptprodukte der IBT, eingruppiert nach ihrer jährlichen Produktionsmenge

Produkt	Weltjahresproduktion (t/Jahr)	Anwendung
<i>Säuren</i>		
Zitronensäure	1.000.000	Lebensmittel, Waschmittel
Essigsäure	190.000	Lebensmittel
Gluconsäure	100.000	Lebensmittel, Textil, Metall
Itaconsäure	80.000	Kunststoff, Papier, Klebstoff
<i>Aminosäuren</i>		
L-Glutamat	2.500.000	Geschmacksverstärker
L-Lysin	1.500.000	Futtermittelzusatz
L-Threonin	230.000	Futtermittelzusatz
L-Methionin	600.000	Futtermittelzusatz
L-Phenylalanin	80.000	Aspartam, Medizin
L-Tryptophan	50.000	Ernährung, Futtermittel
L-Arginin	10.000	Medizin, Kosmetik
L-Valin	5.000	Infusionslösungen
<i>Lösungsmittel</i>		
Bioethanol	70.000.000*	Energieträger, Lösungsmittel
Biopolymere		
Polymilchsäure	140.000	Verpackung
Xanthan	40.000	Erdölförderung, Lebensmittel
Dextran(-derivate)	2.600	Blutersatzstoff
<i>Vitamine</i>		
Ascorbinsäure (Vitamin C)	100.000	Pharmaka, Lebensmittel
L-Sorbose	50.000	Pharmaka, Lebensmittel
Riboflavin (B2)		
<i>Kohlenhydrate</i>		
Glucose	20.000.000	Flüssigzucker
High-Fructosesirup	8.000.000	Getränke, Ernährung
Fructooligosaccharide	10.500	Präbiotikum
Cyclodextrine	5.000	Kosmetik, Pharmaka, Lebensmittel

* U.S. Department of Energy (www.afdc.energy.gov/data/ [22.1.2016])

Quelle: nach Flaschel et al. (2004)



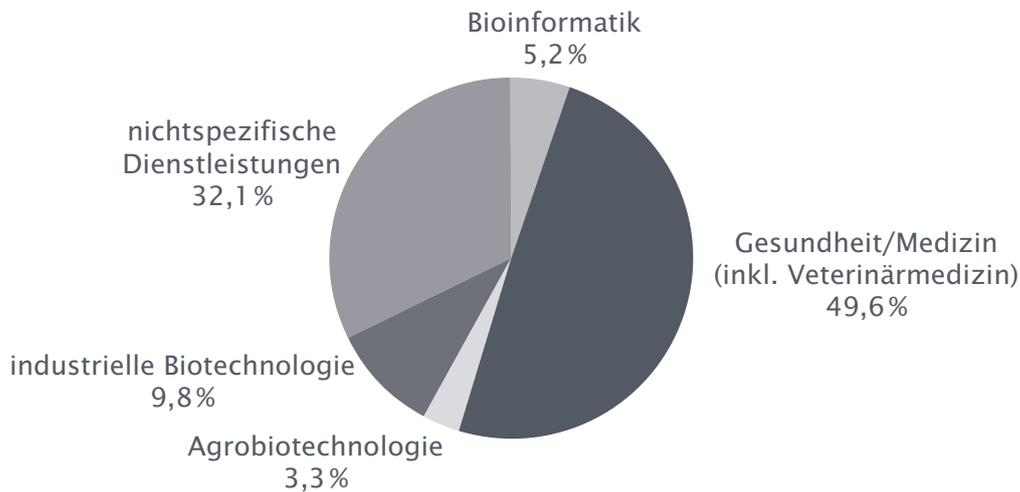
Ökonomische Relevanz für Deutschland

3.2

Im *gesamten* Biotechnologiesektor in Deutschland sind ca. 18.000 Beschäftigte in 579 Biotechnologieunternehmen tätig (Stand 2014). Dabei handelt es sich vorwiegend um kleine Unternehmen, wie aus einer Umfrage der Informationsplattform *biotechnologie.de* (2015)¹⁴ hervorgeht. Neben den speziell auf die Biotechnologie dedizierten Unternehmen gibt es 131 Unternehmen, hauptsächlich große Pharma- oder Chemieunternehmen, bei denen die Biotechnologie nur einen Aspekt der Geschäftsaktivität darstellt. Diese beschäftigen im Rahmen ihrer biotechnologisch orientierten Aktivitäten weitere 19.200 Arbeitskräfte. Der Biotechnologiesektor (dedizierte Biotechnologieunternehmen) erzielte 2014 einen Umsatz von insgesamt 3,03 Mrd. Euro, was gegenüber dem Vorjahr ein Plus von 5,8 % entspricht. Diese Daten zeigen, dass der Biotechnologiesektor wieder auf Wachstumskurs ist, nach dem ersten Rückgang von 1,4 % im Jahr 2013 (zwischen 2009 und 2012 wuchs der Sektor um ca. 8 bis 10 % pro Jahr).

Bei einem genaueren Blick auf den Bereich der *industriellen* Biotechnologie zeigt sich, dass eine Gruppe von 57 Unternehmen (9,8 % von insgesamt 579 Biotechfirmen) hauptsächlich im Bereich der IBT aktiv ist (Abb. II.1).

Abb. II.1 Tätigkeitsschwerpunkte der dedizierten Biotechnologieunternehmen aller Bereiche (nur eine Angabe pro Unternehmen)



Quelle: *biotechnologie.de* (2015)

Obwohl die absoluten Zahlen relativ gering sind, zeigen die auf IBT spezialisierten Firmen eine ziemlich dynamische Entwicklung. Außerdem sind sie in viel-

¹⁴ Soweit nicht anders angegeben, stammen die Daten aus *biotechnologie.de* (2015).



fältige Produktionsbereiche involviert: Futter- und Lebensmittel (34 Unternehmen), pharmazeutische Produktion (30), Chemikalien (18), Kosmetik (20) und Energie (13). Im Jahr 2014 verzeichnete der industrielle Biotechnologiesektor einen Umsatz von 214 Mio. Euro (2013: 206 Mio. Euro), was einem Anteil von ca. 7,1 % des Umsatzes der gesamten Biotechnologie von 2014 entspricht. Das 4 %ige Wachstum, obwohl geringer als 2013 (6 %), zeigt einen konstanten Aufwärtstrend im Vergleich zu den schwankenden Wachstumsraten in den meisten anderen Bereichen der Biotechnologie (z. B. rote Biotechnologie).

Die absoluten und relativen Zahlen für die Relevanz der IBT sind in anderen Ländern ähnlich, d. h., der Anteil der IBT an der gesamten Biotechnologie liegt bei ca. 10 % oder darunter.¹⁵ In Großbritannien machen die 83 IBT-Unternehmen 10 % aller auf Biotechnologie ausgerichteten Firmen aus und erzielten 2012 einen Umsatz von 516 Mio. Euro (ca. 12 % der gesamten Biotechnologie). Im schnell wachsenden Indien erreichte der industrielle Biotechnologiesektor 2013 einen Umsatz von 101 Mio., was 3,3 % der 3,29 Mrd. Euro entspricht, die dort von allen Biotechunternehmen (mehr als 400 insgesamt) erwirtschaftet wurden.

Zum ersten Mal seit 2008 sind in 2014 die deutschen Investitionen in Forschung und Entwicklung im Bereich der Biotechnologie wieder gestiegen (954 Mio. Euro, 6,2 % gegenüber 2013). Diese Zunahme ist vor allem auf die Firmen der RBT zurückzuführen, die Investitionen in Forschung und Entwicklung im Bereich IBT blieben mit ca. 47 Mio. Euro in den letzten Jahren weitestgehend konstant. Dabei zeigt sich, dass der Biotechforschungssektor ein wichtiger Arbeitgeber ist: In 214 deutschen Forschungseinrichtungen (Universitäten, Fachhochschulen, außeruniversitäre Forschung, Ressortforschung) sind insgesamt 31.680 Menschen in biotechnologierelevante Projekte involviert (Daten aus 2012; biotechnologie.de [2014]). Da die Biotechnologie eine branchenübergreifende Technologie ist, findet sie in vielfältigen Fachbereichen Anwendung. Eine Einrichtung oder sogar eine Arbeitsgruppe beschäftigt sich unter Umständen mit vielen verschiedenen Tätigkeitsbereichen in der Biotechnologie. Schätzungsweise sind 85 % der untersuchten Einrichtungen in der roten Biotechnologie tätig, während 50 Universitäten (von 61) und etwa zwei Drittel der Fachhochschulen Forschung in der IBT betreiben.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die industrielle Biotechnologie auf nationaler und internationaler Ebene eine sichtbare Relevanz aufweist, obwohl sie wirtschaftlich gesehen immer noch eine Nische darstellt. Es handelt sich um einen jungen Sektor, der auf dem deutschen Markt jedoch sehr gut etabliert ist. Hier erzielt er über 7 % des Gesamtumsatzes der Biotechnologie und zeigt stetiges positives Wachstum – sogar in solchen Jahren (z. B. 2013), in

15 www.biotechnologie.de/BIO/Navigation/DE/root,did=181900.html (22.1.2016)



denen andere Bereiche der Biotechnologie (RBT und GBT) keine guten Ergebnisse verzeichnen können. Die industrielle Biotechnologie ist eine Schlüsselkomponente der Biotechnologie, die mit allen anderen Sektoren verflochten ist. Diese Merkmale und der starke FuE-Sektor versprechen eine dynamische Weiterentwicklung der industriellen Biotechnologie.

Biomasse als maßgeblicher Rohstoff

4.

In der industriellen Biotechnologie wird hauptsächlich Biomasse als Alternative zu fossilen Brennstoffen für die Herstellung von Biokraftstoffen und Biomaterialien eingesetzt. Im vorliegenden Bericht wird die von Kaltschmitt et al. (2009) vorgeschlagene Definition von »Biomasse« verwendet.¹⁶ Danach werden unter dem Begriff »Biomasse« sämtliche Stoffe organischer Herkunft verstanden, die nicht fossilen Ursprungs sind. Nach dieser Definition beinhaltet die Biomasse

- › die in der Natur lebende Phyto- und Zoomasse (Pflanzen und Tiere),
- › die daraus resultierenden Rückstände (z. B. tierische Exkrememente),
- › abgestorbene, aber noch nicht fossile Phyto- und Zoomasse (z. B. Stroh)¹⁷
- › und im weiteren Sinne alle Stoffe, die durch eine technische Umwandlung und/oder eine stoffliche Nutzung dieser drei Kategorien von Stoffen entstanden sind bzw. anfallen (z. B. Papier, Schlachthofabfälle, organischer Hausmüll, Pflanzenöl, Alkohol).

Biomasse ist im Prinzip eine CO₂-neutrale Ressource, weil das bei ihrer Verwertung (bzw. auch ihrem Zerfall) an die Atmosphäre abgegebene CO₂ vorher während der Wachstumsphase durch Photosynthese der Luft entzogen wurde.¹⁸ Im Gegensatz dazu führt die Verbrennung fossiler Brennstoffe direkt zu einer zusätzlichen Freisetzung von Kohlenstoff in die Atmosphäre.

16 Diese wissenschaftlich fundierte Definition für Biomasse unterscheidet sich u. U. von Definitionen aus dem politischen bzw. rechtlichen Raum, wie beispielsweise der Definition aus der Biomasseverordnung oder der Richtlinie 2009/28/EG.

17 Nach dieser Definition ist Torf im Begriff der Biomasse enthalten wird aber in der weiteren Befassung mit Biomasse (Kap. VI) nicht weiter betrachtet.

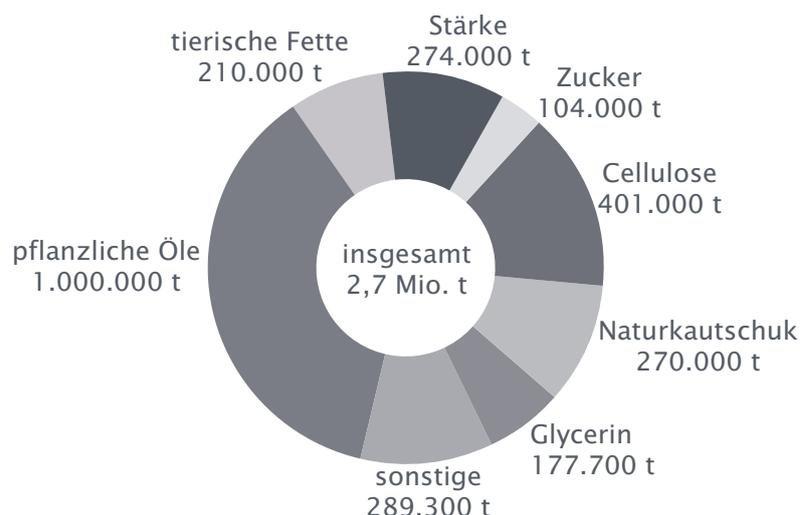
18 Die Frage der CO₂-Neutralität von Biomasse ist im Detail komplex und wird dementsprechend intensiv diskutiert: Ob Biomasse wirklich CO₂-neutral ist, hängt davon ab, welche Art der Biomasse eingesetzt wird, welche Verbrennungstechnologie genutzt wird, welcher fossile Brennstoff ersetzt wird bzw. als Vergleichsmaßstab anzusehen ist, welche Waldbewirtschaftung und welche Erntemethoden angewendet werden. CO₂-Neutralität ist beispielsweise nicht mehr gegeben, wenn eine fossile Energiequelle zur Herstellung der Biomasse eingesetzt wird. Noch komplexer ist die Frage der Klimaneutralität der industriellen Verwendung von Biomasse, da für deren Beurteilung weitere Spurengase (z. B. Methan oder Lachgas) berücksichtigt werden müssen, die ggf. bei der Erzeugung von Biomasse entstehen.

4. Biomasse als maßgeblicher Rohstoff



In einem typischen Herstellungsprozess der industriellen Biotechnologie wird Biomasse als Ausgangsmaterial verwendet (Abb. II.3), z.B. Zuckerrohr. Nachdem die Biomasse (Bäume, Nutzpflanzen, Abfall etc.) »geerntet« wurde, durchläuft sie einen oder mehrere industrielle Vorbehandlungsprozesse (d.h. mechanische, chemische oder auch enzymatische Behandlungen), um fermentierbare Komponenten wie etwa Zucker, Stärke, Cellulose, Glucose, Proteine, Öle und Lignine zu erhalten. Diese Bausteine werden mithilfe von biotechnologischen Verfahren weiterverarbeitet (Fermentation oder enzymatische Verarbeitung, Kap. II.5), um daraus beispielsweise Grund- und Feinchemikalien wie etwa Milchsäure, Zitronensäure, Ethanol, Essigsäure und Lävulinsäure oder Bioenergie zu gewinnen.

Abb. II.2 Arten von Biomasse, die in der chemischen Industrie Deutschlands 2011 eingesetzt wurden



Neuerhebung mit Stand 2011; wegen teilweiser Neuordnung der Kategorien eingeschränkte Vergleichbarkeit mit älteren Darstellungen

Quelle: www.vci.de

Die jährliche weltweite Biomasseproduktion wird auf ca. 170 Mrd. t geschätzt und besteht zu ungefähr 75 % aus Kohlenhydraten (Zucker), 20 % Ligninen und 5 % anderen Substanzen (z.B. Öle und Fette, Proteine, Terpene, Alkaloide etc.) (BACAS 2004). Nur 6 Mrd. t (3,5 %) werden gegenwärtig für den direkten menschlichen Bedarf genutzt¹⁹ – hauptsächlich für Lebensmittel und Energie –

¹⁹ Der größte Anteil der erzeugten Biomasse verbleibt in natürlichen Ökosystemen und wird dort genutzt oder geht durch Verbrennung oder natürliche Mineralisierung wieder verloren.



und lediglich 300 Mio. t (5 % davon) für technische Rohstoffe, Kleidung, Reinigungsmittel, Chemikalien etc.

In der chemischen Industrie Deutschlands wurden laut einem aktuellen Bericht des Verbands der Chemischen Industrie e.V. (VCI)²⁰ 2013 ca. 2,7 Mio. t Biomasse eingesetzt, was 13 % des Gesamtbedarfs an Rohstoffen entspricht, die im Bereich der organischen Chemieproduktion genutzt werden. Die Verteilung dieser 2,7 Mio. t auf verschiedene Arten ist in Abbildung II.2 dargestellt. Deutschland importiert gegenwärtig 65 % der eingesetzten Biomasse. Laut Bericht des VCI werden Deutschland und Europa »...aufgrund ihrer stark begrenzten Verfügbarkeit der Anbaufläche auch in einer »biomassebasierten Ökonomie« in erheblichem Maße von Rohstoffimporten abhängig bleiben. Regionen wie Asien oder Südamerika haben durch große Agrarflächen und optimale klimatische Bedingungen deutliche Standortvorteile bei der Produktion von nachwachsenden Rohstoffen. Eine steigende Nachfrage nach Biomasse muss daher im Wesentlichen über den Weltmarkt gedeckt werden.«

Diese und andere relevante Aspekte (z.B. Flächenkonkurrenzen mit anderen Landnutzungen, unterschiedliche Steuerpolitiken für Biokraftstoffe und biobasierte Chemikalien) werden in Kapitel VI behandelt.

Verfahren der Biotechnologie

5.

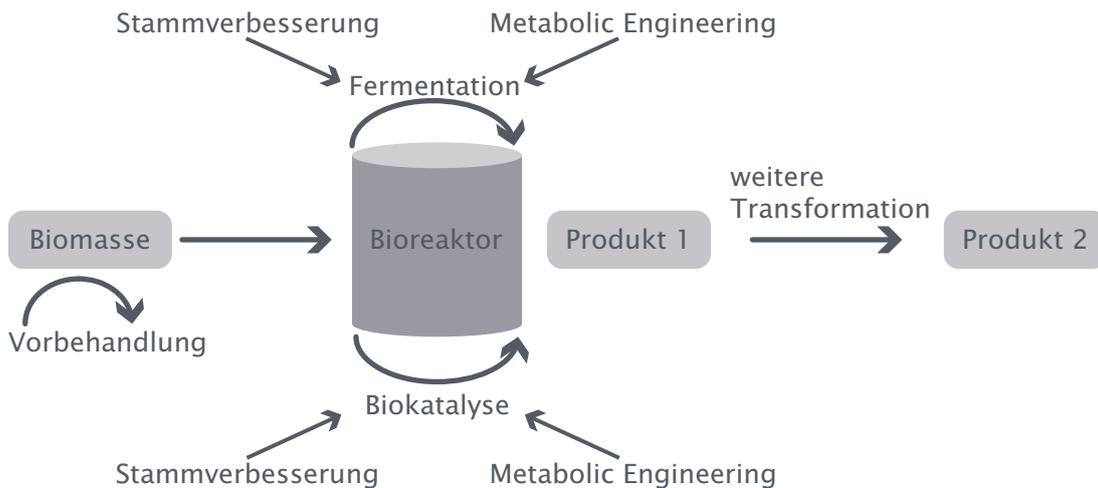
Typische Elemente in Anwendungen der industriellen Biotechnologie sind Fermentation, enzymatische Katalyse, Bioreaktoren und Metabolic Engineering. Abbildung II.3 zeigt einen stilisierten Produktionsprozess der industriellen Biotechnologie.

Die Produktion von erwünschten Produkten mittels auf Biotechnologie beruhenden Prozessen ist kein neues Phänomen, sondern besitzt eine lange Tradition. Der biologische Prozess der Lebensmittelfermentation wird schon seit Jahrtausenden angewendet, um unter anaeroben Bedingungen (d.h. unter Ausschluss von Sauerstoff) u. a. Brot, Bier, Käse und Wein herzustellen. Doch erst im 19. Jahrhundert entdeckte der französische Wissenschaftler Louis Pasteur die wahre Bedeutung der Fermentation als ein Prozess, der von lebenden Organismen, wie z.B. Hefe, durchgeführt wird. Die Firma Pfizer eröffnete 1923 die erste Anlage, in der mithilfe aerober Fermentation Zitronensäure hergestellt werden konnte, die bis dahin aus Zitronen extrahiert worden war. Nach der Entdeckung des Penizillins durch Fleming (1928) konnten Pharmaunternehmen in der Zeit des Zweiten Weltkriegs den Stamm *Penicillium crysogenum* in belüfteten Be-

20 Soweit nicht anders angegeben, stammen die Angaben in diesem Absatz von www.vci.de/vci/downloads-vci/top-thema/daten-fakten-rohstoffbasis-der-chemischen-industrie-de.pdf (22.1.2016).

hältern (Bioreaktoren, Kap. II.5.3), die mit Maisquellwasser, einem Nebenprodukt der Maisverarbeitung, gefüllt waren, äußerst effizient kultivieren. Seitdem wurde die Liste der Antibiotika und Chemikalien, die durch Fermentation (Kap. II.5.1) hergestellt wurden, kontinuierlich erweitert.

Abb. II.3 Grundelemente der IBT in einem stilisierten Produktionsablauf



Eigene Darstellung

Zwischenzeitlich wurde klar, dass aktive Proteine, die sogenannten Enzyme, die von Mikroorganismen hergestellt werden, für den Fermentationsprozess verantwortlich sind. In der Folge wurden die Enzyme selbst als biologische Katalysatoren für chemische Prozesse (Kap. II.5.2) in verschiedene industrielle Verfahren eingeführt. Um die Produktivität zu erhöhen und maßgeschneiderte Enzyme und Organismen herzustellen, erwiesen sich neu entwickelte molekulare Techniken wie etwa Metabolic Engineering und andere Instrumente der Bioinformatik als nützlich (Kap. II.5.4).

Fermentation

5.1

In der industriellen Fermentation werden Mikroorganismen wie Bakterien, Hefen und Pilze in großem Umfang eingesetzt, um Biomasse wie Zucker und Öle in gewünschte Moleküle bzw. Produkte umzuwandeln. Im biotechnologischen Kontext kann die Fermentation sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Bedingungen stattfinden. In der Natur gibt es zahlreiche Bakterien, Hefen und Pilze, die Biomasse nutzbringend umwandeln können. Sie finden jedoch selten optimale Bedingungen für Wachstum und Bildung eines bestimmten Produkts vor. Noch seltener ist die Ausbildung von großen Produktmengen. Unter künst-



lichen Bedingungen in Bioreaktoren – typischerweise zylindrische Kessel – ist es möglich, die mikrobielle Zellumgebung (Temperatur, Druck, pH-Wert etc.) zu beeinflussen. Sobald optimale Bedingungen für Wachstum und Stoffwechselaktivität erreicht und aufrecht erhalten werden, arbeiten viele Mikroorganismen äußerst effizient, sodass bei geringem Druck und niedrigen Temperaturen große Produktmengen erzielt werden können. Die Produktherstellung durch Fermentation kann sich hinsichtlich des chemischen Verfahrensweges als vorteilhaft erweisen, d. h., durch eine höhere Effizienz entstehen geringere Kosten und weniger Abfälle. Heute ist die Fermentation für einige wichtige Produkte, wie etwa Bioethanol, Zitronensäure, Aminosäuren, Vitamin C und Enzyme, die bevorzugte industrielle Herstellungsmethode und manchmal auch die einzig mögliche.

Enzyme und Biokatalyse

5.2

Der Fermentationsprozess wird letztendlich von Enzymen durchgeführt, die durch im Prozess eingesetzte Pilze, Hefe und Bakterien produziert werden. Enzyme sind komplexe Proteinmoleküle, die sowohl die Geschwindigkeit als auch die Spezifität von biochemischen Reaktionen erhöhen können. Obwohl Enzyme in lebenden Zellen hergestellt werden, bleiben viele auch *in vitro* (im Reagenzglas) aktiv und können in großen Mengen hergestellt werden. Dank dieser Merkmale sind die Enzyme in den Blickpunkt der Biotechnologen gerückt. In der chemischen Industrie bezeichnet die Biokatalyse daher die industrielle Anwendung von natürlich vorkommenden oder modifizierten Enzymen, um eine große Bandbreite an chemischen Reaktionen zu katalysieren, die in Bioreaktoren durchgeführt werden.

Die Effektivität biokatalytischer Prozesse bei Anwendung in chemischen Reaktionen übertrifft häufig die chemische Katalyse, da die Enzyme eine hohe Reaktionsselektivität, höhere Reaktionsgeschwindigkeit, größere Umwandlungseffizienz, bessere Produktreinheit, einen geringeren Energieverbrauch (die Reaktionen finden in der Regel bei Normaltemperatur und -druck statt) sowie eine deutliche Verringerung der chemischen Abfälle ermöglichen. Dabei finden Reaktionen meist in Lösungsmitteln wie etwa Wasser, Ethanol oder überkritischem CO_2 ²¹ statt. Enzyme werden auch häufig genutzt, um Reaktionen zu ka-

21 Überkritisches CO_2 ist Kohlenstoffdioxid in einem fluiden Zustand oberhalb seiner sogenannten kritischen Temperatur (ca. 31 °C) und seines kritischen Drucks (etwa 74 Bar). Im überkritischen Aggregatzustand hat CO_2 Eigenschaften, die zwischen den Eigenschaften von Gas und Flüssigkeit liegen. So ist es genauso dicht wie eine Flüssigkeit, hat aber dieselbe Viskosität wie ein Gas. Es eignet sich gut als Lösungsmittel.

talysieren, die bei der spezifischen Herstellung von chiralen Molekülen²² eine Rolle spielen. Enzyme sind in der Lage, aus zwei chiralen Formen nur eine zu katalysieren, was die direkte Herstellung der gewünschten Komponente ermöglicht. Bei der chemischen Synthese hingegen werden meist beide Formen produziert, was zusätzliche Trennungsschritte erfordert.

Bioreaktoren

5.3

Ein Bioreaktor bzw. Fermenter ist ein Behälter, in dem bestimmte Mikroorganismen unter optimalen Bedingungen für Wachstum und Stoffwechselaktivität kultiviert und konditioniert werden, um das gewünschte Produkt zu produzieren. Bioreaktoren werden auch für die Biokatalyse genutzt. Ein typischer Bioreaktor ist ein zylindrischer Kessel mit gewölbtem Deckel und Boden aus Edelstahl. Der innere Reaktionskessel, der von einem Mantel umgeben ist, besitzt am Boden einen Gasverteiler, durch den Luft oder andere Gase zur Aufrechterhaltung des pH-Wertes eingeleitet werden können. Der Kessel besitzt ein Rührwerk, das von einem Motor am Boden angetrieben wird. Sensoren an den Seitenwänden des Kessels messen pH-Wert, Temperatur und gelösten Sauerstoff. Ein Fermenter kann ein Volumen von über 300 m³ haben. Bioreaktoren sind typischerweise dafür ausgelegt, bei hohen Temperaturen (150 bis 1.800 °C) und bei hohem oder sehr niedrigem Druck (Vakuum) zu arbeiten.

Stammverbesserung, Metabolic Engineering und Synthetische Biologie

5.4

Natürlich vorkommende Mikroorganismen und die von ihnen produzierten Enzyme spielen in der IBT eine wichtige Rolle. Für die industrielle Anwendung zur Herstellung gewünschter Produkte sind jedoch i. d. R. Modifikationen notwendig. Denn Enzyme sind in ihrem natürlichen Zustand oft sehr instabil und nur eingeschränkt aktiv. Und Mikroorganismen erzeugen meist nur wenige Stoffwechselprodukte und diese in geringen Konzentrationen, denn sie sind in der Regel mit einem Kontrollsystem ausgestattet, das zu hohe Konzentrationen der erzeugten Substanz verhindert. Um die Produktivität zu verbessern und die

22 Chirale Moleküle sind Moleküle, die die gleiche chemische Zusammensetzung und physikalischen Eigenschaften besitzen, jedoch in zwei unterschiedlichen geometrischen Formen vorkommen, d. h. in einer »linken« und einer »rechten« Form. Die biologische Aktivität von chiralen Molekülen kann sich stark unterscheiden, je nachdem, ob es sich um die »linke« oder die »rechte« Form handelt.



II. IBT: Definition, ökonomische Relevanz und Verfahren

Anzahl der möglichen Produkte aus Enzymen und Mikroorganismen zu vergrößern, werden im Rahmen der IBT u. a. folgenden Methoden angewendet:

- › klassische Stammverbesserung durch Mutation und Selektion, d.h. durch das Herbeiführen von Mutationen der Mikroorganismen z.B. durch Nutzung von UV-Licht oder ionisierender Strahlung, gefolgt von einem Screening der mutierten Zellen zur Auswahl der am besten geeigneten Exemplare.
- › Bereits seit längerer Zeit werden mit gentechnischen Methoden Synthese- und Stoffwechselwege von Mikroorganismen – also deren Metabolismus – gezielt verändert. Die bisherigen Verfahren dieses sogenannten Metabolic Engineering beruhen lediglich auf der Veränderung einer geringen Zahl von genetischen Elementen und dienten oft der Optimierung bereits in natürlichen Organismen vorkommender (nativer) Stoffwechselwege.
- › Fortgeschrittene Ansätze eines Metabolic Engineering werden zunehmend als »Synthetische Biologie« (im weiteren Sinn) bezeichnet (TAB 2015). Dabei werden unter Einsatz computergestützter Design- und Modellierungsprozesse (in bekannten Organismen) neuartige und zunehmend komplexe biologische Funktionen erzeugt (darunter gänzlich neue Synthesewege zur Herstellung von Chemikalien).

Darüber hinaus gehende Ansätze zur Herstellung von »am Reißbrett« entworfenen und de novo konstruierten Zellen oder Organismen (oder auch zellfreien biologischen bzw. biochemischen Systemen) können als Synbio im engeren Sinn bezeichnet werden. Diese befindet sich jedoch noch im Stadium der Grundlagenforschung, ihre Bedeutung für die IBT ist beim heutigen Wissensstand nicht prognostizierbar (TAB 2015).

Sicherheitsaspekte

6.

Die industrielle Biotechnologie wird heute generell als relativ sicher und insgesamt unproblematisch für Gesundheit und Umwelt betrachtet. Dies war nicht immer so – vielmehr blieb die Entstehung und Entwicklung der Biotechnologie von der Öffentlichkeit nicht unbeobachtet und wurde kontrovers diskutiert (Wieland 2012). Dies liegt vor allem daran, dass in den meisten biotechnologischen Prozessen gentechnisch veränderte Organismen (GVO) genutzt werden. Die öffentliche Akzeptanz von Reaktionen in offenen/geschlossenen Systemen war – historisch gesehen – in Deutschland stark mit der in der Gesellschaft kontroversen Akzeptanz von Gentechnik verbunden.



In dieser Hinsicht hat sich die Diskussion zur Anwendung der Gentechnik und Biotechnologie in den letzten Jahrzehnten jedoch verändert.²³ Heute wird die industrielle (und rote) Biotechnologie grundsätzlich akzeptiert, auch wenn dabei GVO zum Einsatz kommen. Hierbei spielt das Argument, dass die GVO in der IBT in gesicherten geschlossenen Systemen bleiben und nicht im Freiland angewendet werden, wie in der grünen Biotechnologie, eine wichtige Rolle. In einem acatech-Bericht von 2012 wird festgehalten dass «[d]ie Differenzierung nach Anwendungsfeldern ... die Kontroversen um Biotechnologie noch vielfältiger [macht]. So lassen sich Bedenken, die hinsichtlich Umweltschutz und Nachhaltigkeit gegenüber der grünen Gentechnik genannt werden, kaum auf die industrielle Biotechnologie mit ihren geschlossenen Produktionssystemen übertragen« (acatech 2012).

Ein wesentlicher Aspekt der heutigen positiven Grundeinschätzung der IBT liegt also darin, dass die biotechnologischen Prozesse der IBT in geschlossenen Systemen (z.B. Bioreaktoren, Fermenter etc., Kap. II.5) durchgeführt werden, sodass auch Prozesse mit gentechnisch veränderten Organismen (GVO) sicher durchgeführt und kontrolliert werden können. Hierin unterscheidet sich die IBT grundsätzlich von z. B. der grünen Biotechnologie, bei der die Freisetzung von gentechnisch modifizierten Organismen eine zentrale Rolle spielt. Die Fermentation im Rahmen der IBT wird beispielsweise in zylinderförmigen Edelstahlbehältern durchgeführt, in denen die Mikroorganismen kultiviert werden und unter Aufrechterhaltung von optimalen Bedingungen für Wachstum und Stoffwechselaktivität die gewünschten Produkte herstellen. Bioreaktoren werden in der Regel als geschlossene Systeme betrieben, d. h., sie sind mit Belüftung, Filtern und Sicherheitsvorrichtungen ausgestattet, die einen kontrollierten Ein-/Austritt von Stoffen sicherstellen sollen und unerwünschte Undichtigkeiten verhindern. Dieses System eignet sich besonders für den sicheren Einsatz von gentechnisch veränderten Organismen (GVO), die sonst in die Umwelt gelangen und eine transgene DNA-Übertragung auslösen könnten.²⁴

23 In den späten 1970er Jahren steckte die Gentechnik noch in den Kinderschuhen und war im Kontext der Biotechnologie angesiedelt, die damals als »grüne Alternative« zur klassischen Chemie galt. Daher standen technische Risiken und wirtschaftliche Chancen in Kreisen von Politik, Regulierungsbehörden und Technikern im Fokus der Diskussion. Die Biosicherheit in offenen und geschlossenen Systemen stand damals im Mittelpunkt der Debatte. Mit der Einführung des Gentechnikgesetzes (GenTG) 1990 trat allmählich eine Änderung ein und es entwickelte sich eine pragmatischere differenziertere Herangehensweise an die einzelnen Biotechnologiesektoren. Ein historischer Abriss der Debatte um die Biotechnologie und Gentechnik findet sich bei Wieland (2012).

24 Im Gegensatz dazu bietet ein offenes System keine Kontrolle über die ein- und ausgehenden Materialien. Ein Beispiel für ein offenes System wäre der Anbau von gentechnisch veränderten Pflanzen im Freiland, eine Methode, die für die grüne Biotechnologie charakteristisch ist.



Eine universell anwendbare und genaue Definition eines »geschlossenen Systems« ist in der Literatur kaum zu finden (Odum 2010), weshalb sich hier der pragmatische Definition von Odum (2010) angeschlossen wird: »Geschlossene Systeme sind Systeme, die das Entweichen eines Produkts verhindern und das Eindringen von Verunreinigungen aus der Umgebung in das Produkt unterbinden.«²⁵

Der Betrieb in geschlossenen Systemen ist Gegenstand einer Reihe von rechtlichen Regelungen. In Deutschland ist die Anwendung von Mikroorganismen in einem geschlossenen System grundsätzlich durch folgende Gesetze geregelt:

Die *Biostoffverordnung* (BioStoffV) setzt neben der Richtlinie 2000/54/EG (Schutz der Arbeitnehmer gegen Gefährdung durch biologische Arbeitsstoffe bei der Arbeit) auch die Richtlinie 2010/32/EU (Vermeidung von Verletzungen durch scharfe/spitze Instrumente im Krankenhaus- und Gesundheitssektor) in deutsches Arbeitsschutzrecht um. Sie regelt den Schutz der Beschäftigten bei Tätigkeiten mit biologischen Arbeitsstoffen (Biostoffen) und den Schutz anderer Personen. Eine weitere Präzisierung des rechtlichen Rahmens erfolgt durch die Technische Regeln für Biologische Arbeitsstoffe (TRBA). In der BioStoffV werden Biostoffe nach ihrem Infektionsrisiko in vier Risikogruppen klassifiziert. Mikroorganismen, die üblicherweise in der IBT Anwendung finden, werden in Risikogruppe 1 eingeordnet. Sie ist die am wenigsten gefährliche Gruppe, von der für gesunde Menschen keinerlei Infektionsrisiko ausgeht. Hierbei handelt es sich z. B. um Bakterienstämme für Laborzwecke (z. B. *Escherichia coli*), Produktionsstämme (z. B. *Bacillus subtilis* zur Herstellung von Waschmittelenzymen) und Pilze zur Lebensmittelproduktion (*Saccharomyces cerevisiae* als Bäckerhefe, Bierhefe, Weinhefe).

Das *Gentechnikgesetz* (GenTG) und die dazugehörige Gentechnik-Sicherheitsverordnung (GenTSV) regeln die Nutzung der gentechnischen veränderten Organismen (GVO) und die Verhütung der Gefahren gesetzlich. Das GenTG bezweckt, sowohl vor möglichen Gefahren der Gentechnik zu schützen als auch deren Erforschung und Nutzung zu erlauben. Es regelt im Wesentlichen das Arbeiten mit gentechnisch veränderten Organismen etwa in Laboren und die zeitlich und räumlich begrenzte Freisetzung von gentechnisch veränderten Or-

25 Die Richtlinie 2009/41/EG, die sich mit der »Anwendung von genetisch veränderten Mikroorganismen in geschlossenen Systemen« befasst, legt den Fokus mehr auf die Anwendung als auf die eingesetzten Anlagen. Artikel 2 der Richtlinie legt fest, dass die »... Anwendung in geschlossenen Systemen jede Tätigkeit bezeichnet, bei der Mikroorganismen genetisch verändert werden oder GVM vermehrt, gelagert, transportiert, zerstört, beseitigt oder in anderer Weise verwendet werden und bei der spezifische Einschließungsmaßnahmen angewendet werden, um ihren Kontakt mit der Bevölkerung und der Umwelt zu begrenzen und ein hohes Sicherheitsniveau für die Bevölkerung und die Umwelt zu erreichen«.



ganismen. Das GenTG setzt auf diese Weise die Richtlinie 2001/18/EG über die absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt und die Richtlinie 2009/41/EG zur Anwendung genetisch veränderter Mikroorganismen in geschlossenen Systemen in nationales Recht um. Seit der ersten Version (1990) wurde das GenTG infolge eines Trends zur Vereinfachung und Lockerung mehrmals verändert und angepasst (Spelsberg 2012; Wieland 2012). Auch im Rahmen dieses Regelwerkes werden die in der IBT üblicherweise durchgeführten gentechnischen Arbeiten der Sicherheitsstufe 1 (kein Risiko für Mensch und Umwelt) zugeordnet.

Die BioStoffV ist ausschließlich auf die Arbeitssicherheit ausgerichtet, während das GenTG sowohl den Schutz des Menschen als auch den der Umwelt berücksichtigt. Neben diesen beiden Rechtsinstrumenten finden Stakeholder und Entscheidungsträger weitere Informationen (z.B. in Form von Stellungnahmen von Experten) in den Arbeiten der Zentralen Kommission für die Biologische Sicherheit (ZKBS) des Bundesamtes für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL).²⁶ Die ZKBS ist als nationales Gremium für Fragen der Sicherheit von Gentechnik zuständig und berät darüber die Bundesregierung und die Bundesländer. Im Jahr 2008 veröffentlichte sie eine Stellungnahme zur Sicherheitsbewertung von Antibiotikaresistenzgenen im Genom gentechnisch veränderter Pflanze (BVL 2008).

Konkrete Anweisungen zur Anwendung von GVO in geschlossenen Reaktionssystemen gibt der Verein Deutscher Ingenieure (VDI). Der Richtlinienentwurf »Gentechnische Arbeiten in geschlossenen Systemen – Leitfaden zum sicheren Betrieb gentechnischer Anlagen« (VDI 6300 Blatt 1, Januar 2012) konkretisiert die Vorgaben des GenTG und ergänzender Verordnungen und Regelwerke und beschreibt den Stand der Technik für die Überprüfung der Sicherheitsmaßnahmen sowie für Probenahme und Analytik.²⁷

Trotz vieler wünschenswerter Eigenschaften biotechnologischer Prozesse und der umfassenden rechtlichen Regulierung sind jedoch auch Besorgnisse im Bereich der Biosicherheit artikuliert worden, die mit dem ungeplanten Austrag von unerwünschten Substanzen oder GVO aus den geschlossenen Systemen zu tun haben: Prinzipiell sind im Zusammenhang mit einem potenziellen Austrag von GVO verschiedene potentielle Risiken auf Laborebene denkbar, wie Auswirkungen auf die Zusammensetzung und Biodiversität der Lebensgemeinschaften, in die sie eingetragen werden, oder die Verbreitung von DNA, z.B. von Antibiotikaresistenzgenen. Um derartigen potentiell denkbaren Risiken zu begegnen, wurden die zuvor genannten umfangreichen rechtlichen Regelungen

26 www.bvl.bund.de/DE/06_Gentechnik/03_Antragsteller/06_Institutionen_fuer_biologische_Sicherheit/01_ZKBS/gentechnik_zkbs_node.html (22.1.2016)

27 www.vdi.de/technik/fachthemen/technologies-of-life-sciences/artikel/leitfaden-zum-sicheren-betrieb-gentechnischer-anlagen/ (22.1.2016)



II. IBT: Definition, ökonomische Relevanz und Verfahren

eingeführt, z.B. hinsichtlich der geschlossenen Prozessführung (Containment) und der Einteilung der Organismen in Risikogruppen. Dementsprechend haben sich derartige denkbare Risiken realweltlich bisher nicht manifestiert und sind auch im realweltlichen Zusammenhang kaum untersucht worden (Marris/Jefferson 2013, S. 21 f.). Ein Diskussionspunkt besteht in der möglichen Verunreinigung von Produkten und Nebenprodukten der IBT durch Rückstände von Antibiotika, die – insbesondere in den USA – zur Sterilisation von Rohstoffen und Fermentern eingesetzt werden (Olmstead 2009, 2012). Eine solche Verunreinigung wurde beispielsweise in als Tierfutter verwendeten Nebenprodukten der biotechnologischen Herstellung von Ethanol gefunden. Es wird jedoch nach wie vor diskutiert, in welchem Umfang derartige Antibiotikarückstände vorhanden und wie gefährlich diese sind (Compart et al. 2013; Olmstead 2009 u. 2012). Dieser Punkt weist darauf hin, dass – wie in anderen Industriezweigen auch – an Produkte und Produktionsprozesse der IBT bestimmte Qualitätsanforderungen gestellt werden müssen, die jeweils entsprechend zu regeln sind.²⁸ Dabei handelt es sich jedoch nicht um ein besonderes Risiko der industriellen Biotechnologie, sondern wie bei allen Produktionsprozessen, die mit potenziell gesundheits- und umweltgefährdenden Stoffen umgehen, beispielsweise in der chemischen Industrie, muss der einwandfreie, vorschriftsmäßige Betrieb der Anlagen und die Einhaltung von Sicherheitsvorschriften sichergestellt werden.

Weiterhin wurde in durchgeführten Interviews die Befürchtung geäußert, dass durch die Nutzung von Antibiotikaresistenzmarkergenen (ARG) zur Selektion gewünschter genetisch modifizierter Organismen mittels Antibiotika derartige aktive ARG in die Umwelt gelangen und durch horizontalen Gentransfer verbreitet werden können. Vor dem Hintergrund, dass der Austrag von aktiven Substanzen aus geschlossenen Reaktoren aufgrund der Sicherheitsmaßnahmen unwahrscheinlich ist, ARG sowieso in Umweltkompartimenten vorhanden sind und auch horizontaler Gentransfer stattfindet, konnten im Rahmen der vorliegenden Untersuchung keine tragfähigen Hinweise für zusätzliche signifikante Risiken durch die IBT gefunden werden.

Ein weiteres potenzielles Problem ist, dass manche Enzyme Allergien auslösen können. Dies ist primär ein Arbeitsschutzproblem, weil die Enzyme zwar im Produktionsprozess gebraucht werden, aber in der Regel nicht Bestandteil des

28 Verunreinigungen von Produkten der IBT mit Antibiotikarückständen sind auch in anderen Fällen aufgetreten. Im Jahr 2013 wurden z.B. in verschiedenen Enzympräparaten zur Futter- und Lebensmittelverarbeitung (z.B. Nahrungsergänzungsmittel, Getränke, Backwaren und Tierfutter) aus indischer Produktion, die nach Europa und die USA importiert worden waren, Rückstände des Antibiotikums Chloramphenicol gefunden, das in der EU und den USA aufgrund von humantoxischen Wirkungen verboten ist (EC 2014). Presseberichten (Caroll 2014) und den für diesen Bericht konsultierten Experten zufolge wird vermutet, dass Chloramphenicol zur Reinigung der Verarbeitungsanlage eingesetzt wurde und so in das Endprodukt gelangen konnte.



Endprodukts sind. Bei Waschmitteln ist es gerade beabsichtigt, dass Enzyme Produktbestandteil bleiben. Hier sind die allergenen Wirkungen von Enzymen also für den Endverbraucher relevant (Basketter et al. 2015; Sarlo et al. 2010).

Insgesamt lässt sich festhalten, dass aufgrund der Tatsache, dass die biotechnologischen Prozesse der IBT in geschlossenen Systemen durchgeführt werden und damit auch Prozesse mit gentechnisch veränderten Organismen (GVO) gut kontrollierbar sind, eine insgesamt positive Einschätzung der Biosicherheit im Bereich der IBT vorherrscht. Dazu trägt sicher auch die umfassende rechtliche Regelung bei.



Zugänge zur Umwelt- und Nachhaltigkeitsbewertung

III.

Grundlagen

I.

Forschung und Wissenschaft sind gefordert, wenn es darum geht, Nachhaltigkeitseffekte und Umweltwirkungen von IBT einzuschätzen. Aufgrund der *Heterogenität* des Bewertungsgegenstandes (Welches Produkt genau? Welcher Herstellungsprozess? In welchem gesamtökonomischen und -gesellschaftlichen Rahmen betrachtet? Woher kommt der Rohstoff? Wie kann eine Gesamtaussage getroffen werden? usw.), aufgrund der *Vielzahl an Aspekten* und Indikatoren, die mit in die Bewertung einfließen müssten, und aufgrund der *inhärenten Unsicherheit* von Prognoseaussagen stellen sich dabei fundamentale Herausforderungen. Oft lassen sich Wirkungen wissenschaftlich erst ex post, d.h. beispielsweise nach der Einführung einer Technologie, genauer belegen und bewerten. Dabei konfrontieren die Wissenschaften Gesellschaft und Politik entgegen vieler Erwartungen oft genug mit Vieldeutigkeit und Ungewissheit (Wehling 2003), wenn durch die wissenschaftlichen Analysen Wissenslücken, Unsicherheit und Bewertungsdilemmata transparent gemacht werden. Antworten auf die Frage, wie nachhaltig und umweltfreundlich einzelnen Produkte oder Prozesse der IBT sind oder wie nachhaltig die IBT insgesamt ist, sind daher wissenschaftlich unweigerlich umstritten. Insbesondere ist es schwierig, aus der Vielzahl von relevanten Einzelaspekten ein einheitliches Gesamtbild zu erzeugen.

Im vorliegenden Bericht werden mehrere Strategien aufgezeigt, um mit den verschiedenen Problemlagen umzugehen:

Auswertung von Metastudien: Die Fülle der wissenschaftlichen Einzelveröffentlichungen, die Teilaspekte zum umfassenden Themenkomplex »Nachhaltigkeit weißer Biotechnologie« beitragen können, ist schlicht unüberschaubar. Daher wurden vorzugsweise Metastudien ausgewertet, die bereits einzelne Literaturstränge zusammenfassen. Dadurch wurde ein kursorischer Überblick über das Themenfeld erzeugt. Diese Betrachtungsweise spiegelt sich insbesondere im Kapitel IV wider.

Vertiefende Detailstudien: Der Überblick wird ergänzt durch Detailaspekte, die sich – beispielsweise in den Experteninterviews – als wichtige Spezialaspekte herausgestellt haben. Hierzu wurden mehrere Kurzgutachten vergeben (ifeu 2014a u. 2014b; SIAB 2014). Die vertiefende Betrachtung dieser Aspekte findet sich insbesondere in den Kapiteln V und VI.

Zwei Ebenen der Nachhaltigkeitsbetrachtung (Kap. III.3): Auf der *Mikroebene* werden Bewertungen von Umwelt- und Nachhaltigkeitswirkungen einzelner Prozesse und Produkte der industriellen Biotechnologie ausgewertet, die in der



Literatur mit bestimmten Standardverfahren der Bewertung (Kap. III.4) gewonnen werden. Dabei werden diese Prozesse bzw. Produkte mit Referenzprozessen bzw. -produkten der konventionellen Produktion verglichen. Auf der *Makroebene* wird darüber hinaus analysiert, inwieweit die industrielle Biotechnologie als Technologiestrang insgesamt dazu beitragen kann, die Vision eines Umbaus der Wirtschaft hin zu einer »Bioökonomie« zu erreichen bzw. zu fördern. Hierbei erweist sich insbesondere der Aspekt der nachwachsenden Rohstoffe als besonders problematisch (Kap. VI).

Soziale, ökonomische und ökologische Nachhaltigkeit 2.

Nachhaltigkeit umfasst in den gängigen Definitionen die drei Dimensionen »soziale«, »ökonomische« und »ökologische« Wirkungen (z. B. Enquete-Kommission 1998). Insofern müsste eine umfassende Nachhaltigkeitsuntersuchung Folgewirkungen in allen drei Bereichen erfassen, was in der Praxis meist nicht geleistet werden kann. Dementsprechend werden umfassende Untersuchungen zwar immer wieder gefordert (z. B. OECD 2010a; Kap. III.4), in der Literatur finden sich jedoch kaum Beispiele dafür.

Hinzu kommen unterschiedliche Aggregationsebenen. Insbesondere soziale, aber auch ökonomische Aspekte (im volkswirtschaftlichen Sinne, also jenseits einer betrieblichen Sichtweise) treten auf gesamtgesellschaftlicher Ebene auf. Die Wirkungen der Umstellung eines Produktionsprozesses auf eine Technologie, beispielsweise die Substitution eines konventionellen Produktionsprozesses (oder eines Produkts) X durch einen biotechnologischen Prozess/ein Produkt Y, hat jedoch in der Regel kaum messbare Auswirkungen auf dieser Aggregationsstufe. Daher finden sich in der Literatur beispielsweise zur Ökobilanzierung von Produkten der IBT in der Regel kaum belastbare Aussagen über soziale bzw. volkswirtschaftliche Folgewirkungen jenseits von Pauschalaussagen, z. B. hinsichtlich der Konkurrenzfähigkeit, die durch Innovationen gestärkt wird und zum Erhalt von Arbeitsplätzen oder dergleichen beiträgt. Diese Aspekte sind jedoch in der Regel nicht spezifisch für die industrielle Biotechnologie, sondern gelten unabhängig von der jeweiligen innovativen Technik.

Im betriebswirtschaftlichen Sinne sind ökonomische Aussagen, z. B. über die Rentabilität von biotechnologischen Verfahren, auf der Ebene einzelner Verfahren und Produkte prinzipiell eher möglich. Schwierigkeiten treten dabei auf, falls es sich um eine Bewertung neuer Produktionsverfahren handelt, da sich Potenziale zur Kostensenkung oft erst im Zuge der langfristigen Ausreifung einer Technik realisieren. Weiterhin sind solche Aussagen sehr von den Rahmenbedingungen (z. B. Märkte für Rohstoffe und Produkte) abhängig. Schließlich sind die zu Grunde liegenden Daten in der Regel aus Geheimhaltungsgrün-



den der entsprechenden Firmen nicht zugänglich. (Das Problem proprietärer Daten auf der Ebene einzelner Firmen tritt nicht nur im Hinblick auf betriebswirtschaftliche Daten auf, sondern kennzeichnet die IBT-Branche allgemein, Kap. III.5.)

Als Resultat finden sich in der Literatur zur Nachhaltigkeitsbewertung auf der Ebene einzelner Produktionsprozesse oder Produkte (d.h. auf der Mikroebene, Kap. III.3.1) nur spärliche Aussagen zu sozialen und ökonomischen Aspekten der IBT. Dabei ist davon auszugehen, dass zumindest in einer betriebswirtschaftlichen Perspektive die von der Industrie entwickelten Prozesse der IBT ein gutes ökonomisches Potenzial aufweisen, da sonst kaum ausreichende Anreize für deren Entwicklung bestehen würden.

Aus dieser Ausgangslage ergibt sich für den vorliegenden Bericht eine gewisse Fokussierung auf die Umweltwirkungen bei der Nachhaltigkeitsbewertung von Prozessen und Produkten der industriellen Biotechnologie (auf der Mikroebene). Sie wird ergänzt durch Untersuchungen zu wirtschaftlichen Aspekten der industriellen Biotechnologie auf der Ebene der Gesamtindustrie sowie zu Fragen der Akzeptanz, die beide Teil der komplementären Studie zur industriellen Biotechnologie (TAB 2016) sind (Kap. I). Volkswirtschaftliche Aspekte der industriellen Biotechnologie spielen eine wichtige Rolle in Kapitel IV, der sich auf der Makroebene (Kap. III.3.2) mit den möglichen Beiträgen der industriellen Biotechnologie bzw. deren Begrenzung durch die begrenzte Verfügbarkeit der nachwachsenden Rohstoffe befasst.

Ebenen der Nachhaltigkeitsbewertung: Mikro- und Makroebene

3.

Die industrielle Biotechnologie ist Teil der Vision einer Bioökonomie, die als Chance gesehen wird, die größtenteils auf fossilen Ressourcen beruhende Wirtschaft in eine nachhaltigere, im Wesentlichen auf nachwachsenden Rohstoffen aufbauende Ökonomie zu überführen (Kap. II.1). Insofern muss diese Vision Hintergrund einer Nachhaltigkeitsbewertung sein, die danach fragt, ob und inwieweit die industrielle Biotechnologie diesem gesellschaftlichen Anspruch gerecht werden kann. Gleichzeitig besteht der Bewertungsgegenstand »industrielle Biotechnologie« aus einer Vielzahl von einzelnen Produktionsverfahren und Produkten, bzw. Ketten von Verfahren und Produkten. Diese Verfahren und Produkte können und sollten jedoch auch einzeln darauf hin untersucht werden, wie ihre Umweltwirkungen sind, ob bestimmte Risiken bestehen, wie ihre Energie- und Klimabilanzen aussehen usw. Denn auch diese Effekte auf einer Detailebene sind wichtig für eine Einschätzung, inwiefern industrielle Biotechnologie insgesamt im Sinne der Nachhaltigkeit als vorzugswürdig anzusehen ist.



Es wird deutlich, dass *die* industrielle Biotechnologie nicht als einheitlicher Gegenstand der Umwelt- und Nachhaltigkeitsbewertung existiert. Daher liegt es nahe, zwei Betrachtungsebenen voneinander zu unterscheiden: die Mikro- und die Makroebene.

Mikroebene: Produkte und Prozesse

3.1

Auf der *Mikroebene* geht es zunächst um die Beurteilung einzelner Prozesse und Produkte der industriellen Biotechnologie. Hierzu sind in der Vergangenheit vielfältige Methoden, wie z.B. die sogenannten Ökobilanzen oder Life Cycle Assessments (LCAs, Kap. III.4.4) entwickelt, und eine Vielzahl von Studien durchgeführt worden. Auf dieser Ebene eines einzelnen Prozesses/Produkts kann es nie um die Erreichung von »Nachhaltigkeit« als solcher gehen. Vielmehr werden immer relative Beiträge zu einer stärker nachhaltigen Entwicklung betrachtet. Um einen solchen Beitrag beurteilen zu können, muss es immer einen geeigneten Vergleichsmaßstab geben. Da alle Prozesse und Produkte in technologische bzw. ökonomische Strukturen, wie z.B. Vorleistungs-, Rohstoff- und Absatzmärkte eingebunden sind, liegt es nahe, sie möglichst mit äquivalenten Prozessen und/oder Produkten aus dem Bereich der bisherigen Wirtschaft zu vergleichen. Für die IBT bedeutet dies, dass praktisch alle Studien versuchen, die neuen biobasierten Produkte oder Prozesse mit konventionellen zu vergleichen. Dann kann gefragt werden, ob bzw. inwieweit der jeweils betrachtete Prozess oder das Produkt der IBT in Bezug auf seine Klimawirkung, Energiebilanz und sonstige Indikatoren (Kap. III.4) und im Vergleich zu entsprechenden konventionellen Produktionsprozessen bzw. Produkten besser abschneidet. Ist dies der Fall, kann das als relativer Beitrag zu Nachhaltigkeit interpretiert werden.

Vergleichbarkeit ist demgemäß ein wichtiger Faktor, mithilfe dessen sich die relative Nachhaltigkeit eines Produkts/Prozesses in Bezug auf einen Referenzpunkt bewerten lässt. In prozessorientierten Studien sind der anfängliche Rohstoff und das endgültige Produkt im Hinblick auf ihren Nutzen gleich oder ähnlich, der Prozess kann jedoch konventionell oder biotechnologisch sein. In produktorientierten Studien werden verschiedene Herstellungswege für ähnliche oder gleichwertige Produkte verglichen. Entsprechend sind hier sowohl die eingesetzten Rohstoffe als auch Herstellungsprozesse unterschiedlich. Für einige Produkte, wie etwa Essigsäure, ist die Referenz das gleiche Produkt, das mithilfe grüner oder konventioneller Chemie hergestellt werden kann. Für andere Systeme vergleichen Forscher die Produkte mit funktional gleichwertigen petrochemischen Produkten, beispielsweise werden Biokraftstoffe mit fossilen Kraftstoffen verglichen.



Die Wahl eines geeigneten Vergleichsmaßstabs ist im konkreten Fall jedoch nicht unproblematisch. Biotechnologische Produktionsprozesse, bzw. in ihnen hergestellte (Zwischen-)Produkte, sind oft in andere technische und ökonomische Strukturen und Prozesse eingebunden. Eine genaue Abgrenzung der betrachteten Prozesskette, die mit der Produktion eines biotechnologisch hergestellten Produkts zusammenhängt, ist meist schwierig und macht die Bewertung der Umweltwirkung von biotechnologischen Komponenten umso komplexer. Sogenanntes Bioplastik kann beispielsweise biobasiert, d.h. aus Biomasse, aber auch mittels biotechnologischer Verfahren aus fossilen Rohstoffen hergestellt werden und kann dann – aus welchem Prozess auch immer hervorgegangen – in herkömmlichen industriellen Produktionsprozessen, beispielsweise im Fahrzeugbau, eingesetzt werden. Bei der Produktion können aber auch sogenannte Kuppelprodukte (d.h., zwei oder mehrere Produkte werden in einem Prozess zwangsläufig gemeinsam produziert) entstehen, die für andere Zwecke verwendet oder weiterverarbeitet werden können. Welchem Produkt oder Prozess wird in diesem Fall welche Umweltwirkung zugeschrieben? Vergleichbarkeit birgt also wesentliche methodische Probleme in sich und wirft viele Fragen auf: Ist es methodisch korrekt, Produkte zu vergleichen, die ähnlich sein könnten, aber aus unterschiedlichen Rohstoffen in unterschiedlichen Prozessen hergestellt werden? Wie ähnlich sollten sie sein, um überhaupt sinnvoll verglichen werden zu können?

Die Frage der Vergleichbarkeit erweist sich als ein zentraler Punkt, wenn z.B. verschiedene Studien, etwa LCAs, zu einem Produkt zu unterschiedlichen Ergebnissen führen. Es gibt eine Vielzahl an methodischen Entscheidungen, die zu Beginn einer solchen Analyse getroffen werden müssen. Neben dem Vergleichsmaßstab betrifft dies auch die betrachteten Systemgrenzen, die Frage, welche Wirkungen überhaupt betrachtet werden, die zuvor erwähnte Zuordnung von (Umwelt-)Wirkungen zu Kuppelprodukten oder die Frage, wie das Lebensende von Produkten in die Analyse eingeht. Diese Art von Vorentscheidungen ist die Voraussetzung, um überhaupt sinnvolle und kontextspezifische Analysen durchführen zu können, führt aber zwangsläufig zu großer Variabilität und Uneinheitlichkeit in den Ergebnissen.

Makroebene: Rolle der IBT für Nachhaltigkeit

3.2

Auf der *Makroebene* ist zu fragen, ob, inwieweit und unter welchen Umständen die »industrielle Biotechnologie« als Ganze zu der zuvor skizzierten Vision beitragen kann, die von der Nutzung fossiler Rohstoffe geprägte Wirtschaftsweise auf die Nutzung erneuerbarer Ressourcen umzustellen und damit einen wesentlichen Beitrag zu nachhaltiger Entwicklung zu leisten. Diese Frage ist aufgrund



III. Zugänge zur Umwelt- und Nachhaltigkeitsbewertung

der Heterogenität dessen, was unter »industrieller Biotechnologie« verstanden werden kann, nicht einheitlich und abschließend zu beantworten, da die Vielzahl von Einzelergebnissen kaum aggregierbar ist. Es wird zunächst versucht, durch Analyse von Metastudien eine überblickshafte Darstellung über relative Nachhaltigkeitsbeiträge von Prozessen und Produkten der IBT auf der Mikroebene zu erreichen (Kap. IV), die punktuell im Hinblick auf identifizierte Probleme vertieft wird (Kap. V).

Es gibt jedoch eine zentrale übergreifende Frage, die entscheidend dafür ist, inwieweit IBT eine nachhaltige Wirtschaftsweise ermöglichen kann – und zwar die nach der mengenmäßig ausreichenden und umweltverträglichen Erzeugung der entsprechenden Rohstoffe. Auch wenn biobasierte Rohstoffe selbst eine nachwachsende Ressource darstellen, so ist die Rate ihrer Erzeugung (erzeugte Menge pro Zeit) selbst nicht beliebig steigerbar, sondern durch endliche zur Verfügung stehende Flächen und den entsprechenden Nutzungskonkurrenzen begrenzt. An dieser Stelle sind die Nachhaltigkeitsbeiträge der IBT nicht mehr von Fragen der (um Flächen konkurrierenden) Bioenergie- und Nahrungsmittelerzeugung sowie den anderen drängenden Fragen aus dem Umweltbereich (Biodiversitäts- und Artenschutz, Bodenschutz, Gewässerschutz usw.) zu trennen. Die ausreichende und hinreichend umweltschonende Erzeugung entsprechender Rohstoffe im Rahmen der Landnutzung erweist sich als Schlüsselproblem und wird in Kapitel VI ausführlicher erörtert.

Im folgenden Teilkapitel werden verschiedene Standardmethoden zur Einschätzung der Umweltwirkungen von Prozessen und Produkten der IBT vorgestellt.

Methoden und Indikatoren zur Einschätzung der Umweltwirkungen von Produkten und Prozessen 4.

Die OECD (2010a) entwickelte sogenannte Best Practices für die Bewertung von Nachhaltigkeit von biobasierten Produkten. Dabei sollen soziale und ökonomische Dimensionen mit in die Nachhaltigkeitsbewertungen einfließen und gleichzeitig durch die Entwicklung einheitlicher Bewertungsverfahren internationale Vergleichbarkeit gefördert werden. Die Bewertung der Nachhaltigkeit von biobasierten Produkten, d.h. die Bewertung ihrer ökologischen, wirtschaftlichen und sozialen Auswirkungen, soll dabei den gesamten Lebenszyklus des Produkts einschließen – sozusagen »von der Wiege bis zur Bahre« (»cradle to grave«). Als Vergleichsmaßstab sollen Ersatzprodukte betrachtet werden, die nicht biobasiert sind. Die OECD (2010a) listete eine Reihe von Bewertungsdimensionen und Indikatoren auf, die Umwelt-, Gesundheits- und wirtschaftliche Aspekte umfasst. Die Liste der Indikatoren sollte wissenschaftlich fundiert, eindeutig



und geprüft sein und folgende Faktoren berücksichtigen (OECD 2010a): Energiebilanz (erneuerbar/nichterneuerbar), Treibhausgasemissionen, biobasierte Inhaltsstoffe, Produktlebensdauer, Nutzung von Wasser und Lösungsmitteln, Auswirkungen auf Biodiversität, direkte und indirekte Landnutzung, alle Aspekte im Zusammenhang mit der Entsorgung, Wirtschaftlichkeit, Folgen für die menschliche und ökologische Gesundheit. Diese Liste zeigt, wie aufwendig es ist, Nachhaltigkeitsbeiträge eines Produkts der IBT nachzuweisen. Dementsprechend finden sich in der Literatur kaum Beispiele, die diese Empfehlungen vollständig umsetzen können.

Im Folgenden werden einige methodische Ansätze, verwendete Kriterien und Indikatoren, Ergebnisse sowie ihre Stärken und Schwächen skizziert. Dabei werden auch Ansätze vorgestellt, die der Komplexität der Aufgabe nur eingeschränkt gerecht werden.

Einfache eindimensionale Methoden

4.1

Eine Klasse von Methoden der Abschätzung betrachten die Auswirkungen der Einführung eines Prozesses oder Produkts der IBT nur anhand eines einzelnen Indikators bzw. einer Kennzahl (zum Folgenden Tufvesson 2013a). Dabei werden je nach Methode bzw. Studie unterschiedliche Indikatoren verwendet.

Ein Beispiel ist der sogenannte E-Faktor (»environmental factor«). Darunter versteht man die Abfallmenge, die für die Herstellung 1 kg eines Produkts anfällt. Die sogenannte Atomeffizienz geht einen anderen Weg und misst in einer chemischen Reaktion die Menge der Ausgangsmaterialien, aus denen die gewünschten Nutzprodukte entstehen. Der sogenannte C-Faktor berechnet die Menge an CO₂, die im Herstellungsprozess pro Masseneinheit des gebildeten Produkts entsteht. Der »CO₂-Fußabdruck« von Produkten (Product Carbon Footprint [PCF]) bezeichnet die Summe aller Treibhausgasemissionen (CO₂ oder Methan) während des gesamten Lebenszyklus (Biobased Products Working Group 2010). Der PCF wird von der Rohstoffgewinnung über die Produktion, häufig bis hin zur Nutzung und dem Ende der Lebensphasen eines Produkts erhoben. Insofern weist der PCF gewisse Ähnlichkeiten zur umfassenderen LCA auf. Diese Aufzählung ist nur ein Ausschnitt von Indikatoren. Weitere sind zu finden: GlaxoSmithKline, ein internationales Pharmaunternehmen, hat beispielsweise zwei eigene Kennzahlen entwickelt, die sogenannte Kohlenstoffeffizienz und die sogenannte Reaktionsmasseneffizienz (Tufvesson 2013a).

Diese auf einzelnen Indikatoren bzw. Kennzahlen basierenden Verfahren haben den Vorteil, dass sie relativ einfach anwendbar sind und mehr oder weniger »eindeutige« Ergebnisse liefern, weshalb sie immer noch verwendet werden. Sie tendieren jedoch dazu, den komplexen Charakter vielschichtiger ökologi-



scher Aspekte zu sehr zu vereinfachen. Wenn man nur auf eine Wirkungskategorie schaut, wie etwa die Menge des Abfalls, werden andere, nicht weniger wichtige Aspekte, wie z.B. Wasserverbrauch, Klimawirkungen, Energienutzung etc. außer Acht gelassen. Sie sind für eine umfassende Nachhaltigkeitsbetrachtung daher im Prinzip ungeeignet.

Kombinierte Methoden auf Basis von Einzelindikatoren **4.2**

Einige Autoren kombinieren einfache Kennzahlen, um etwas umfassendere und gleichzeitig relativ eindeutige und überschaubare Analysen zu erreichen. Dabei bleibt der zeitliche und ökonomische Aufwand, etwa im Verhältnis zu einer komplexen LCA, begrenzt, sodass diese Methoden bereits in der Entwicklungsphase eines industriellen Produktionsprozesses angewendet werden können. Die Material- und Energieflussanalyse (MEFA) beispielsweise quantifiziert Material- und Energieflüsse sowie Bestände von Materialien und Energie in einem klar definierten System und kann sogar mit einem LCA kombiniert werden (Schmidt 2011).

Biwer und Heinzle (2004) sowie Heinzle et al. (2006) schlagen ebenfalls eine verkürzte Methode vor, um ökologische Bewertungen in den Anfangsphasen der Bioprozessentwicklung durchzuführen. Sie definieren 14 Wirkungskategorien (z.B. Rohstoffverfügbarkeit, Ökotoxizität, Treibhauspotenzial etc.), wobei jede Komponente des Prozesses in Klassen eingeordnet wird: die Klasse A steht für hohe Relevanz der jeweiligen Kategorien (z.B. akute Toxizität), die Klasse B für mittlere und C für niedrige Relevanz. Die Wirkungskategorien werden anschließend in sechs Wirkungsgruppen eingeteilt, die jede für sich wichtige Felder von Umwelt-, Gesundheits- und Sicherheitsaspekten repräsentieren (Biwer/Heinzle 2004). Daraus werden die ökologischen Input- und Outputfaktoren abgeleitet. Der erzielte Faktor wird mit seinem Mengenindex multipliziert, um für jede Komponente sogenannte Environmental Indices (EI) zu errechnen. Diese EI erleichtern die Identifizierung der aus ökologischer Sicht wichtigsten Komponenten eines biotechnologischen Produktionsverfahrens.

Die mehrdimensionale Betrachtung hat den Vorteil, dass die zahlreiche Wechselwirkungen, die zwischen Wirkungen in verschiedenen Bereichen bestehen, thematisiert werden können. Beispielsweise zeigen Biopolymere (Kap. V.1) im Vergleich zu fossilen Vergleichsprodukten in der Regel Einsparungen bei fossilen Ressourcen und Treibhausgasemissionen. Die Bewertungen von Biokunststoffen sind aber meist durch Trade-offs geprägt: Während es Vorteile in den Kategorien Treibhausgasemissionen und Energieverbrauch gibt, kann die Produktion von Biokunststoffen durch die intensivlandwirtschaftliche Produktion des Rohstoffes Biomasse gleichzeitig eine Verschlechterung der Wasserqua-

lität durch Eutrophierung bewirken und es können weitere negative Begleitwirkungen auftreten, wie beispielsweise sich verschärfende Landnutzungskonkurrenzen oder -konflikte.

Systeme für den Vergleich von Technologien

4.3

Einige Ansätze ermöglichen einen umfassenderen Vergleich der mit Nachhaltigkeit, Ökologie, Gesundheit und Sicherheit verbundenen Aspekte von Bioprozessen (z. B. Henderson 2008; Jimenez-Gonzales 2002; Patel 2006; Sacramento-Rivero 2011). Henderson et al. (2008) sprechen von einem grünen Technologievergleichssystem, in dem ökologische, gesundheitliche und sicherheitsbezogene Auswirkungen sowie Gesichtspunkte der Ökobilanz eines bestimmten Prozesses berücksichtigt werden (Jimenez-Gonzales 2002). Mit dieser Methode werden Kennzahlen (oder Indikatoren) der Nachhaltigkeit und ein Lebenszyklusansatz betrachtet. Die zu bewertenden Indikatoren umfassen:

- > Mengenindikatoren wie etwa Mengenintensität (Verhältnis zwischen der Menge der Rohstoffe und des Endprodukts),
- > Energieindikatoren wie etwa die Gesamtprozessenergie,
- > Sicherheits- und Gesundheitsindikatoren, wie etwa die Nutzung von Lösungsmitteln,
- > Effizienzindikatoren wie etwa die Produktausbeute (Verhältnis des tatsächlichen zum theoretisch möglichen Output),
- > ökologische Indikatoren, wie z. B. den E-Faktor und Schätzungen der Auswirkungen auf den Lebenszyklus, in diesem Fall von der Wiege bis zum Fabrikator (»cradle to gate«).

Die Ergebnisse der verschiedenen Indikatoren werden in einer Tabelle erfasst und gemäß den Kategorien Umwelt, Sicherheit, Effizienz und Energie eingestuft.

Komplexe Methoden – LCA bzw. Ökobilanz

4.4

Eine komplexe und dynamische Methode ist das LCA (Lebenszyklusanalyse). Es ist laut OECD (1998) die zu bevorzugende Methode zur Einschätzung und Messung von ökologischen und anderweitigen Wirkungen der IBT. Das LCA ermöglicht eine systematische und quantitative Analyse der Umweltwirkungen von Produkten während eines definierten Lebensweges von der Erzeugung bis zur Entsorgung (»cradle to grave«) oder mindestens bis zum Verlassen des Herstellungswerkes. Dabei werden je nach genauer Fragestellung unterschiedliche Bewertungsdimensionen einbezogen.



III. Zugänge zur Umwelt- und Nachhaltigkeitsbewertung

Das LCA ist als »Ökobilanz« die einzige Methode, für die die Internationale Organisation für Normung Standards entwickelt hat (unter ISO14040/14044). Diese legen für Analysen im Rahmen von Ökobilanzen Kriterien fest (Klöpffer 2009; Schmitz/Paulini 1999). Die ISO 14040 definiert die Methode folgendermaßen (zitiert in Klöpffer 2009, S. 2):

»Die Ökobilanz ist eine Methode zur Abschätzung der mit einem Produkt verbundenen Umweltaspekte und produktspezifischen potentiellen Umweltwirkungen ... Die Ökobilanzstudie untersucht die Umweltaspekte und potenziellen Umweltwirkungen im Verlauf des Lebenswegs eines Produkts (d.h. von der Wiege bis zur Bahre) von der Rohstoffgewinnung, über Produktion, Anwendung bis zur Beseitigung.« Anwender des Verfahrens müssen sich entsprechend an ein vorgegebenes Verfahren halten, das vier Schritte umfasst:

1. Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen,
2. Sachbilanz (Life Cycle Inventory [LCI]),
3. Wirkungsabschätzung und -bewertung und
4. Auswertung/Interpretation.

Die Definition des Untersuchungsrahmens in Schritt 1 ist zentral für die Aussagekraft einer Ökobilanz, denn hier werden neben der Länge des betrachteten »Lebensweges« eines Produkts auch die betrachteten Vergleichsprozesse und -produkte sowie Wirkungsdimensionen festgelegt (Renner und Klöpffer 2005). Technische Entwicklungen der Datenverarbeitung haben es im Laufe der Zeit ermöglicht, eine wachsende Anzahl von Wirkungskategorien in LCAs zu integrieren. Der anfängliche Fokus auf Energieträger und Treibhausgasemissionen wurde um zusätzliche ökologische Wirkungskategorien wie Eutrophierung, Versauerung etc. erweitert (Klöpffer 2006; Klöpffer et al. 2001; Oberbacher et al. 1996; Weiss 2012). Ökobilanzen im Verständnis der ISO schließen beispielsweise den Indikator des kumulativen Energieaufwands (KEA) ein.

LCA-Studien bilden die Grundlage für die Umweltdeklaration von Produkten (Environmental Product Declaration [EPD]), die gemäß ISO 14025 erfolgt. In diesem Zusammenhang existieren sogenannte Produktkategorieregeln (PCR), die verbindliche Anforderungen an Deklarationen für eine bestimmte Produktkategorie definieren.

Ökobilanzen sind trotz ihrer international gesetzten Standards flexibel genug für Anpassungen an neue Technologien wie die IBT. Sie fokussieren auf Produkte. Eigenschaften der Produktionsprozesse werden indirekt über diese Produkte (Güter und Dienstleistungen) in die Analyse integriert. Renner und Klöpffer (2005) entwickeln eine für die Biotechnologie angepasste Systematik von Wirkungsdimensionen. Sie stellen fünf Wirkgruppen auf, denen sie dann 21 Wirkkategorien zuteilen. Zu den Gruppen gehören: (A) Ressourcenbeanspruchung, Wirkungen durch (B) chemische, (C) physikalische und (D) biolo-



gische Emissionen sowie (E) weitere Kategorien. Die Wirkkategorien für den Ressourcenanspruch wären beispielsweise die Beanspruchung (A1) abiotischer und (A2) biotischer Ressourcen sowie die (A3) Naturraumbeanspruchung. Hieran wird deutlich, wie umfangreich diese Analysen sind. Renner und Klöpffer (2005) kommen in ihrer Betrachtung der Stärken und Grenzen der Methode zu dem Urteil, dass Schritt 1, in dem die Kategorien bzw. der Umfang der Untersuchung festgelegt wird, die Bewertung von Wirkungen und damit die Ergebnisse von Studien maßgeblich prägt.

Eine entscheidende Rolle in der Sachbilanzierung (Schritt 2) spielt die systematische Zuordnung ökologischer Belastungen zu den jeweiligen Teilsystemen eines Produktionsprozesses im Fall von Kuppelprodukten (Renner/Klöpffer 2005; Tufvesson 2013a). Darüber hinaus stellt die Verfügbarkeit von Daten ein wichtiges Problem dar. Der umfassende Ansatz von Ökobilanzen im Hinblick auf ökologische Aspekte gerät schnell an Grenzen, wenn relevante Daten, z. B. aufgrund von Vertraulichkeitsproblemen, nicht ausreichend verfügbar sind (Renner/Klöpffer 2005). Im Feld der IBT ist dies beispielsweise durch Patentschutz von neuen Produktionsverfahren oftmals der Fall (Kap. III.5). Milà i Canals (2011) schlägt deshalb die Nutzung von Ersatzdaten (Proxydatensätze oder hochgerechnete Daten) vor (Kap. III.5.1).

Ökobilanzen erfordern umfangreiche Datenerhebungen, -analysen und -auswertungen (Kap. III.5.3). Obwohl Ökobilanzen als umfassend und komplex gelten (Jiménez-González/Woodley 2010), sind einige Autoren der Auffassung, dass sie ökonomische und soziale Aspekte nicht genügend aufnehmen, was für Fragen der Nachhaltigkeitsbewertung – beispielsweise ob die Produktion einer ausreichenden Menge an Biomasse nachhaltig gesichert werden kann – kritisch ist (Pavanan et al. 2013). Um diese Lücken zu schließen, werden sogenannte lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsanalysen (Life Cycle Sustainability Analysis [LCSA]) oder soziale und ökologische bzw. sozioökonomische LCA (Social and Environmental Life Cycle Assessment [SELCA], Social and socio-economic Life Cycle Assessment [S-LCA]) vorgeschlagen (Benoît/Mazijn 2009; Guinée/Heijungs 2011; Macombe et al. 2013; O'Brien et al. 1996).

Laut Guinée und Heijungs (2011) lässt sich insbesondere in den letzten 10 Jahren eine dynamische Entwicklung von Variationen der LCA-Methoden verzeichnen: Unternehmen haben ihre eigenen, vereinfachten, an LCA-orientierten Methoden entwickelt, um schneller und kostengünstiger zu tragfähigen Ergebnissen zu gelangen. GlaxoSmithKline nutzt beispielsweise für die Einschätzung von synthetischen Reaktionen und Prozessen das sogenannte FLASCTM-Tool (Curzons 2007). Die Methode der Ökoeffizienzanalyse von BASF (Saling 2002) zielt wiederum darauf ab, die wirtschaftlich effizientesten ökologischen Verbesserungen zu identifizieren (Brandão 2012). Ein anderes Beispiel für die Dynamik im Feld der Methoden stellt der wachsende Trend dar,



Metaanalysen aus LCAs zu produzieren (Brandão 2012). Diese Ausdifferenzierung steht im Gegensatz zu Harmonisierungsbestrebungen anderer Analysten (Heath/Mann 2012).

Methodische Herausforderungen und Grenzen

4.5

Bei der Vorstellung der verschiedenen Untersuchungsansätze wurde bereits deutlich, dass eine Vielzahl von methodischen Herausforderungen existiert, um zu umfassenden und ausgewogenen Bewertungen von Produkten bzw. Prozessen der IBT zu kommen. Ohne Anspruch auf Vollständigkeit sollen einige dieser Probleme hier noch einmal zusammenfassend genannt werden. Sie sind als solche zwar nicht spezifisch für die IBT, dennoch muss jede Nachhaltigkeitsuntersuchung im Feld der IBT mit ihnen umgehen. Das spezielle Problem mangelnder Daten aufgrund intellektueller Eigentumsrechte wird in Kapitel III.5 gesondert behandelt.

Wahl der Wirkungsdimensionen: Abwägung zwischen Umfassendheit und Aufwand

Nachhaltigkeit als Norm erhebt einen sehr umfassenden, ganzheitlichen Anspruch. Radikale Ansätze zur Vereinfachung, z.B. die Interpretation von Einzelindikatoren wie Energieverbrauch oder Treibhausgasemissionen als übergreifende Indikatoren, um Umweltwirkungen insgesamt bewerten zu können, sind sicher nicht ausreichend und führen zu beliebigen und damit irreführenden Aussagen. Werden die Analysen aber zu umfangreich, steigt der Aufwand stark an. Wo und wann aber übersteigen die Erhebungs- und Analysekosten den möglichen Nutzen für Bewertungs- und Entscheidungshilfen? Diese Frage hat Implikationen in der Praxis: Nur wenige vollständige LCAs sind zu biotechnologischen Produkten durchgeführt worden und ihre Ergebnisse sind vieldeutig (Tufvesson et al. 2013a).

Wahl der Systemgrenzen

Eine ähnliche Abwägung ist vorzunehmen bei der Wahl der Systemgrenzen einer Untersuchung: Produktion, Nutzung und Entsorgung eines jeden Produkts sind eingebunden in ökonomische und ökologische Strukturen mit entsprechend vielen Wirkbeziehungen. Wo beginnt und wo endet der Lebenszyklus eines Produkts? Dies ist kaum objektiv entscheidbar, sondern muss abhängig von Bewertungskontext und zweck ggf. aufgrund von Konventionen festgelegt werden.

Annahmen über das Umfeld, z. B. Märkte

Es muss eine Vielzahl von Annahmen getroffen werden über das Umfeld, in dem produziert, konsumiert und entsorgt wird. Wie, zu welchem Preis und mit welchen Umwelt- und Nachhaltigkeitswirkungen werden die eingesetzten Rohstoffe und Energie produziert? Wie wird das Produkt in der Realität beim Konsumenten oder Weiterverarbeiter genutzt? Wie und mit welchen Verfahren wird es entsorgt oder recycelt?

Vergleichsmaßstab

Eine weitere methodische Herausforderung bildet der Bezugsmaßstab für Analysen bzw. die Vergleichbarkeit der Ergebnisse. Ökobilanzen erlauben es, Produktionssysteme mit speziellen Funktionen bzw. Nutzen zu analysieren. Der Nutzen eines Produkts ist der eigentliche Vergleichsmaßstab für die Bilanz (Klöpffer 2009). Werden, wie bei den meisten LCAs von biotechnologischen Produkten, zwei Produkte A (biotechnologisch) und B (konventionell) miteinander verglichen, so müssen Substitute oder wenigstens als (nutzen)äquivalent angenommenen Produkte miteinander verglichen werden. Der jeweils gewählte Vergleichsmaßstab erweist sich in der Praxis als Quelle von großen Diskrepanzen zwischen verschiedenen Studien.

Vergleichbarkeit unterschiedlicher Studien und Aggregation zu Gesamtaussagen

Alle genannten methodischen Vorentscheidungen können je nach genauer Zielstellung einer LCA-Studie und den Intentionen der Auftraggeber unterschiedlich entschieden werden. Dies führt dazu, dass die Ergebnisse unterschiedlicher Studien in der Regel nicht miteinander vergleichbar sind. Darüber hinaus besteht der Bewertungsgegenstand »industrielle Biotechnologie« aus einer Vielzahl von einzelnen Ausgangsstoffen, Produkten und Produktionsverfahren, für die unterschiedliche Ergebnisse bestehen. Daher ist die Aggregation der Ergebnisse in Bezug auf einzelne Produkte/Prozesse zu Gesamtaussagen hinsichtlich der Nachhaltigkeit der IBT als Gesamtgegenstand kaum zu leisten.

Datenverfügbarkeit für Lebenszyklusanalysen

5.

Biotechnologieunternehmen sind aus Wettbewerbsgründen oft zurückhaltend, Daten nach außen weiterzugeben, weil diese häufig Rückschlüsse auf Produk-



tionsverfahren erlauben. Gleichzeitig handelt es sich bei der Biotechnologie um eine junge Branche, sodass insgesamt noch wenige Daten vorliegen. In diesem Teilkapitel wird sich – als Exkurs – mit dem Problem der spärlichen Datenlage für LCAs zu Produkten und Prozessen der IBT befasst.

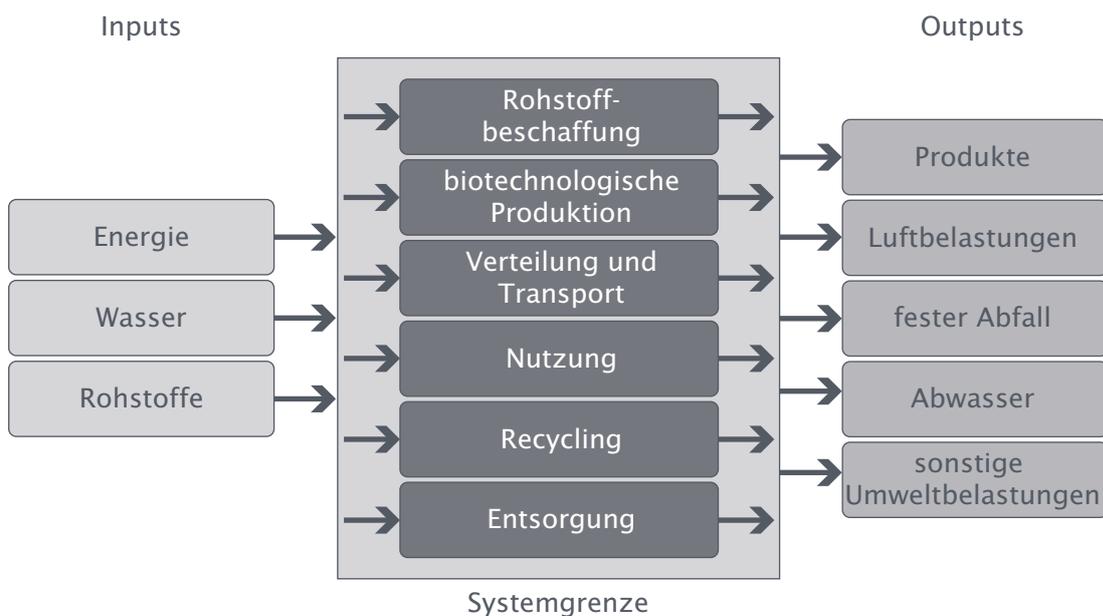
Datenerfassung als fundamentaler Schritt im LCA

5.1

In Studien zu LCA von Produkten der industriellen Biotechnologie wird häufig die mangelnde Verfügbarkeit und schlechte Qualität der zugrundeliegenden Daten betont. Viele Autoren betrachten dies als fundamentales Hindernis, das es zu überwinden gilt, um zuverlässige LCA für IBT-Produkte zu erhalten (Renner/Klöpffer 2005, Tufvesson et al. 2013, Weiss et al. 2012). Die Erfassung von Daten ist ein anspruchsvoller und gleichzeitig entscheidender Prozess im Rahmen eines LCA. Er findet im zweiten Schritt des LCA statt, der als Sachbilanzierung (Life Cycle Inventory [LCI], Kap. III.3.4) bezeichnet wird. Im LCI-Schritt wird ein vereinfachtes Prozessflussdiagramm konstruiert, in dem alle Phasen des Lebenszyklus eines Produkts repräsentiert sind. Danach werden Daten zu den involvierten Materialien und Energieflüssen in den verschiedenen Phasen des Produktlebenszyklus erfasst und die relativen Inputs und Outputs für jede Phase (Abb. III.1) quantifiziert.

Abb. III.1

Vereinfachtes Schema eines IBT-Produktlebenszyklus



Quelle: nach <http://newscenter.lbl.gov/2008/04/18/life-cycle-analysis/> (22.1.2016)



Folgende Daten werden u. a. typischerweise benötigt:

- > Mengenströme für Rohstoffe, Vorleistungen, Zwischen- und Endprodukte etc. (Inputs/Outputs für die in jedem Prozessschritt genutzten Materialien),
- > Energieverbrauch nach individuellen Prozesseinheiten (Verdampfung, Sterilisation etc.),
- > Prozessdaten und damit verbundene Energie- und Reaktionseffizienzen (spezifische Daten zu verschiedenen Schritten),
- > eingesetzter Energiemix und damit verbundene CO₂-Emissionen,
- > Daten zu Transport und Verteilung,
- > Brennwerte, Verbrauch an nichterneuerbaren Energien und CO₂-Emissionen für jedes Zwischenprodukt.

Nach der Erfassung werden alle Input- und Outputdaten relativ zur betreffenden funktionellen Einheit in Bestandstabellen erfasst. Ziel dieser Bestandsaufnahme ist es, die Menge an Wasser/Energie/Land oder anderer Inputs sowie die Menge aller Outputs (CO₂ und andere Abfallprodukte bzw. Emissionen) pro Produkteinheit zu messen. Diese Sachbilanzierung liefert einen entscheidenden Beitrag zur Quantifizierung der Umweltwirkungen eines Produkts. Auf Basis dieser Tabelle werden die beiden anderen Schritte des LCA, die Wirkungsbeurteilung und die Auswertung, durchgeführt. Die Qualität der Daten beeinflusst damit unweigerlich die Qualität der LCA-Bewertungen.

Für die Erstellung der Sachbilanz ist also eine umfangreiche und möglichst detaillierte Datenerfassung zu Materialflüssen und Prozessen erforderlich. Bei Produktionslinien, die – wie im Feld der IBT – zahlreiche Produktionsschritte und die Verarbeitung von verschiedenen Ko- und Zwischenprodukten umfassen, ist dies besonders anspruchsvoll. Folgende Datenquellen spielen bei der Durchführung eines LCA eine Rolle:

Primärdaten: Dies sind anlagen- und prozessspezifische Daten, die für die LCA-Anwender direkt zugänglich und erfassbar sind. Die ökologische Bewertung von Vitamin B2 und Enzymen in Kapitel IV.2.3 sind typische Beispiele für die Nutzung derartiger Daten.

Sekundärdaten: Hierbei handelt es sich nicht um anlagen- oder prozessspezifische Daten, sondern um generische Daten aus öffentlichen Datenbanken. Sie werden anhand von Durchschnittswerten, statistischen Prognosen und stichpunktartig geprüften Primärquellen abgeleitet. In der Bewertung von Grundchemikalien im Rahmen des BREW-Projekts werden beispielsweise Primär- und Sekundärdaten genutzt (Kap. IV.2.2).

Proxydaten: Dies sind primäre oder sekundäre Ersatzdaten, die sich auf einen Input, Prozess oder eine Aktivität beziehen, die den benötigten Daten ähnlich sind. Sie werden als Ersatz für die eigentlich benötigten Daten genutzt, falls



diese nicht verfügbar sind. Zum Beispiel verwendet das LCA von lignocellulosehaltigen Materialien Proxydaten (Kap. IV.2.1).

Auswirkungen unzureichender Datenlage

5.2

Bestandsdaten für das zu untersuchende System sollten möglichst repräsentativ, vollständig, genau, angemessen und nicht veraltet sein (Guinée et al. 2002). Denn die Datenqualität wirkt sich auf die Zuverlässigkeit einer LCA-Bewertung aus und hat damit auch wichtige Konsequenzen auf der Ebene von Entscheidungsprozessen, die durch die schnelle Weiterentwicklung vieler Technologien immer wieder erforderlich sind. Dies gilt insbesondere für junge Technologiebereiche wie die IBT, wie folgendes Beispiel zeigt: Auf der Grundlage von umfassenden LCA-Ergebnissen zu Biokraftstoffen mit Daten zur Landnutzung änderte die EU kürzlich ihre Politik zu Biokraftstoffen und beschloss, die Produktion von Kraftstoffen aus sogenannte »food crops« einzuschränken.

Politische und administrative Entscheidungen zu Vorschriften, Produktionszielen, Produktzulassungen/-zertifizierungen und wirtschaftlichen Anreizen in Verbindung mit der IBT werden auf Basis politischer Ansichten, wirtschaftlicher Interessen und auch Nachhaltigkeitsbeiträgen von IBT-Produkten getroffen. Bei letzteren handelt es sich wesentlich um LCA-Ergebnisse, die neue IBT-Produkte mit konventionellen Produkten vergleichen. Daher ist eine gute Datenqualität, die zuverlässige LCA-Ergebnisse ermöglicht, wünschenswert, um fundierte Entscheidungen über technologische Verfahren zu treffen.

Das Problem der Datenverfügbarkeit und Datenqualität ist kein spezielles Problem der IBT. Es besteht ebenfalls in vielen anderen Technologiebereichen, wie etwa Nanotechnologie oder Wirkstoffdesign und Arzneimittelherstellung (DeFrancesco 2014). Die Bedeutung dieser Problematik für Entscheidungsprozesse in der IBT wird dadurch jedoch nicht gemindert.

Probleme im Bereich der Datenerfassung

5.3

Die Beschaffung von zuverlässigen Daten für die Sachbilanzierung ist häufig mit vielen Hindernissen verbunden. Die im Folgenden aufgeführte Liste zentraler Probleme bei der Datenerfassung im Bereich der IBT erhebt nicht den Anspruch auf Vollständigkeit. Sie dient dazu, einen Eindruck von der Komplexität und Fehleranfälligkeit zu vermitteln, die mit der Datensuche verbunden sind.

Proprietäre Daten

Primärdaten sind aus Urheberrechts- oder Vertraulichkeitsgründen geschützt und daher nicht verfügbar: In einem schnell wachsenden und innovativen Wirtschaftssektor wie der IBT gibt es zwangsläufig einen starken Wettbewerb, und die Eigentümer schützen ihre Daten sorgfältig. Dies gilt im Bereich der IBT umso mehr, als bereits aus den Input- und Outputdaten eines Prozesses weitreichende Rückschlüsse auf technische Betriebsführung etc. gezogen werden können. Die Unternehmen sind dementsprechend nicht verpflichtet, ihre Daten öffentlich zugänglich zu machen. Bei internen LCA-Studien, wie z. B. die BASF-Analyse von Vitamin B2 (vgl. hierzu Sijbesma/Schepens 2003) und die Untersuchung zu Enzymen (Nielsen et al. 2007) (Kap. IV.2.3), wird daher sehr darauf geachtet, dass die Primärdaten mit Hinweis auf das Urheberrecht größtenteils unzugänglich bleiben. Es existieren auch einige Studien, in denen Verfasser außerhalb des jeweiligen Unternehmens Zugang zu detaillierten Daten zur Produktion bekamen (z. B. die Studie von Patel et al. 2006 zu Grundchemikalien, Kap. IV.2.2), da offensichtlich ein gemeinsames Interesse bestand. Doch auch wenn Wissenschaftler in solchen Fällen geschützte Daten nutzen dürfen, bleiben diese für die breitere Öffentlichkeit unter Berufung auf Vertraulichkeit verschlossen und werden nur in zusammengefasster Form veröffentlicht.

Unsicherheiten durch noch nicht ausgereifte Technologien

Grundsätzlich besteht ein Zusammenhang zwischen dem Reifegrad einer Technologie und der Belastbarkeit bzw. Qualität von Daten, die diese Technologie charakterisieren (Abb. III.2). Beispielsweise ist die Anfangsphase einer Technologieentwicklung von zahlreichen Prozessunsicherheiten geprägt, da noch keine großtechnischen Industrieanlagen, teilweise noch nicht einmal Pilotanlagen existieren, aus denen Primärdaten gewonnen werden könnten (Abb. III.2, linke Seite). Analysen bzw. Bewertungen der Technologie müssen sich bei jungen Technologien daher auf Sekundär- und Proxydaten stützen.

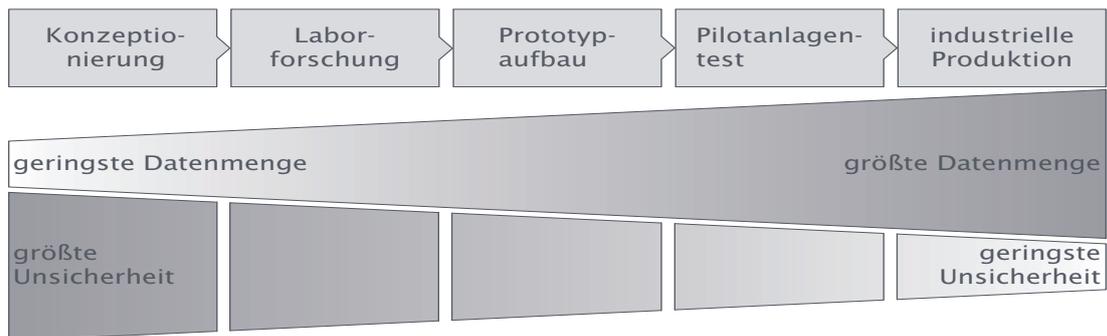
Eine junge, innovative Technologie wie die IBT bietet weitreichendes Entwicklungspotenzial. Gleichzeitig stellt diese gesellschaftlich positiv zu bewertende Eigenschaft eine besondere Herausforderung für die Zuverlässigkeit von LCA-Studien dar (Hetherington et al. 2014). Im Beispiel der Produktion von Ethanol aus Lignocellulose (Biokraftstoffe der zweiten Generation) und Biokraftstoffen aus Algen (dritte Generation, Kap. IV.2.1) beziehen sich die meisten der ohnehin spärlich vorhandenen Primärdaten auf die Laborphase der Technologie. Aufgrund fehlender Daten zu Herstellungsprozessen in kommerziellen Großanlagen müssen Wissenschaftler auf Simulationsdaten zurückgreifen. Un-



III. Zugänge zur Umwelt- und Nachhaltigkeitsbewertung

ter anderem dies trägt zu den gegenwärtig widersprüchlichen LCA-Ergebnissen von Ethanol aus Lignocellulose bei (Hetherington et al. 2014).

Abb. III.2 LCA, Datenverfügbarkeit und Unsicherheiten in den einzelnen Phasen der Technologieentwicklung



Quelle: nach Hetherington et al. 2014

In späteren Phasen der Reifung einer Technologie sind i. d. R. mehr Primär- und Sekundärdaten vorhanden (Abb. III.2, rechte Seite). Es bleiben jedoch trotzdem Unsicherheiten bestehen, solange sich die Technologie durch Prozessoptimierungen und Innovationen weiterentwickelt.

Standortabhängigkeit von Sekundärdaten

Sekundärdaten können zwar aus einer zuverlässigen Quelle stammen, sind jedoch meist nicht spezifisch für den zu untersuchenden IBT-Prozess und auch nicht für den Standort, an dem das betreffende Produkt hergestellt wird. Dies ist ein Problem, da die korrekte Bewertung vieler Prozesse, insbesondere auch ihrer Inputs und Outputs standortabhängig ist. Daher kann die Nutzung allgemeiner (Sekundär-)Daten oder solcher Daten, die sich auf einen anderen Standort beziehen, Auswirkungen auf die zu prüfenden Umweltwirkungen haben. Beispielsweise weisen Jegannathan und Nielsen (2013) in Bezug auf die Produktion von Enzymen zurecht darauf hin, dass Umweltwirkungen von Region zu Region variieren, da Produktionstechnologie, Energieversorgung, Transportsysteme, landwirtschaftliche Verfahren und Umgebungstemperaturen unterschiedlich sind. Ein weiteres Beispiel ist der sogenannte Energiemix als Input in einen Produktionsprozess, der ebenfalls standortabhängig ist: Soll die Wirkung eines in Schweden oder der Schweiz hergestellten IBT-Produkts auf den Klimawandel

bilanziert werden, darf für die Berücksichtigung der genutzten Energie nicht ein mitteleuropäischer Energiemix, der im Vergleich zu diesen beiden Ländern CO₂-intensiver ist, zugrunde gelegt werden, da diese Länder klimagünstigere Energiequellen nutzen.

Uneinheitlichkeit von Sekundärdaten

Sekundärdaten sind in zahlreichen Datensätzen verfügbar. Aufgrund unterschiedlicher Zielsetzungen und unterschiedlicher Vorgehensweisen bei ihrer Generierung können sie sich jedoch stark voneinander unterscheiden und zu unterschiedlichen Ergebnissen führen. LCA-Anwender werden also unter Umständen damit konfrontiert, dass verschiedene, sich ggf. widersprechende Datensätze für ein und dasselbe Produkt verfügbar sind. Je nach Wahl der zugrunde gelegten Daten ergeben sich damit u. U. entscheidende Unterschiede bei den Ergebnissen (Harst/Potting 2014).

Allgemein schlechte Qualität von Daten

Daten können allgemein von schlechter Qualität sein, d. h. falsch, unvollständig oder veraltet. Selbst in Studien mit insgesamt hochwertigen Daten kann es einige Daten geben, auf die dies zutrifft oder die aus einer unsicheren Quelle stammen. Zum Beispiel werden in der Enzym-Studie von Novozymes (Nielsen et al. 2007; Kap. IV.2.3) veraltete Daten zur Energieversorgung von 1996 verwendet, wie die Autoren selbst anmerken. Auch durch Aggregation von Daten, beispielsweise durch grobe Kategorisierungen wie »Ressourcen« oder »Emissionen«, geht Information verloren und die Qualität der Aussagen wird verringert (Harst/Potting 2014).

Gegenwärtige und zukünftige Ansätze zur Abhilfe

5.4

Die Datenverfügbarkeit stellt also ein komplexes Problem dar. Wesentlich dabei ist, dass aufgrund der Tatsache, dass es sich um eine junge, sehr innovative Technologie handelt, und aufgrund der Eigentumsrechte wichtige Primärdaten in guter Qualität nicht verfügbar sind. Deshalb haben viele Autoren alternative Lösungen zum Umgang mit diesem Problem bzw. zur Sicherung einer guten Datenqualität vorgeschlagen.

Harst und Potting (2014) sowie Huijbregts et al. (2001) betonen, dass innerhalb einer durchgeführten LCA-Studie Unsicherheiten durch eine Reihe von Instrumenten, wie Sensitivitätsanalysen, Szenarioanalysen sowie Monte-Carlo-



III. Zugänge zur Umwelt- und Nachhaltigkeitsbewertung

Methoden, identifiziert werden können und damit eine Qualitätssicherung bzw. -einschätzung stattfinden kann. Bei der Nutzung von Proxydaten in LCAs, die sich auf Produkte in frühen Entwicklungsstadien befinden, müssen Unsicherheiten detailliert beschrieben und umfassende Informationen zu Datenquellen, Berechnungsmethoden und untersuchten Materialien bereitgestellt werden (Hetherington et al. 2014). Bessou et al. (2011) sprechen sich für die Einbeziehung von qualitativen Indikatoren in die Bewertung der Datenqualität. Dabei werden Daten nach Zuverlässigkeit, Vollständigkeit und ihrer zeitlichen, geografischen und weiteren technologischen Beziehungen hinsichtlich Ziel und Umfang der Studie bewertet.

Die Entwicklung von Methodiken der Nachhaltigkeitsbewertung von Technologien über deren Lebenszyklus hinweg ist weiterhin Gegenstand der Forschung.

Fazit

6.

Eine Bewertung von Beiträgen der industriellen Biotechnologie zu einer nachhaltigen Entwicklung unserer Gesellschaft muss verschiedene Ebenen ansprechen. Auf der *Mikroebene* ist nach der Beurteilung einzelner Prozesse und Produkte der IBT zu fragen. Auf der *Makroebene* ist zu untersuchen, ob, inwieweit und unter welchen Umständen die industrielle Biotechnologie als Ganze zu der Vision beitragen kann, die von der Nutzung fossiler Rohstoffe geprägte Wirtschaftsweise auf die Nutzung erneuerbarer Ressourcen umzustellen (Bioökonomie) und damit einen wesentlichen Beitrag zu nachhaltiger Entwicklung zu leisten.

Für die Analyse der Umwelteffekte und relativen Nachhaltigkeitsbeiträge der IBT auf der Mikroebene werden verschiedene Methoden angewendet, von Einzelkennzahlen (E-Faktor, KEA, PCF etc., Kap. III.4.1) bis hin zu komplexeren Methoden wie dem LCA oder Rahmenwerken, die unterschiedliche Bewertungen miteinander kombinieren. Unterschiedliche Methoden führen häufig zu unterschiedlichen oder sogar widersprüchlichen Ergebnissen, ähnliche Methoden jedoch ebenfalls. So sind beispielsweise Unstimmigkeiten zwischen dem PCF und LCA nicht ungewöhnlich. Je enger die methodischen Zugänge sind, desto kostengünstiger und scheinbar eindeutiger sind die Beurteilungsergebnisse, aber desto höher ist auch die Gefahr, dass diese Ergebnisse die Komplexität der Realität nicht adäquat wiedergeben bzw. die Umweltwirkung und Nachhaltigkeitseffekte von Produkten oder der Technologie falsch wiedergeben. Grundsätzlich empfehlen daher Experten und Organisationen wie die OECD die Nutzung von komplexen, ganzheitlichen Methoden.

Jedoch sind auch ganzheitliche Ansätze mit Problemen verbunden, denn sie benötigen enorme Datenmengen, deren Beschaffung aufwendig ist und zu deren Auswertung und Interpretation komplexe Modelle benötigt werden. Die Ergebnisse sind oft schwer zu verstehen und nachzuvollziehen. Sie bleiben für Nichtexperten oft intransparent und können zu mehrdeutigen Ergebnissen führen, was die Glaubwürdigkeit der Aussagen untergraben kann. Ein weiteres Problem liegt in der Wahl geeigneter Vergleichsmaßstäbe, d.h. der Schwierigkeit, Produkte der IBT mit geeigneten Produkten konventioneller Erzeugung zu vergleichen, die zwar ähnliche Nutzen und Funktionen haben mögen, aber über ganz unterschiedliche Input-Output-Daten verfügen. Die Herstellung von Vergleichbarkeit erfordert spezifische methodische Standards, deren Entwicklung und Etablierung einen großen Aufwand erfordern.

Die Analyse einzelner Produkte oder Verfahren (Mikroebene) erlaubt noch keine Aussagen darüber, welche Rolle die IBT insgesamt für die Realisierung einer Bioökonomie spielen kann (Makroebene). Für die Einschätzung dieser Gesamtbeiträge ist entscheidend, welche Produkte genau in welchen Mengen mit welchen Prozessketten unter Verwendung welcher Rohstoffe etc. erzeugt werden sollen bzw. können. Besondere Beachtung verdient hier die nachhaltige Bereitstellung des nachwachsenden Rohstoffs Biomasse.

Insgesamt muss konstatiert werden, dass die methodischen Probleme der Nachhaltigkeitsbewertung nicht einfach auszuräumen sind. Eine Einschätzung auf der Makroebene kann im Rahmen dieses Berichts nur zu zwei Aspekten erfolgen: Zum einen werden in Kapitel VI einige Diskussionslinien zu dem für die Nachhaltigkeit der IBT entscheidenden und zugleich übergreifenden Aspekt der Versorgung mit nachwachsenden Rohstoffen vorgestellt. Zum anderen wird ein Überblick über die *typischen* relativen Nachhaltigkeitsbeiträge einzelner Produkte und Prozesse der IBT gegeben/versucht. Ein zentrales Problem besteht hier in der Aggregation von Einzelaussagen zu Gesamtaussagen.



Umwelt- und Nachhaltigkeitsbeiträge wichtiger Produkte und Prozesse

IV.

Die Analyse und Bewertung von Umweltwirkungen und Nachhaltigkeitsbeiträgen der IBT haben neben verschiedenen methodischen Herausforderungen (Kap. III) auch die Schwierigkeit, dass das Feld der biotechnologischen Produkte und Prozesse zu groß ist, um es vollständig und umfassend behandeln zu können (TAB 2016). In der Literatur findet sich eine wachsende Anzahl von Studien, in denen die Umweltwirkungen von IBT-Produkten und -Prozessen mit denen ihrer konventionellen Entsprechungen verglichen wurden. Dabei wurden sowohl umfassendere Methoden, wie z. B. LCAs, als auch einfache, auf Umweltkennzahlen beruhende Verfahren verwendet.

In diesem Kapitel sollen Ergebnisse dieser Analysen zusammengefasst werden, um den aktuellen Wissensstand zu Bewertungen von Umweltwirkung und Nachhaltigkeitsbeiträgen der IBT zu skizzieren, bei dem auch auf methodische Herausforderungen eingegangen wird. Die Grundlage bilden wissenschaftlich fundierte Berichte sowie Artikel in Fachzeitschriften, wobei ein Fokus auf LCA-Bewertungen von biobasierten Produkten liegt. Ein Anspruch auf Vollständigkeit besteht indes nicht. Zu Beginn werden zwei Metastudien zur IBT ausgewertet (Kap. IV.1). In der ersten Studie wurde eine große Bandbreite sehr unterschiedlicher Produkte der IBT untersucht. In der zweiten Analyse wurden enzymunterstützte Prozesse untersucht und zur Bewertung ihrer Umweltwirkungen mit konventionellen Prozessen verglichen. Anschließend werden in Kapitel IV.2 verschiedene Analysen (meist LCA) zu spezifischen Produkten vorgestellt. Dabei ist es sinnvoll, verschiedene Produktgruppen zu unterscheiden. Folgende Produktgruppen werden betrachtet:

Biokraftstoffe (insbesondere Bioethanol), die aus Pflanzen und erneuerbaren Materialien gewonnen werden (Kap. IV.2.1),

Grund- und Plattformchemikalien (Kap. IV.2.2): Grundchemikalien sind Chemikalien, die in großen Mengen (über 20.000 t/Jahr – z. B. Zitronensäure) mittels großtechnischer Anlagen hergestellt werden und i. d. R. geringe Gewinnmargen aufweisen. Plattformchemikalien dienen als Ausgangspunkt für die weitere Verarbeitung zu unterschiedlichen Produkten in der chemischen Industrie (z. B. Glycerin).²⁹

²⁹ Die hier gewählte Einteilung ist nicht trennscharf, da manche Chemikalien in mehrere Kategorien eingeordnet werden können. Ethanol wird beispielsweise als Plattformchemikalie und als Biokraftstoff eingesetzt. Im Zweifelsfall wird im vorliegenden Bericht das Produkt gemäß seiner verbreiteteren Nutzung kategorisiert. Entsprechend wird beispielsweise Ethanol in die Gruppe der Biokraftstoffe eingeordnet.

^
› IV. Umwelt- und Nachhaltigkeitsbeiträge wichtiger Produkte und Prozesse
v

Feinchemikalien und *Spezialchemikalien* (Kap. IV.2.3): Erstere bezeichnen hochwertige Chemikalien wie etwa Vitamine und Aminosäuren. Letztere sind Chemikalien, die in spezialisierten Anwendungen zum Einsatz kommen, darunter Geschmacks- und Duftstoffe, Gießerei- und Agrarchemikalien, Arzneimittel etc. (z.B. Hyaluronsäure). Sie werden in der Regel in kleinen Mengen hergestellt.

Allgemeine Studien zu biotechnologischen Produkten und Prozessen

1.

Die Abschätzung der relativen Nachhaltigkeitswirkungen der IBT in Bezug auf Umweltauswirkungen kann auf der Mikroebene (Kap. III.3.1) auf zwei Wegen stattfinden. Zum einen können *Produkte*, die aus erneuerbaren Rohstoffen (biobasiert) mithilfe von biotechnologischen Verfahren hergestellt sind, gegenüber vergleichbaren konventionell hergestellten Produkten betrachtet werden. Zum anderen können – bei im Wesentlichen ähnlichen oder gleichen Ausgangsstoffen und Endprodukten – einzelne biotechnologische Produktionsschritte (*Prozesse*) vergleichend gegenüber konventionellen Produktionsschritten analysiert werden. Nachfolgend werden zwei Metastudien ausgewertet, die diesen beiden Wegen folgen, d.h. in denen jeweils unterschiedliche Produkte bzw. Prozesse analysiert wurden: eine produktorientierte Studie von Weiss et al. (2012) und eine prozessorientierte Studie von Jegannathan/Nielsen (2013), in der verschiedene enzymatische Prozesse untersucht wurden.

Produktorientierte Metastudie

1.1

Für eine *produktorientierte Metaanalyse* zu den Umweltwirkungen von IBT werteten Weiss et al. (2012) 44 LCAs als Primärstudien aus, in denen 60 unterschiedliche biobasierte Produkte – kategorisiert als Textilien, Kunststoffe, Tenside, Isolationsmaterialien, hydraulische Öle und Schmierstoffe, Gummi, Verbundwerkstoffe, Lacke und Farben sowie Bodenbelege – im Hinblick auf ihre Umweltwirkungen im Vergleich zu funktional ähnlichen, konventionell hergestellten Materialien untersucht wurden. Die Autoren betrachteten sechs Umweltwirkungskategorien: (1) Verbrauch nichterneuerbarer Energie («non renewable energy use» [NREU])³⁰, (2) Klimawandel (Treibhausgasemissionen), (3)

30 NREU ist eine klassische Umweltwirkungskategorie, die die Erschöpfung fossiler Ressourcen betrachtet. Bei Vergleichen implizieren negative Werte den Ersatz fossiler Ressourcen durch erneuerbare Energien.

Eutrophierung, (4) Versauerung,³¹ (5) stratosphärischer Ozonabbau und (6) photochemische Ozonbildung.³² Für jedes Produkt wurden die relativen Umweltwirkungen berechnet, also die Differenz zwischen der Umweltwirkung des biobasierten und des konventionell hergestellten Materials. Für jede Produktgruppe wurde anschließend das arithmetische Mittel (und die Standardabweichung) dieser relativen Umweltwirkungen berechnet.³³ Schließlich berechneten Weiss et al. (2012) aus den Mittelwerten, d. h. den produktgruppenspezifischen Umweltwirkungen, die durchschnittliche Wirkung pro Wirkungskategorie.

Bezogen auf die über alle Produktgruppen gemittelte relative Umweltwirkung ergeben sich folgende Ergebnisse. Bei der Produktion von biotechnologisch hergestellten Produkten im Vergleich zu entsprechenden konventionellen Produkten ist der Verbrauch nichterneuerbarer Energie³⁴ durchschnittlich geringer. Pro t biobasiertem Material können im Vergleich 55 ± 34 Gigajoule Primärenergie eingespart werden. Es werden weniger Treibhausgase emittiert. So können je t des Endprodukts ca. 3 ± 1 t CO₂-Äquivalente eingespart werden.³⁵ Diese Werte sind jedoch mit Vorsicht zu interpretieren, da sie die Treibhausgasemissionen aus indirekter Landnutzungsänderung³⁶ vernachlässigen und bei den untersuchten LCA-Studien die Lachgasemissionen (Lachgas [N₂O] ist ein

31 Eutrophierung und Versauerung bezieht sich auf Umweltwirkungen, die insbesondere bei der Produktion der verwendeten nachwachsenden Rohstoffe in den entsprechenden Umweltmedien (i. d. R. Böden, Luft und Gewässer) auftreten. Hierbei müssen Annahmen zugrunde gelegt werden, wo, wie und unter welchen Umständen die Rohstoffe produziert werden. Eutrophierung geht beispielsweise auf die Verwendung von nitrat- und phosphathaltigen Düngern landwirtschaftlicher Produktion und die Versauerung ebenfalls auf Düngemittel bzw. auf Verbrennungsprozesse bei biobasierten Schmiermitteln zurück.

32 Weitere Umwelteffekte wie der potenzielle Verlust an Biodiversität, mögliche Bodendegradierungen, Erosion, Waldverluste oder THG-Effekte, die durch indirekte Landnutzungsveränderungen hervorgerufen werden könnten, wurden in der Studie nicht berücksichtigt.

33 Beispielsweise wurde zur Berechnung der relativen Umweltwirkung »Klimawirkung von biobasierten Kunststoffen« für jeden einzelnen biobasierten Kunststoff die Differenz der Treibhausgasemissionen zwischen dem biobasierten und dem konventionellen Vergleichskunststoff bestimmt (relative Umweltwirkung) und diese Differenzen dann gemittelt. Dies wurde als Maß für die relative Umweltwirkung »Klimawandel« für die Produktgruppe Biokunststoffe verwendet.

34 Auch bei der Produktion im Rahmen der IBT werden trotz der ggf. eingesetzten nachwachsenden Rohstoffe weiterhin fossile Energieträger benötigt und eingesetzt.

35 Unter Berücksichtigung des sogenannten Global Warming Potential von Treibhausgasemissionen über einen Zeitraum von 100 Jahren.

36 Wenn Biomasse auf einer bestehenden Anbaufläche produziert wird, kann an anderer Stelle eine neue Anbaufläche entstehen (z. B. als Reaktion auf den fortlaufenden Bedarf an Nutzpflanzen für Lebens- und Futtermittel). Dies kann zu einer Landnutzungsänderung (z. B. Umwandlung von Wald- in Agrarland) führen, was wiederum dazu führt, dass erhebliche Mengen CO₂ in die Atmosphäre freigesetzt werden.

^
› IV. Umwelt- und Nachhaltigkeitsbeiträge wichtiger Produkte und Prozesse
v

Treibhausgas) aus der Biomasseproduktion möglicherweise nicht berücksichtigt wurden. Es sind durchschnittlich höhere Eutrophierungspotenziale – bis zu 5 ± 7 kg Phosphatäquivalente pro t – zu erwarten. Für die Werte sind vor allem die intensiv landwirtschaftlichen Anbauweisen zur Herstellung von Biomasse verantwortlich (Nitrat- und Phosphateinträge in Gewässer durch intensive Düngung mit entsprechenden Auswirkungen auf die Artengemeinschaften, Ammoniakfreisetzungen bei der Ausbringung von Dünger). Der stratosphärische Ozonabbau kann erhöht sein – im Durchschnitt um $1,9 \pm 1,8$ kg Distickstoffmonoxidaquivalente pro t. Dies geht vor allem auf die intensiv landwirtschaftlichen Anbaumethoden zurück, die Düngemittel im großen Maßstab einsetzen. Es zeigen sich mit Blick auf Versauerung und photochemische Ozonbildung im Durchschnitt keine eindeutigen Unterschiede, wobei ein sehr hoher relativer Unsicherheitsfaktor besteht. Letzteres deutet darauf hin, dass diese Wirkungen produktgruppenspezifisch sind. Biobasierte Kunststoffe können die Versauerung tendenziell senken, während biobasierte Schmierstoffe im Vergleich zu konventionellen Materialien die Versauerung erhöhen können.

Die Studie von Weiss et al. (2012) gilt gegenwärtig als die umfangreichste Quantifizierung der Umweltwirkungen von biobasierten Materialien. Die Autoren weisen jedoch auf die Grenzen der Belastbarkeit der Ergebnisse hin. Die vielen und unterschiedlichen methodischen Setzungen und Annahmen (z. B. Hintergrundannahmen, Systemgrenzen, Life-Cycle-Szenarien) in den einzelnen ausgewerteten Primärstudien können zu großen Verzerrungen führen. Die beiden Kategorien mit großen Datenmengen (Verbrauch nichterneuerbarer Energie und Klimawandel) verzeichnen hohe Fehlerintervalle (bei der Wirkungskategorie »nichterneuerbare Energie« erreicht die Standardabweichung mehr als 50 % des finalen Durchschnittswerts). Die Ergebnisse sind dennoch von Bedeutung, denn trotz der Fehlerbereiche verbleiben in jedem Fall erhebliche Einsparungen. In allen anderen Wirkungskategorien sind die Datenmengen klein und dabei auch oftmals verzerrt, was zu Fehlerintervallen führt, die größer sind als die Durchschnittswerte. Hier ist eine eindeutige Interpretation schwierig.

Prozessorientierte Metastudie

1.2

Die zweite Metaanalyse, die hier herangezogen werden soll, stammt von Jegannathan und Nielsen (2013). Sie schlagen einen anderen methodischen Weg ein. Es handelt sich um die erste ausführliche prozessorientierte Betrachtung der Enzymtechnologie. Enzyme sind typische Produkte der IBT, die in Fermentationsbehältern durch Mikroorganismen hergestellt werden. In der Studie werden 24 LCA- und weitere vier Studien berücksichtigt, in denen einfache Metho-

denansätze angewendet wurden.³⁷ Die Autoren befassen sich speziell mit den Produktionsprozessen, in denen Ausgangsmaterialien und Endprodukte gleich oder ähnlich sind wie im konventionellen (in der Regel chemischen, d.h. nicht biotechnologisch basierten) Herstellungsprozess, und statt einer konventionellen Prozessstufe ein enzymatischer Prozess der IBT zur Anwendung gelangt.

Jegannathan und Nielsen (2013) kamen zu folgendem Schluss: Bis auf eine Ausnahme werden bei biotechnologischen Verfahren Energie und/oder Chemikalien eingespart und im Vergleich zu konventionellen Produktionsverfahren Treibhausgasemissionen reduziert. Darüber hinaus können bei enzymgestützten Prozessen tendenziell Versauerung, Eutrophierung und die photochemische Ozonbildung reduziert werden, obwohl diese Wirkungskategorien in den von Jegannathan und Nielsen ausgewerteten Studien in geringerem Umfang berücksichtigt wurden. Folgende Ergebnisse sollen beispielhaft angeführt werden:

Das Enzym Cellulase wird in der Papierindustrie genutzt, um in Recyclingverfahren Tinte von Altpapier zu entfernen. In diesem Prozess (sogenanntes De-inking) werden üblicherweise große Mengen schädlicher Chemikalien eingesetzt (z.B. H_2O_2 , NaOH). Laut einer der ausgewerteten LCA-Studien (Skals et al. 2008) spart der Einsatz von Cellulase beim De-inking Energie und Chemikalien. Das reduziert den Verbrauch fossiler Brennstoffe, wodurch wiederum Schadstoffemissionen verringert werden, die in Verbindung mit Klimaerwärmung (CO_2) und Versauerung (SO_x , NO_x) stehen. Der einzige ökologische Nachteil des Verfahrens besteht darin, dass Landflächen benötigt werden, um die Kohlenhydrate gewinnen zu können, die zur Herstellung von Enzymen mittels Fermentation gebraucht werden. Die Enzymmengen und die für ihre Herstellung benötigte Biomasse sind jedoch sehr gering.³⁸

Proteasen und Lipasen werden zur Zersetzung von Proteinen und Fetten in der Velourslederverarbeitung genutzt. Dazu werden Lederstücke herkömmlich in Wasser mit Tensiden und Soda eingeweicht. Nielsen (2006) zeigt in einer LCA-Studie, dass sich beim enzymgestützten Prozess die Verarbeitungszeit verringert, weniger Tenside und Soda erforderlich sind und gleichzeitig Energie gespart wird. Das enzymatische Verfahren verringert außerdem die Abwasserbelastung.

Pektinase wird u.a. in der Fruchtsaftherstellung eingesetzt. Dieses Enzym hydrolysiert Pektin, ein Polysaccharid, das den Ertrag reduziert und den Saft trübt. Eine LCA-Studie (Royal DSM N.V. 2009) zur Apfelsaftproduktion zeigt,

37 siehe Kapitel III.4.1 für eine Erklärung zur Methodik der Einzelkennzahlen

38 Für das De-inking von 1 t Papier werden beispielsweise nur rund 0,22 m² Landfläche veranschlagt. Etwa 16,5 Mio. t Altpapier werden jährlich (2013) in Deutschland zur Papierproduktion eingesetzt (VDP 2014) und dafür de-inkt. Hieraus ergibt sich rechnerisch ein Landbedarf von 363 ha oder 3,63 km².

^
› IV. Umwelt- und Nachhaltigkeitsbeiträge wichtiger Produkte und Prozesse
v

dass das enzymatische Verfahren den Fruchtgehalt weniger beeinträchtigt und CO₂-Emissionen verringert.

Lipase kann in der kosmetischen Industrie für die Herstellung von Hautpflegemitteln (sogenannte Emollients) eingesetzt werden. Der herkömmliche Prozess nutzt einen Zinnkatalysator bei erhöhten Temperaturen und produziert viel Abfall. Lipase ersetzt den Zinnkatalysator und ist bereits bei niedriger Temperatur aktiv. Das spart Energie, Rohstoffe und verringert die Abfallmenge (Thum/Oxenbøll 2008).

Die Ergebnisse dieser Analysen sind Jegannathan und Nielsen (2013) zufolge belastbar. Da sich bei den untersuchten Studien jedoch auf spezifische Produktionsanlagen bezogen wird, weisen die Autoren darauf hin, dass man Generalisierungen auf Detailebene gegenüber vorsichtig sein sollte, da zwischen den einzelnen Produktionsanlagen und zwischen unterschiedlichen Ländern erhebliche Variationen auftreten können (Jegannathan/Nielsen 2013, S. 230). Die Autoren weisen ferner darauf hin, dass die Auswahl der untersuchten Wirkungskategorien mitunter eingeschränkt ist: In der Mehrheit (80 %) der ausgewerteten Primärstudien wurde die Kategorie Treibhausgasemissionen, gefolgt von Energieverbrauch, Versauerung, Eutrophierung und photochemischer Ozonbildung behandelt. In zwei Studien wurde sich nur auf den CO₂-Fußabdruck konzentriert. Die Frage der Landnutzung wurde nur in einer Studie untersucht. Toxizität und Wasserverbrauch wurden lediglich in drei Fällen analysiert. Hier sollte noch einmal darauf hingewiesen werden, dass nicht in allen der in der Metaanalyse untersuchten Teilstudien umfassende Ökobilanzen durchgeführt wurden. Kuhn et al. (2010) nutzten beispielsweise den E-Faktor (Kap. III.4.1) sowie ökologische Indizes, um die Leistung des speziellen Biokatalysators Oxygenase zu analysieren.

Produktgruppenspezifische Studien 2.

Im Folgenden wird eine Auswahl von Studien ausgewertet, welche die relativen Nachhaltigkeitswirkungen von Produkten der IBT betrachten bzw. bewerten. Dabei ist es sinnvoll, verschiedene Produktgruppen zu unterscheiden.

Biokraftstoffe 2.1

Biokraftstoffe stehen nicht im Fokus des vorliegenden Berichts, da dieser Spezialaspekt bereits umfassend aufgearbeitet wurde (Angerer 2007; Plevin/Kammen 2013; Sims et al. 2008; TAB 2007, 2010 u. 2012). Drei wesentliche



Gründe sprechen dennoch dafür, einen kurzen Überblick über wichtige Ergebnisse aus LCA-Studien zu Biokraftstoffen zu geben.

Wegen der Bedeutung von Biokraftstoffen in der öffentlichen Wahrnehmung sind für diese Produkte Analyseansätze entwickelt und umfassend erprobt worden, die eine umfassendere Bewertung von Nachhaltigkeit anstreben (Bessou et al. 2011; Börjesson/Tufvesson 2011; Creutzig/Kammen 2009; Fargione et al. 2008; Farrell et al. 2006; Kendall/Yuan 2013; Menten et al. 2013; Murphy/Kendall 2015; Quirin et al. 2004; Searchinger et al. 2008; Simpson et al. 2008; Zah et al. 2007). Aufgrund der vergleichsweise großen Mengenanteile der energetischen Verwendung von Biomasse haben die dabei gewonnenen Erkenntnisse und Ergebnisse für die Einschätzung der Umweltwirkungen der IBT insgesamt eine wesentliche Bedeutung.

Biokraftstoffe sind mengenmäßig eines der wichtigsten Produkte der IBT. Bei den Herstellungsprozessen ist nicht immer eindeutig, ob Produkte oder Zwischenprodukte für die stoffliche oder energetische Nutzung verwendet werden (z. B. bei Ethanol).

Als für Nachhaltigkeit zentrale Frage erweist sich die ausreichende Verfügbarkeit nachwachsender Rohstoffe bzw. die Flächenkonkurrenz in der Landnutzung (Kap. VI). Hier konkurrieren Flächennutzungen zur Erzeugung von Biokraftstoffen direkt mit Flächennutzungen für die stoffliche Nutzung, für die Ernährung oder mit dem Erhalt naturnaher Flächen für den Natur- oder Biodiversitätsschutz.

Biokraftstoffe werden nach den jeweiligen Rohstoffen und Herstellungsverfahren in Biokraftstoffe der ersten, zweiten oder dritten Generation unterschieden.

Biokraftstoffe der ersten Generation

Für Biokraftstoffe der ersten Generation wird die Biomasse auf Ackerflächen produziert und anschließend zu Kraftstoffen weiterverarbeitet, d. h., die Herstellungsverfahren für Biokraftstoffe der ersten Generation (Kombinationen von Ausgangsstoff, Verarbeitungsverfahren und Brennstoffart) benötigen Biomasse von anbaufähigem Land. Ein wichtiges Beispiel ist die Herstellung von Ethanol aus Mais oder Zuckerrohr. Dadurch wird Ackerland, das vorher für die Ernährung (Lebensmittel und Futterpflanzen) zur Verfügung stand, sowie Forst- und Weideland in Land für Biomasse umgewandelt (direkte Landnutzungsänderung). Entsprechend stehen diese Flächen nicht für die Nahrungsmittelherstellung zur Verfügung. Das wird im Kontext der Ernährungssicherheit kritisch betrachtet (Creutzig/Kammen 2009; Searchinger et al. 2008).

Die Herstellung von Biokraftstoffen und die damit verbundenen (direkten und indirekten) Landnutzungsänderungen beeinflussen die Treibhausgasemis-

^
› IV. Umwelt- und Nachhaltigkeitsbeiträge wichtiger Produkte und Prozesse
v

sionen und führen durch Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion zu einer Reihe von negativen Umwelteffekten. Beispiele sind Emissionen durch intensiven Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, erhöhter Wasserverbrauch, Verlust von Biodiversität durch flächige Monokulturen bzw. den Herbizid- und Pestizideinsatz. Die Ausdehnung der Ackerflächen durch Rodung von Wäldern und durch die Umwandlungen von Brach- und Weideflächen führt zur Erhöhung von Treibhausgasemissionen und der Reduktion des künftigen Kohlenstoffbindungspotenzials. Derartige Effekte entstehen international nicht nur durch die direkte Nutzung von Ackerflächen für die Produktion von Energiepflanzen, sondern auch durch indirekte Landnutzungsänderungen, um die verbleibenden Bedarfe an Nahrungsmitteln zu decken.

All dies lässt die allgemeine Umweltbilanz der Biokraftstoffe der ersten Generation allgemein eher kritisch aussehen. Im Hinblick auf die Klimawirkung von Biokraftstoffen der ersten Generation kommen die verschiedenen LCAs zu uneinheitlichen Ergebnissen. Bei nicht wenigen bestehen Zweifel, ob und inwieweit Vorteile dieser Biokraftstoffe in Bezug auf die Klimawirkung gegeben sind (Bessou et al. 2011; Börjesson/Tufvesson 2011; Creutzig/Kammen 2009; Fargione et al. 2008; Patel et al. 2006; Searchinger et al. 2008; Zah et al. 2007). Die Variabilität der Aussagen entsteht dabei vor allem aus der unterschiedlichen Berücksichtigung des Landnutzungswandels in den Analysen. Wird beispielsweise modelliert, dass tropischer Regenwald gerodet werden musste, schlagen die anfallenden Emissionen von Kohlenstoff aus Holz und Bodenerosion so stark zu Buche, dass enorme Treibhausgasnachteile im Vergleich zu fossilen Energieträgern über lange Zeiträume entstehen (Börjesson/Tufvesson 2011; Searchinger et al. 2008). Bei der Einschätzung negativer Auswirkungen auf Versauerung, Eutrophierung, photochemische Oxidation und Erhalt der Biodiversität zeigen sich die Studien einheitlicher (Bessou et al. 2011; Börjesson/Tufvesson 2011; Simpson et al. 2008; Zah et al. 2007).

Trotz all dieser Probleme dominieren Biokraftstoffe der ersten Generation, wie brasilianisches Ethanol aus Zuckerrohr oder Maisethanol aus den USA, gegenwärtig den internationalen Biokraftstoffmarkt (Sims et al. 2008). Dies ist nicht zuletzt den politischen Maßnahmen geschuldet, die ihren Einsatz fördern (z. B. Subventionen und Steuervergünstigungen) und in vielen Ländern, auch in der EU, eingesetzt werden (Hall 2014). Diese Situation wird wahrscheinlich auch noch in naher Zukunft anhalten, da bessere Alternativen wie Kraftstoffe der zweiten und dritten noch nicht ausgereift sind (Sims et al. 2008).

Biokraftstoffe der zweiten Generation

Die Biomasse für Biokraftstoffe der zweiten Generation kann, im Gegensatz zu denen der ersten Generation, aus einem breiteren Spektrum an Biomasse herge-

stellt werden. Neben einfach zu verarbeitenden Komponenten wie Ölen, Zucker, Stärke, können Biokraftstoffe der zweiten Generation auch aus der Umwandlung fast aller lignocellulosehaltiger Materialien (z.B. Chinaschilf, Recyclingholz, Gras, Bioabfall) gewonnen werden. Damit können auch ganze Pflanzen verarbeitet werden. Die Ausgangsmaterialien können teilweise auf Flächen angebaut werden, die nicht für die Lebensmittelproduktion geeignet sind. Damit steht die Produktion dieser Biokraftstoffen weniger im Konflikt mit der Lebensmittelproduktion, auch wenn das Problem der Flächenumwandlung von Wäldern etc. bestehen bleibt. Auch könnte Flächenkonkurrenz ein Problem bleiben, wenn lignocellulosehaltige Energiepflanzen auf Ackerland angebaut werden.

Biokraftstoffe der zweiten Generation schneiden in den LCAs bei vielen Umweltwirkungskategorien weit besser ab als Biokraftstoffe der ersten Generation. So können Einsparungen der Treibhausgasemission von über 80 % im Vergleich zu Benzin erreicht werden (Slade et al. 2009), und auch im Hinblick auf die Energieeffizienz wie auch die Eutrophierung weisen Biokraftstoffe der zweiten Generation Vorteile auf (Börjesson/Tufvesson 2011; Cherubini et al. 2009; Spatari/MacLean 2010; Wiloso et al. 2012). Die Herstellung von Celluloseethanol steht allerdings gegenwärtig noch vor erheblichen Entwicklungsbarrieren. Das betrifft technologische Schwierigkeiten bei der Verarbeitung von Lignocellulose, die verhältnismäßig hohen Produktionskosten sowie die geringe Produktivität. Demzufolge ist die gegenwärtige Produktion gering (Margeot et al. 2009) und die Kommerzialisierung der Biokraftstoffe der zweiten Generation ist noch nicht bis zum großem Produktionsmaßstab fortgeschritten.

Biokraftstoffe der dritten Generation

Mikroalgen werden als mögliche Rohstoffe für die Produktion von Biokraftstoffen der dritten Generation betrachtet.³⁹ Hier sind bis zu einer großtechnischen Umsetzung jedoch noch größere Forschungs- und Entwicklungsleistungen zu erbringen als bei Lignocelluloseethanol. Die Biomasseproduktion durch Algen ist bezüglich Variabilität und Nachhaltigkeit mit großen Erwartungen verbunden, da sie eine hohe Produktivität aufweist, nicht mit Ackerflächen in Konkurrenz steht und einen potenziell hohen Öl- bzw. Kohlenhydratgehalt hat. Andererseits erfordert die Kultivierung von Mikroalgen hohe Energiemengen und ggf. auch hohe Wassermengen, wenn die Biomasse nicht in Bioreaktoren hergestellt wird (Rösch/Maga 2012).

39 Eine eindeutige Abgrenzung von Biokraftstoffen der zweiten und dritten Generation ist gegenwärtig nicht möglich – die Verwendung ist in der Literatur uneinheitlich.

- ^
› IV. Umwelt- und Nachhaltigkeitsbeiträge wichtiger Produkte und Prozesse
v

Vergleichende Analysen

Die relativen Nachhaltigkeitseffekte von Biokraftstoffen der zweiten und dritten Generation werden generell positiv eingeschätzt. Um dieses positive Bild besser einordnen zu können, muss allerdings auf methodische Schwierigkeiten hingewiesen werden, die hier besonders ausgeprägt sind: Die zugrundeliegenden Studien beziehen sich auf zukünftige und noch nicht ausgereifte Technologien, die sich im Wesentlichen auf Laborniveau befinden (sogenannte prospektive Analysen). Bei diesen Analysen spielen Unsicherheiten in den Quelldaten und hinsichtlich der methodischen Entscheidungen bei der Auswertung (welche Prozesse genau werden untersucht, welche Rohstoffe, welcher Vergleichsmaßstab, welche Rahmenbedingungen etc.) eine besonders große Rolle, was zu großer Variabilität und Unsicherheiten in den Ergebnissen führt (Hetherington et al. 2014). Darüber hinaus wurden in diesen Studien meist nur wenige Aspekte der Nachhaltigkeit, hauptsächlich Treibhausgasemissionen und Landnutzung, behandelt.

Um diesen Schwierigkeiten zu begegnen und ein umfassenderes Bild der Umweltwirkungen und Nachhaltigkeitseffekte von Biokraftstoffen geben zu können, sollen im Folgenden zwei umfassende TA-Studien zusammengefasst werden, eine Studie für TA-SWISS (Zah et al. 2010) sowie die auf dem Ansatz der Helmholtz-Gemeinschaft zur Nachhaltigkeit (HGF-Ansatz) (Kopfmüller et al. 2001) beruhende Studie von Rösch und Maga (2012).

Die Studie von TA-SWISS (Zah et al. 2010): Nachhaltigkeitspotenzial von Kraftstoffen der zweiten Generation für die Schweiz

Die TA-SWISS (Zah et al. 2010) führte 2010 eine umfassende TA-Studie zum Nachhaltigkeitspotenzial von Kraftstoffen der zweiten Generation für die Schweiz durch. Mithilfe einer sogenannten Sustainability Potential Analysis (SPA) wurden hier die ökologischen Aspekte von Biokraftstoffen analysiert, mit fossilen Brennstoffen sowie Biokraftstoffen der ersten Generation verglichen und in den Kontext der schweizerischen Mobilität und damit verbundenen Szenarien (z.B. Elektromobilität) gesetzt. Die SPA-Methode zielt darauf ab, das Nachhaltigkeitspotenzial eines Systems aus einer ganzheitlichen Sichtweise heraus einzuschätzen. Zu diesem Zweck legten Zah et al. (2010) 17 Indikatoren fest, die betrachtet wurden.⁴⁰

40 Das sind wirtschaftliche Effizienz, Energieeffizienz, Flächeneffizienz, Infrastruktur, Informationsstruktur, Treibhausgasemissionen, Umweltwirkungen, soziale Akzeptanz, Energieabhängigkeit, Ressourcenabhängigkeit, Wasserabhängigkeit, ökologische Veränderungen, wirtschaftliche Veränderungen, Flexibilität, Verlust von hochwertigen Ökosystemen, Einkommensgleichheit im ländlichen Raum, Einhaltung der Bestimmungen der internationalen Arbeitsorganisation.



Mit diesem breiten Spektrum an Indikatoren analysierten die Autoren zunächst Einzelelemente und darauf aufbauend Wertschöpfungsketten von Biokraftstoffen – von der Bereitstellung der Biomasse (beispielsweise aus Ölpalmen aus Indonesien oder Bioabfall aus der Schweiz) über die Herstellungsverfahren (z.B. Lignocellulosefermentation) bis hin zur Verwendung (z.B. Transport mithilfe von Elektroautos oder mit Ethanol betriebenen Autos). Für jeden einzelnen Indikator und jedes Element der Wertschöpfungskette ermittelten sie das sogenannte Nachhaltigkeitspotenzial. Aus den dabei gewonnenen Einzelwerten wurde eine Gesamtbewertung erstellt und das Nachhaltigkeitspotenzial für komplette Wertschöpfungsketten, d.h. Kombinationen von Ausgangsstoffen, Prozessen und Verwendung, berechnet. Als Beispiel könnte hierfür die Herstellung von Lignocelluloseethanol aus Schweizer Holz und die entsprechende Ökobilanz über den gesamten Lebenszyklus hinweg genannt werden. Abschließend untersuchten Zah et al. (2010) drei sehr unterschiedliche Szenarien für die Schweiz für die Jahre 2015 und 2030. Die wichtigsten Ergebnisse der Gesamtanalyse lassen sich so zusammenfassen:

Ergebnisse im Hinblick auf Einzelelemente der Wertschöpfungskette: In Bezug auf die Ausgangsstoffe zeigen Abfallrohstoffe wie Naturdünger, Bioabfall und Recyclingholz aufgrund der relativ seltenen Versorgungsunterbrechungen und geringen Auswirkungen auf die Flächennutzung das größte Nachhaltigkeitspotenzial. Das Nachhaltigkeitspotenzial speziell angebauter Biomasse (sowohl für Biokraftstoffe der ersten und zweiten Generation) ist durch Flächenverbrauch und negative Biodiversitätswirkungen belastet und daher in der Bilanz denen der fossilen Brennstoffe ähnlich. Die Nachhaltigkeitspotenziale der verschiedenen Verarbeitungsprozesse sind sehr ähnlich, wobei im Vergleich die Raffinerie fossilen Erdöls immer noch am besten abschneidet, da diese Technologie ausgereift ist und einen hohen Effizienzgrad erreicht. Hingegen erzielen biotechnologische Prozesse trotz geringerer Umweltwirkungen schlechtere Ergebnisse, weil sie immer noch durch hohe Kosten und geringere Energieeffizienz gekennzeichnet sind.

Ergebnisse im Hinblick auf Wertschöpfungsketten: Bei Betrachtung der Wertschöpfungsketten weisen die meisten Biokraftstoffe der zweiten Generation ein höheres Nachhaltigkeitspotenzial und umfangreichere Treibhausgasinsparungen auf als Biokraftstoffe der ersten Generation und fossile Brennstoffe. Die Ergebnisse sind jedoch stark abhängig von den eingesetzten Ausgangsstoffen. So wird bei der Nutzung von Abfallrohstoffen in Übereinstimmung mit den Einzelergebnissen ein höheres Nachhaltigkeitspotenzial erzielt als bei angebauter Biomasse. Biokraftstoffe der ersten Generation erweisen sich bei diesem Ansatz als noch weniger nachhaltig als ihre fossilen Vergleichsprodukte, was hauptsächlich auf umfangreiche Flächennutzung für den intensivlandwirtschaftlichen Anbau der spezifisch notwendigen Biomasse und die damit verbundenen großen negativen Umweltwirkungen zurückzuführen ist.

^
> IV. Umwelt- und Nachhaltigkeitsbeiträge wichtiger Produkte und Prozesse
v

Im Hinblick auf zukünftige Potenziale können Biokraftstoffe der zweiten Generation grundsätzlich eine nachhaltigere Mobilität als fossile Brennstoffe und Biokraftstoffe der ersten Generation ermöglichen, die auf landwirtschaftlicher Erzeugung basieren. Die Großproduktion von Biokraftstoffen der zweiten Generation in der Schweiz ist jedoch durch die begrenzte Verfügbarkeit von Land, von verwertbarem Abfall oder – im Fall von Kraftstoffen aus Algen – durch hohe Kosten und hohen Energieverbrauch eingeschränkt.

In den in der Studie betrachteten Szenarien für die Schweiz bis 2030 wird die Biomasse für Biokraftstoffe zweiter Generation von der inländischen Schweizer Produktion abgedeckt, während Biokraftstoffe der ersten Generation hauptsächlich aus Brasilien importiert werden. Zah et al. (2010) zufolge kann dieser Verteilungsschlüssel für hochentwickelte Länder insgesamt verallgemeinert werden, in denen große Mengen Abfallmaterial produziert wird und Knappheit von unausgelastetem Land sowie die Verfügbarkeit von Kapital die Inlandproduktion von Biokraftstoffen zweiter Generation und den Import von Biokraftstoffen der ersten Generation begünstigen. Dadurch wird jedoch das Gesamtpotenzial der Biokraftstoffe der zweiten Generation deutlich beschränkt. Das drückt sich u. a. dadurch aus, dass sogar in dem betrachteten Szenario, das durch die vergleichsweise größte Einsparung an Treibhausgasemissionen gekennzeichnet ist, nur 8 % der individuellen Mobilität durch Biokraftstoffe zweiter Generation bereitgestellt werden. Und durch diese, auf Biomasse zweiter Generation basierende Mobilität würden im Vergleich zu fossilen Brennstoffen nur 5 % Treibhausgasemission eingespart.

Die Studie von Rösch und Maga (2012): Biokraftstoffe der dritten Generation

Einen anderen methodischen Weg schlagen Rösch und Maga (2012) in ihrer Studie ein. Sie wählen den von Kopfmüller et al. (2001) entwickelten, ganzheitlichen und integrativen Nachhaltigkeitsansatz (sogenannter HGF-Ansatz⁴¹) und versuchen, ihn für eine prospektive Analyse der Mikroalgentechnologie anzuwenden. Der HGF-Ansatz basiert auf drei allgemeinen Prinzipien der nachhaltigen Entwicklung:

- > Sicherung der menschlichen Existenz,
- > Aufrechterhaltung des produktiven Potenzials der Gesellschaft,
- > Wahrung des gesellschaftlichen Entwicklungs- und Handlungspotenzials.

41 Der HGF-Ansatz wurde entwickelt, um Orientierung für die Transformation in ein nachhaltiges und zukunftsfähiges Deutschland zu geben bzw. Handlungswissen zur Verfügung zu stellen. Die Bewertung von Technik ist nicht zentrales Anliegen des Ansatzes.



Jedes dieser Grundprinzipien umfasst wiederum fünf Nachhaltigkeitsprinzipien (z.B. Schutz der menschlichen Gesundheit, nachhaltige Nutzung erneuerbare Ressourcen, nachhaltige Nutzung der Umwelt als Senke etc.). Aus der Studie von Rösch und Maga (2012) lassen sich folgende Aussagen zu prospektiven Nachhaltigkeitseffekten von Biokraftstoffen der dritten Generation und zu mit der Technologie verbundenen Konflikten treffen:

- Positive Nachhaltigkeitswirkungen der Mikroalgentechnologien sind in folgenden Bereichen denkbar: Algen können bei der Sicherung des Bedarfs an Lebensmitteln helfen beispielsweise als Nahrungsergänzung oder -zusatz. Algenproteine können die Qualität von Tierfutter erhöhen. Mikroalgen können die Produktion von erneuerbarer Energie unterstützen und High-tech-Arbeitsplätzen auf lokaler Ebene fördern. Die Nutzung von Abwasser als Medium der Algenproduktion könnte zwei positive Effekte erzielen: Qualitativ hochwertiges Trinkwasser würde nicht verbraucht und ggf. könnten die Algen sogar zur Wasserreinigung beitragen.
- Negative Umweltwirkungen können auftreten, beispielsweise wenn Chemikalien für die Reinigung der Reaktoren und die Extraktion von hochwertigen Substanzen aus den Zellen eingesetzt werden. Bei der Nutzung von Abwasser als Medium können gemischte Kulturen unterschiedlicher Algenarten auftreten, was zu Schwierigkeiten bei der Erzeugung von hochspezifischen und hochwertigen Produkten führen kann.

Wichtig sind aber auch die methodischen Ergebnisse. Die Autoren weisen darauf hin, dass klassische Methoden der Bewertung von Umweltwirkungen, wie die LCAs, einen Beitrag zur Ergebnisfindung leisten können, jedoch allein nicht ausreichend sind, um Nachhaltigkeitseffekte wirklich einschätzen zu können. Denn dies erfordert eine große Bandbreite von Indikatoren und in jedem Fall die Integration von quantitativen und qualitativen Ergebnissen. Selbst wenn das Spektrum hier ausgedehnt würde, bleibt als systematisches Problem die Gewichtungen der einzelnen Indikatoren bei Bewertungen. Allerdings können mithilfe eines ganzheitlichen Ansatzes wie des HGF-Ansatzes mögliche Konfliktfelder in einem frühen Stadium identifiziert werden.

Zwischenfazit

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass es eine Reihe von Studien gibt, in denen versucht wurde, die Umweltwirkungen und relativen Nachhaltigkeitseffekte von Biokraftstoffen der ersten, zweiten und dritten Generation zu bewerten. In den Analysen wurde größtenteils Ökobilanzen (LCAs) eingesetzt, die sich oft auf wenige Indikatoren (i. d. R. aus dem Bereich Klimawandel) fokussieren und andere Bereiche und Wirkungen außer Acht lassen.

^
› IV. Umwelt- und Nachhaltigkeitsbeiträge wichtiger Produkte und Prozesse
v

Der Landnutzungskonflikt – Nahrungsmittel *versus* Kraftstoffe – bleibt für die erste Generation der Biokraftstoffe besonders problematisch. Gleichzeitig bleiben positive Umweltwirkungen schwach, bzw. werden gar bestritten. Das betrifft selbst den Bereich der Treibhausgasemissionen. Hier decken sich die Ergebnisse verschiedener LCAs.

Biokraftstoffe der zweiten Generation weisen bessere ökologische Werte auf. Aber auch hier bleiben die positiven Umweltwirkungen begrenzt (z.B. auf Treibhausgasemissionen). Dies könnte durch Innovationen verbessert werden (besonders bei lignocellulosehaltigem Ethanol). Wenn die Versorgung mit Biomasse aus Abfällen nicht ausreicht, kann auch die Produktion von Biomasse für Biokraftstoffe der zweiten Generation zu Landnutzungsänderungen mit all den damit verbundenen Konflikten führen.

Kraftstoffe der dritten Generation auf Algenbasis erscheinen ökologisch vielversprechender. Um diese Technologie wettbewerbsfähig zu machen, sind jedoch noch große Innovationsschritte erforderlich. Die Umwelteffekte von Biokraftstoffen der zweiten und dritten Generation werden in den Studien nicht so eindeutig bewertet wie bei Biokraftstoffen der ersten Generation. Dies ist vor allem auf den stark unterschiedlichen Ausreifungsgrad der zugrundeliegenden Technologien und der damit verbundenen Knappheit an verlässlichen Daten zurückzuführen.

Grund- und Plattformchemikalien

2.2

Neben den Biokraftstoffen spielt die IBT für verschiedene Produktgruppen im Chemikalienbereich eine herausgehobene Rolle. Dabei wird üblicherweise in Grundchemikalien und Feinchemikalien unterschieden. Für die Einordnung von Chemikalien als Grundchemikalien steht die Produktionsmenge im Vordergrund. Grundchemikalien werden in großen Mengen (> 20.000 t/Jahr) produziert. Ihre Produktion erfolgt in hoch optimierten Produktionsprozessen, die Ertragsmargen sind i. d. R. klein. Bestimmte Grundchemikalien werden schon lange mithilfe von Biotechnologie produziert. Dazu zählen etwa Zitronensäure, Itaconsäure, Vitamin C, Antibiotika, L-Glutamat, Ethanol, Glucose/Fructose (TAB 2016). Zu diesen kommen weitere neue biotechnologisch produzierte Grundchemikalien hinzu.

Für die Einordnung eines Stoffes als Plattformchemikalie ist seine Funktion innerhalb einer Produktionskette maßgeblich: Es handelt sich um chemische Zwischenprodukte, die ihrerseits als Ausgangsmaterial für die Produktion verschiedener weiterer Chemikalien eingesetzt werden. Das TAB (2016) nennt als biotechnologische Produkte, die den Charakter von Plattformchemikalien tra-



gen, z.B. Ethanol⁴², Asparagin-, Bernstein-, Fumar-, Milch-, 3-Hydroxypropion- und 2,5-Furandicarbonsäure, 1,4-Butandiol, 1,3-Propandiol, Furfural, Glycerin, Hemicellulose, Xylitol und viele weitere.⁴³ Da viele Plattformchemikalien in großen Mengen produziert werden und beide Klassifikationen (Grund- und Plattformchemikalien) sich überschneiden, werden sie in diesem Kapitel gemeinsam behandelt.

Es gibt nur eine geringe Anzahl von Studien, in denen sich direkt mit biotechnologisch hergestellten Grund- oder Plattformchemikalien beschäftigt wurde und die einem Peer-Review-Prozess unterzogen wurden. Es gibt jedoch eine Reihe von fundierten Berichten, in denen Ökobilanzen über Plattformchemikalien beschrieben oder ausgewertet werden (Ecoinvent⁴⁴). Im Folgenden sollen drei Studien näher betrachtet werden:

Die Studie von Patel et al. (2006) im BREW-Projekt

Patel et al. (2006) untersuchten im Rahmen des EU-finanzierten Forschungsprojekts »BREW« biotechnologische Prozesse, die Biomasse (z.B. fermentierbare Zucker) in organische Grundchemikalien umwandeln. 21 verschiedene Grundchemikalien wurden für die Analyse ausgewählt, u.a. Ethanol, Acryl-, Bernstein-, Essig-, Fumar-, Milch-, Zitronen- und 3-Hydroxypropionsäure, 1,3-Propandiol, 1-Butanol, 1,4-Butandiol, Sorbitol. Diese chemischen Produkte wurden mithilfe von Ökobilanzen von der Wiege bis zur Bahre auf ihre Umweltwirkungen hin analysiert. Wo es möglich war, wurde dieselbe Substanz aus konventioneller, nichtbiotechnologischer Herstellung als Vergleichsmaßstab herangezogen, sonst wurden Produkte gewählt, die funktional äquivalent waren. Es wurden die vier Wirkungskategorien »Verbrauch von nichterneuerbaren Energien«, »Verbrauch von erneuerbaren Energien«, »Treibhausgasemissionen« und »Landnutzungsänderung« untersucht, klassische Umweltwirkungen wie Versauerung, Eutrophierung und Wasserverbrauch wurden jedoch nicht berücksichtigt. Patel et al. (2006) untersuchten außerdem mögliche Risiken, einschließlich der Risiken des Einsatzes von genetisch veränderten Organismen (GVO) in der Fermentation, die öffentliche Wahrnehmung sowie Aspekte der Rentabilität von Bioprodukten.

42 Ethanol kann sowohl als Grund- als auch als Plattformchemikalie eingeordnet werden. Da es jedoch mengenmäßig hauptsächlich als Biokraftstoff eingesetzt wird, wird es im vorliegenden Bericht im Bereich Biokraftstoffe (Kap. IV.2.1) thematisiert.

43 Jede dieser Plattformchemikalien kann ein sehr breites Spektrum von Substanzen synthetisieren. Für ausführliche Informationen zu ihrer typischen Nutzungen siehe Rösch/Maga (2012).

44 www.ecoinvent.org/database/database.html (22.1.2016)

^
› IV. Umwelt- und Nachhaltigkeitsbeiträge wichtiger Produkte und Prozesse
v

Obwohl die Datenlage für eine fundierte quantitative Analyse schwach war, sahen die Autoren in der für alle Produkte und Prozesse einheitlichen angewendeten Analysemethodik⁴⁵ eine ausreichende Grundlage, um die Analyseergebnisse der unterschiedlichen Produkte vergleichen zu können. Wichtige Ergebnisse aus der Studie lassen sich folgendermaßen skizzieren (Patel et al. 2006):

Verbrauch nichterneuerbarer Energie: Fast alle durch Fermentation aus Stärke hergestellten biobasierten Chemikalien können schon heute bis zu 30 % an nichterneuerbarer Energie einsparen. Interessanterweise erwies sich Bioethanol im Hinblick auf den Verbrauch nichterneuerbarer Energie als vergleichsweise umweltfreundlicher, wenn es als Plattformchemikalie betrachtet und analysiert wurde, statt wenn es als Biokraftstoff klassifiziert wurde. Dies hängt mit den unterschiedlichen Vergleichsmaßstäben zusammen, die für diese beiden Möglichkeiten der Einordnung zugrunde gelegt werden: Herkömmlich produziertes Ethanol als Vergleichsprodukt der Plattformchemikalie durchläuft einen langen und energieaufwendigen Produktionsprozess, sodass Bioethanol hier relativ gut abschneidet. Betrachtet man Bioethanol hingegen als Kraftstoff, so wird als Vergleichsprodukt Benzin zugrunde gelegt, was verhältnismäßig mit geringerem Aufwand produziert wird, sodass Bioethanol hier weniger gut abschneidet. Bei Butanol zeigt der Vergleich zwischen biotechnologischen und herkömmlichen Verfahren kaum Unterschiede im Hinblick auf den Energieverbrauch. Bei Adipin- und Essigsäure schneiden die biotechnologischen Verfahren im Vergleich sogar schlechter ab.

Rechnet man bei diesen Analysen zu erwartende technologische Entwicklungen mit ein (prospektive Analyse), könnten zukünftige Einsparungen von nichterneuerbarer Energie für biobasierte Chemikalien bei 50 % liegen. Wenn lignocellulosehaltige Materialien oder Zuckerrohr als Rohstoffe verwendet würden, könnten künftige Einsparungen sogar von 75 bzw. 100 % erreicht werden.⁴⁶ Interessanterweise hat die Qualität der Biomasse einen großen Einfluss auf die Einschätzung der Umweltwirkungen. Biomasse aus fermentierbarem Zuckerrohr erfordert beispielsweise die geringste Menge an nichterneuerbarem Energieeinsatz. Danach folgen lignocellulosehaltige Materialien und Maisstärke. Am schlechtesten schneidet grüne Biomasse⁴⁷ ab.

Vier der untersuchten biotechnologisch hergestellten Chemikalien gingen auf enzymatische Prozesse zurück (Fettsäuren, Ölsäure – ein Bioschmierstoff, Monoglyceride und Acrylamid). Sie zeigten im Vergleich zu konventionellen katalytischen Prozessen keinen geringeren Energieverbrauch. Dies kann darauf

45 Dafür wurde eine spezielle Software (BREWTool) entwickelt.

46 Die Ergebnisse wurden mit den damals aktuellen Benchmarks (von 2006) der petrochemischen Produktion verglichen.

47 Darunter versteht man grüne »naturfeuchte« Rohstoffe wie etwa Gras oder unreifes Getreide.



zurückgeführt werden, dass letztere Prozesse bereits weit entwickelt und der Energieverbrauch optimiert ist.

Landnutzungsänderungen (Kap. VI): Im Hinblick auf Landnutzungsänderungen in Europa (EU-25) wurden verschiedene Szenarien betrachtet. Für das Szenario mit einem auf das Jahr 2050 vorhergesagten geringen bis mittleren Anteil biobasierter Grundchemikalien an den ausgewählten Grundchemikalien insgesamt fällt der prognostizierte Umwelteffekt wenig ins Gewicht. Als Referenz diente hier die (mittlerweile überholte) Annahme, dass von der Ackerfläche im Jahr 2002 in EU-25 (179 Mio. ha) bis 2050 77 Mio. ha stillgelegt sein würden.

Dieses Bild verändert sich in Szenarien mit einem höheren Anteil biobasierter Grundchemikalien. Werden 38 % aller Grundchemikalien biobasiert produziert, ist schon allein für die stärkebasierten Grundchemikalien eine Flächennutzung von rund 38 Mio. ha erforderlich. Dieser Wert erhöht sich sogar auf 126 Mio. ha Ackerfläche allein für die stärkebasierten Grundchemikalien im Fall, dass 100 % aller Grundchemikalien durch IBT produziert würden. In allen Fällen verringert sich die prognostizierte erforderliche Landnutzung, wenn Zuckerrohr oder lignocellulosehaltige Stoffe als Ausgangsmaterial genutzt werden.⁴⁸

Risiken: Für die Bewertung von Risiken fokussiert der Bericht auf menschliche Gesundheit und analysiert fünf biobasierte Chemikalien (Polytrimethylenterephthalat (PTT), Polyhydroxyalkanoat (PHA), Polyethylenterephthalat (PET), Polyethylen (PE) und Ethanol) auf mögliche Gesundheitsrisiken durch Unfälle, Krankheiten und externe Risiken (Emissionen und technologische Katastrophen). Die größten Gesundheitsrisiken bestehen demnach für Beschäftigte durch Emissionen während des regulären Betriebs. Gesundheitsrisiken für die Allgemeinheit wurden als vernachlässigbar eingeschätzt. Insgesamt werden die Gesundheitsrisiken bei der Produktion biobasierter Chemikalien eher geringer als bei konventionell hergestellten petrochemischen Produkten eingeschätzt.

Risiken, die mit dem Einsatz von genetisch modifizierten Organismen (GMO) verbunden sind, wurden ebenfalls analysiert. GMO werden häufig in Fermentationsprozessen genutzt. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass es

48 Insgesamt gesehen erscheinen die Schlussfolgerungen von Patel et al. (2006) zu optimistisch und weisen Schwächen auf: 1. Sie basieren auf der Annahme, dass Land für die Biomasseproduktion in Europa zunehmend aus Flächen verfügbar sein wird, die dank neuer Agrartechniken und größerer Erträge für den Anbau von Lebensmitteln nicht mehr gebraucht werden; 2. die Berechnung der stillgelegten Flächen für EU-25 wurde linear aus den für den EU-15 berechneten Werten abgeleitet; 3. die zusätzliche Flächenkonkurrenz zwischen Biokraftstoffen und stofflicher Nutzung (Chemikalien) wird nicht berücksichtigt. Außerdem ist zu beachten, dass Eurostat 2006 die Agrarfläche in EU-25 mit 164 Mio. ha veranschlagte. Das sind rund 10 % weniger, als von Patel et al. (2006) als Referenz für das Jahr 2002 genutzt wurde (http://ec.europa.eu/agriculture/agrista/2006/table_en/3522.pdf [22.1.2016]).

^
› IV. Umwelt- und Nachhaltigkeitsbeiträge wichtiger Produkte und Prozesse
v

zu unabsichtlicher Freisetzung von Abfallprodukten, die GMO enthalten, kommen kann. Trotz gewisser Unsicherheiten in diesem Bereich kamen Patel et al. (2006) zu dem Schluss, dass GMO-Risiken unter der Voraussetzung kontrollierbar sind, dass Vorsichtsmaßnahmen (z. B. der Einsatz von markerfreien Organismen) eingehalten werden.

Um die öffentliche Wahrnehmung von IBT bewerten zu können, kombinierten Patel et al. (2006) Analysen vorangegangener Studien mit den Ergebnissen einer aktuellen Befragung. Biobasierte Chemikalien wurden demnach generell positiv bewertet, da sich viele Befragte ökologische Vorteile von der IBT versprechen (z. B. weniger Treibhausgasemissionen, weniger Einsatz fossiler Energie). Die Mehrheit der Befragten betrachtete mögliche Risiken, die mit der IBT-Produktion ausgehen könnten, als kontrollierbar. In der Befragung wurden Aspekte wie die Folgen eines extensiven Biomasseanbaus oder mögliche Unfälle (z. B. Freisetzung von GMO) nicht thematisiert.

Die Studie von Hermann et al. (2007)

Treibhausgasemissionen standen im Mittelpunkt der Studie von Hermann et al. (2007), in der 15 biotechnologische produzierte Grund- und Plattformchemikalien im Vergleich zu ihren konventionellen Entsprechungen betrachtet wurden.⁴⁹ Die Basis der Untersuchung bildeten LCAs von der Wiege bis zur Bahre, jedoch unter Ausklammerung der Nutzungsphase. Zu den untersuchten Chemikalien zählten u. a. 1,3-Propanediol, Essig-, Acryl-, Adipin-, Milch- und Bernsteinsäure sowie Butanol, Ethanol und Lysin.

Die Autoren fanden heraus, dass fast alle IBT-Produkte vergleichsweise weniger Treibhausgas emittieren, falls die Biomasse zur Produktion der IBT-Produkte aus Maisstärke besteht. Biotechnologisch hergestelltes Ethanol, Butanol und Ethylen schneiden am besten ab, während biotechnologisch hergestellte Essigsäure mehr Emissionen als das konventionell hergestellte Vergleichsprodukt erzeugte. Dies ist auf die geringe Nährlösungskonzentration und die geringe Produktivität in der Fermentation zurückzuführen. Wie bei den Ergebnissen der Studie von Patel et al. (2006) minimiert Zuckerrohr als Ausgangsbio-masse die Treibhausgasemissionen, da es gleichzeitig zur Produktion von erheblichen Strommengen (doppelter Verwendungszweck) genutzt werden kann.⁵⁰ Im Hinblick auf die Treibhausgaseinsparungen erwiesen sich lignocellulosehaltige Pro-

49 Drei Wirkungskategorien wurden in dieser Studie berücksichtigt: Verbrauch an nichterneuerbaren Energien, Treibhausgasemissionen und Landnutzungsänderungen, wobei Treibhausgasemissionen im Mittelpunkt standen.

50 Bei der Verwendung von Zuckerrohr als Ausgangsbio-masse fällt als Kuppelprodukt Bagasse an, die besonders gut in weiteren Produktionsprozessen nutzbar ist (z. B. als Futtermittel, Brennstoff oder in der Zellstoffindustrie).



dukte gegenüber der Maisstärke als vorteilhafter. Es sollte jedoch darauf hingewiesen werden, dass lignocellulosehaltige Biomasse bisher nicht in großem Umfang genutzt wird. Dem stehen wirtschaftliche und technische Hindernisse entgegen (Kap. IV.2.1; Margeot et al. 2009).

Hermann et al. (2007, S. 7919) kamen zum grundsätzlichen Fazit, dass die Nutzung biobasierter Grundchemikalien der IBT beim gegenwärtigen Stand der Technik gegenüber konventionell produzierten Vergleichsstoffen deutliche Einsparungen bei der Nutzung von nichterneuerbaren Energien und Treibhausgasemissionen ermöglichen. Technologische Weiterentwicklungen könnten diese ökologischen Vorteile von biobasierten Grundchemikalien sogar um weitere 25 bis 35 % steigern. Durch künftige Verbesserungen bei Fermentation und Downstreamprozessen könnten so bis 2030 weltweit CO₂-Einsparungen von 1.000 Mio. t pro Jahr erzielt werden – etwas mehr als die derzeitige Treibhausgasmenge, die Deutschland zurzeit verursacht.

Die Studie von Tufvesson et al. (2013a)

In einer weiteren Metaanalyse haben Tufvesson et al. (2013a) 88 LCA-Studien ausgewertet, in denen aus fossilen Rohstoffen gewonnene Chemikalien mit solchen verglichen wurden, die aus erneuerbaren Rohstoffen bzw. mit IBT hergestellt waren. Dazu gehören Biokraftstoffe, Biopolymere, Schmierstoffe, Tenside, Arzneimittel, Enzyme etc. Art und Grad der Umweltwirkungen sind demnach insbesondere davon abhängig, welche Biomasse genutzt wird. Dabei spielt vor allem die Landnutzungsart eine gravierende Rolle. Bei den meisten Vergleichen stellte sich die biobasierte Alternative hinsichtlich ihres Treibhausgaspotenzials und des Energieverbrauchs als umweltfreundlicher heraus. Das Bild differenziert sich, wenn in den Studien weitere Umweltwirkungen wie Eutrophierung und Landnutzungsänderungen in die Bewertungen mit einbezogen werden. Maßgebliche Wirkungen wie Wasserverbrauch und Biodiversität wurden kaum untersucht.

Weitere Studien

Weitere Studien richteten sich auf einzelne Produkte, wie etwa Propionsäure (Ekman/Börjesson 2011a; Tufvesson et al. 2013b) oder Bernsteinsäure (Cok et al. 2014). An diesen Ökobilanzen kann gezeigt werden, dass die Art des Energieinputs bzw. die Modelle, mit denen sie berechnet werden, ebenfalls eine große Auswirkung darauf haben, welche Umweltwirkungen in den Analysen herausgestellt werden. Dies erklärt sich daraus, dass bei den biotechnologischen Herstellungsverfahren in der Regel ein erheblicher Energieaufwand besteht (Bio-

^
› IV. Umwelt- und Nachhaltigkeitsbeiträge wichtiger Produkte und Prozesse
v

masseanbau, Logistik, Reinigung etc.) und somit die Zusammensetzung des Energieinputs eine wichtige Rolle bei der Bewertung spielt. Dementsprechend fließen in die Bewertungen Modellrechnungen ein, wie sich der Energiemix in einer bestimmten Region zusammensetzt (beispielsweise aus Anteilen von Strom aus erneuerbaren Ressourcen, Atomstrom, Kohle etc. mit den jeweiligen Auswirkungen auf Treibhausgasemissionen). Im Fall der Propionsäure führte dies beispielsweise dazu, dass der relativ CO₂-intensive europäische Energiemix im Vergleich zu dem schwedischen Energiemix weniger Treibhausgaseinsparungen erwarten ließ, wenn die Produktion von Propionsäure mithilfe von IBT mit der aus fossilen Materialien verglichen wurde. Bei einem schwedischen Energiemix könnten demnach 60 % und beim sogenannten europäischen Energiemix nur 15 % eingespart werden.

Zwischenfazit

Zusammenfassend kann festgehalten werden: Die meisten Untersuchungen zu Grund- und Plattformchemikalien beschränken sich auf wenige Umweltwirkungen wie Treibhausgasemissionen oder Energieverbrauch. Die Analysen sind »relativ«, insofern sie herkömmliche Produktionsverfahren als Vergleich für Bewertungen heranziehen. Die Notwendigkeit eines Vergleichsmaßstabs, die Komplexität der Prozesse sowie die Fülle der Einflussgrößen (Länge der Produktionsketten, Standards wie beim Energiemix, Art der Biomasse oder Produkte etc.) führen zu Schwierigkeiten, wenn eindeutige Ergebnisse erwartet werden. Ein und dasselbe biobasierte Produkt kann so einmal positive und in anderen Kontexten u. U. sogar negative relative Umweltwirkungen aufweisen, je nachdem welche Vergleichsgrößen herangezogen bzw. welche Rahmenbedingungen (z. B. der für die Kalkulationen eingesetzte Energiemix) zugrunde gelegt werden.

Dennoch können einige allgemeine Ergebnisse festgehalten werden: Wie bei Biokraftstoffen hat auch bei Grund- und Plattformchemikalien die Art der Biomasse einen entscheidenden Einfluss auf die Ergebnisse der Bewertung von Umweltwirkungen. So weist viel darauf hin, dass fast alle biobasierten Grundchemikalien, die mithilfe von Stärkefermentation hergestellt werden, bei Treibhausgasemissionen und Energieverbrauch besser abschneiden als fossil basierte. Alle Studien sind sich einig, dass die Nutzung von Zuckerrohr als Ausgangsstoff im Hinblick auf die meisten Umweltwirkungen die besten Ergebnisse erzielt. Für Länder mit gemäßigttem Klima stellen lignocellulosehaltige Stoffe eine gute Alternative dar.

Eine Einschätzung von Landnutzungsänderungen wird nur in wenigen Studien vorgenommen. Dies ist ein komplexes Thema, zugleich aber auch im Hinblick auf eventuelle Konflikte (Flächenkonkurrenz, Ernährungssicherheit) ein



sehr wichtiges. In der Studie von Patel et al. (2006) im Rahmen des BREW-Projekts wurden Annahmen über künftige Flächenstilllegungen prognostiziert, die allerdings umstritten sind. Entsprechend dürften die dort getroffenen Aussagen darüber, was an Flächen für die Produktion von Biomasse für Grund- und Plattformchemikalien künftig zur Verfügung stehen wird, bei Weitem zu optimistisch sein.

Fein- und Spezialchemikalien

2.3

Fein- und Spezialchemikalien werden in der Regel in geringen Produktionsmengen hergestellt, wobei die Ertragsmargen i. d. R. größer sind als bei Grundchemikalien.⁵¹ Gegenwärtig sind ca. 25 % der Fein- und Spezialchemikalien biobasiert. Dieser Anteil könnte bis 2025 auf 50 % steigen (Williamson 2010).

Zu den mit IBT hergestellten Feinchemikalien zählen beispielsweise Vitamine (so B2, B12), Aminosäuren (Glutamat, Lysin, Phenylalanin), Enzyme und chirale Moleküle, die häufig als Zwischenprodukte in der Pharmaindustrie eingesetzt werden.⁵² Beispiele für Spezialchemikalien, die mit IBT hergestellt werden, sind Fettsäuren, Spezialenzyme, die an spezifische Produktionsprozesse im Lebensmittelsektor angepasst wurden, Geschmacksstoffe, Duftstoffe, Schmiermittel, Tenside, Arzneimittel etc.

In der Lebensmittelindustrie werden verschiedene Enzyme in großem Maßstab eingesetzt. IBT wird vor allem für die Herstellung von Glucose mithilfe von hydrolytischen Enzymen, die Herstellung von Sirup mit hohem Fructosegehalt mithilfe von Isomerase sowie für einige Schritte der Herstellung von Vitamin C mithilfe von Oxidoreduktase eingesetzt. Die IBT erlaubt jedoch auch, neue ergänzende oder funktionale Inhaltsstoffe zu produzieren. So können z. B. aus Algen oder durch mikrobielle Fermentation mehrfach ungesättigte Omega-3- und Omega-6-Fettsäuren, Astaxanthin, Carotinoide, Antioxidantien wie etwa Resveratrol, Flavonoide, D-Ribose oder Probiotika zur Prophylaxe von Darminfektionen gewonnen werden (Meyer 2011). Auch bestimmte Pflegeprodukte werden biotechnologisch produziert. Im Fall von Q10 oder Hyaluronsäure geschieht dies durch Fermentation.

Um die Umweltwirkungen von biotechnologisch hergestellten Feinchemikalien und Spezialchemikalien einzuschätzen, wurden Studien ausgewählt, die sich dieser Frage auf unterschiedliche Art – von Metaanalysen bis hin zur Analyse spezifischer Produkte – nähern. Die Breite der Produktpalette und Verfah-

51 Mit 31,4 Mrd. Euro Umsatz im Jahr 2010 deckte der Sektor Feinchemikalien 23,9 % des Umsatzes der gesamten chemischen Industrie Deutschlands ab.

52 Beispielsweise waren im Jahr 2003 biokatalytische Prozesse bereits in 22 von 38 großtechnischen Synthesen für chirale Produkte enthalten (Blaser/Schmidt 2010).

^
› IV. Umwelt- und Nachhaltigkeitsbeiträge wichtiger Produkte und Prozesse
v

rensalternativen erfordert eine Beschränkung auf wenige Studien zur Illustration der Problematik. Einige Studien werden im Folgenden näher erläutert:

Ein klassisches Beispiel einer mittels IBT produzierten Feinchemikalie ist Vitamin B2. Ursprünglich war für die Herstellung ein komplexer chemischer Prozess erforderlich, der acht Schritte umfasste. BASF produziert Vitamin B2 heute im Einzelschrittverfahren durch Fermentation aus Pflanzenöl mithilfe des Pilzes *Ashbya gossypii*. Vitamin B2 wird in Form von Kristallen direkt aus der Fermentation gewonnen (Sijbesma/Schepens 2003). Dieser biotechnologische Prozess reduziert die Produktionskosten um bis zu 40 % und negative Umweltwirkungen im Vergleich zu klassischen Verfahren ebenfalls um 40 %. Die Bestimmung der Umweltwirkung erfolgt als gewichteter Durchschnitt aller maßgeblichen Umweltfaktoren und basiert auf der Ökoeffizienzmethode der BASF. In diesem Fall zeigte sich beispielsweise, dass durch den neuen Prozess die CO₂-Emissionen um 30 %, der Ressourcenverbrauch um 60 % und die Abfallproduktion um 95 % gesenkt werden konnten.

Tufvesson et al. (2013a) befassten sich in ihrer Metaanalyse nicht nur mit Grund-, sondern auch mit Feinchemikalien und fanden dabei interessante Unterschiede. Angesichts der komplexen Verarbeitungsverfahren in der Produktion erzeugen Feinchemikalien in der Regel mehr Abfall und einen höheren kumulativen Energieaufwand pro Outputeneinheit als Grundchemikalien. Auch wenn die Datenlage schwach war (geringe Anzahl von LCA-Studien über Feinchemikalien) kamen Tufvesson et al. (2013a) zu einigen Schlussfolgerungen: Im Gegensatz zu Grundchemikalien sind Bedenken hinsichtlich ökologischer Folgen durch die Produktion der Biomasse als Ausgangsmaterial für Feinchemikalien von geringerer Bedeutung. Stattdessen spielen Umweltaspekte in den biotechnologischen Produktionsprozessen selbst eine vergleichsweise größere Rolle. Hier sind Aspekte wie Toxizität der Produkte, der Einsatz von Lösungsmitteln, die Abfallproduktion und die Arbeitssicherheit zu nennen. Weil der Produktionsprozess für Feinchemikalien häufig viel Energie erfordert, ist die Quelle der Primärenergie für die Bewertung der Umweltwirkung von Feinchemikalien von zentraler Bedeutung. Der Einsatz von Lösungsmitteln hat hierbei den größten Einfluss, denn Lösungsmittel können bis zu 75 % des gesamten Energieverbrauchs und rund 50 % der Treibhausgasemissionen verursachen.

Einen anderen Ansatz verfolgten Henderson et al. (2008). Sie verglichen ein chemisches und ein biokatalytisches Verfahren zur Herstellung eines Produkts (7-Aminocephalosporansäure [7-ACA]), das zur Herstellung zahlreicher Antibiotika gebraucht wird. Beim herkömmlichen chemischen Verfahren wird 7-ACA in einem vierstufigen Prozess synthetisiert. Das verbraucht relativ viel Energie und Chemikalien (z.B. Methanol). Das biotechnologische Verfahren hingegen ist dreistufig und nutzt zwei Enzyme als Katalysatoren. Für den Vergleich von herkömmlicher Technik gegenüber der IBT wurden Mengenindika-



toren, Energieindikatoren, Arbeitsschutzindikatoren, Effizienzindikatoren und Umweltindikatoren festgelegt. Als Wirkungskategorien wurden gewählt: eingesetzte Materialmenge, Energie, Treibhausgasemissionen, Öl und Gas, Versauerung, Eutrophierung, photochemische Ozonbildung, gesamtorganischer Kohlenstoff.

Henderson et al. (2008) kamen zu dem generellen Resultat, dass das biotechnologische Verfahren insgesamt bessere Ergebnisse hinsichtlich der Umweltwirkungen liefert, obwohl es noch nicht vollständig ausgereift ist, wohingegen der konventionelle chemische (Vergleichs-)Prozess hochgradig optimiert ist. Im chemischen Prozess werden beispielsweise mehr gefährliche Materialien und Lösungsmittel eingesetzt. Außerdem erfordert er 25 % mehr Energie als der enzymatische Prozess. Bei der Bewertung des ökologischen Lebenszyklus (»cradle to gate«) verzeichnet der chemische Prozess gegenüber dem enzymatischen Prozess allgemein negativere Umweltwirkungen. Hier spielt die Bereitstellung der Rohstoffe die zentrale Rolle. Der chemische Prozess benötigt rund 60 % mehr Energie, eine größere Rohstoffmenge (etwa 16 % – ausgenommen Wasser), verursacht doppelt so viele Treibhausgasemissionen, besitzt ein größeres Potenzial (geschätzt 30 %) zur Bildung von schädlichen Photooxidantien (Photochemical Ozone Creation Potential [POCP]) sowie eine 30 % höhere Versauerungswirkung.

Nielsen et al. (2007) betrachteten in einer LCA-Studie (»cradle to gate«) fünf Enzymprodukte von Novozymes Denmark.⁵³ Da es für Enzyme keine direkten konventionell hergestellten Vergleichsprodukte gibt, ermittelten Nielsen et al. (2007) absolute Umweltwirkungen und ordneten diese Wirkungen anteilig den vier Hauptprozessen der Herstellung zu. Das sind: Fermentation, Rückgewinnung der hergestellten Enzyme,⁵⁴ Rezeptur des Endprodukts⁵⁵ und Behandlung der Biomasse nach der Nutzung. Die fünf untersuchten Enzyme sind: eine Alphaamylase (A), eine Glucoamylase (B), eine Phytase (C), eine Protease (D) und eine weitere Amylase (E). Diese Enzyme werden für Nahrungs-, Futter- und Reinigungsmittel (Tenside) genutzt. Es wurden verschiedene Umweltwirkungen bewertet: Treibhausgasemissionen, Versauerung, Nährstoffanreicherung, photochemische Ozonbildung, Primärenergieverbrauch und Nutzung von Agrarland.

53 Novozymes Denmark stellt ca. 700 verschiedene Enzymprodukte her und deckt ungefähr 48 % des weltweiten Enzymmarktes ab (Daten von 2013; Novozymes 2013).

54 Rückgewinnung bedeutet die Trennung extrazellulärer Enzyme von der Biomasse, die zur Fermentation eingesetzt wurde, sowie abschließende Reinigungsschritte.

55 Rezeptur bezeichnet die Behandlung des Enzyms, um ihm eine geeignete und stabile Form zu verleihen. Sie umfasst die Haltbarmachung, Standardisierung und schließlich die Zugabe von Chemikalien.

^
› IV. Umwelt- und Nachhaltigkeitsbeiträge wichtiger Produkte und Prozesse
v

Die wichtigsten Ergebnisse der Studie sind repräsentativ für die gegenwärtige Produktion von Novozymes⁵⁶ und lassen sich folgendermaßen zusammenfassen: Die Produktion der betrachteten Enzyme weist bei den Umweltwirkungen beträchtliche Spannbreiten auf, je nachdem welche Wirkungsdimensionen in Betracht gezogen werden. Die gefundenen Treibhausgasemissionen liegen beispielsweise zwischen rund 1 und 10 kg CO₂-Äquivalent pro kg Output. Ähnliche Differenzen in Höhe von einem Faktor 10 oder mehr treten auch in anderen Umweltwirkungen auf. Nielsen et al. (2007) schreiben dies den großen Unterschieden bei der Produktivität, dem Energieverbrauch und den genutzten Inhaltsstoffen zu. Betrachtet man die Wirkungsanteile der unterschiedlichen Prozessschritte, wird deutlich, dass Treibhausgasemissionen zur Hälfte im Fermentierungsschritt anfallen. Dementsprechend sind große Unterschiede bei den Fermentationszeiten erheblich für die Varianz der Treibhausgasemissionen.

Ekman und Börjesson (2011b) untersuchten die Umweltwirkungen der biotechnologischen Produktion von Schmiermitteln. Schmiermittel werden genutzt, um unter anderem Reibung und Abnutzung zwischen Oberflächen zu reduzieren oder Kraft in hydraulischen Maschinen zu übertragen. Sie werden konventionell aus Mineralölen hergestellt. Immer mehr Schmiermittel werden inzwischen aber auch aus Pflanzenölen hergestellt, die aus Sojabohnen, Raps oder Palmen gewonnen werden. Laut der Studie gelangt mehr als die Hälfte aller Schmiermittel unsachgemäß durch Verschütten oder Auslaufen in die Umwelt. Insofern spielt die biologische Abbaubarkeit für die Umweltwirkungen dieser Feinchemikalien eine wichtige Rolle.

Ekman und Börjesson (2011b) werteten die Ergebnisse einer LCA (»cradle to gate«) einschließlich Abfallbehandlung aus. Drei unterschiedlich hergestellte Schmiermittel wurden dazu verglichen: ein typisches Hydrauliköl auf Mineralölbasis, ein synthetischer Ester (Trimethylolpropan [TMP]) auf Pflanzenölbasis, der in einem herkömmlichen chemischen Prozess hergestellt wurde, und ein synthetischer Ester (TMP) auf Pflanzenölbasis, der mithilfe eines neuentwickelten Enzymprozesses produziert wurde (Åkerman et al. 2011). Im Fokus standen sogenannte Basisfluide, die mengenmäßig rund 90 % der Schmierstoffprodukte ausmachen. Sechs Wirkungskategorien wurden in der Analyse untersucht: Primärenergieverbrauch, Treibhauspotenzial (GWP), Eutrophierungspotenzial (EP), Versauerungspotenzial (AP), photochemisches Oxidantienbildungspotenzial (POCP) und biologische Abbaubarkeit. Die wichtigsten Ergebnisse lassen sich so skizzieren:

56 Die Enzymproduktion wird kontinuierlich optimiert, unter anderem durch die Nutzung von genmodifizierten Mikroorganismen (GMM). Besonders der Einsatz von GMM verspricht demgemäß große Verbesserungen bei all den Umweltkategorien, die in der Studie berücksichtigt wurden. Bei Treibhausgasemissionen und Energieverbrauch wird mit bis zu fünffachen Verbesserungen gerechnet (Nielsen et al. 2007).



Das (biobasierte) Schmiermittel auf Pflanzenölbasis (aus chemischer und biokatalytischer Produktion) weist in den Kategorien Primärenergieverbrauch (zweifach geringer), GWP (vierfach geringer), POCP (achtfach geringer) und biologische Abbaubarkeit (15 % besser) deutlich bessere Umweltwirkungen als das aus Mineralöl hergestellte Produkt auf. Das GWP des biobasierten Schmiermittels wird hauptsächlich durch Treibhausgasemissionen während des Rohstoffanbaus (Raps) und die Abfallbehandlung beeinflusst, während Energieverbrauch und das POCP maßgeblich durch den Produktionsprozess zum TMP beeinflusst werden.

Jedoch zeigt das Schmiermittel auf Basis erneuerbarer Rohstoffe eine zweifach höhere Versauerungswirkung und sogar ein 20-fach höheres Eutrophierungspotenzial als das Schmiermittel auf Mineralölbasis. Beides erklärt sich durch Emissionen bzw. Nährstoffausträge beim Rapsanbau. Bei Schmiermitteln hat also die Produktion des Rohstoffes Rapsöl für die Umweltwirkungen des biobasierten Produkts den größten Einfluss. Die Frage, ob biokatalytische oder chemische Methoden zur Herstellung des Schmiermittels eingesetzt werden, spielt hingegen für die Umweltwirkungen eine insgesamt untergeordnete Rolle.

Trotz dieser recht eindeutigen Ergebnisse sollte auch hier auf methodische Schwächen hingewiesen werden: Mögliche Wirkungen von Zusatzstoffen über die Basisfluide hinaus sowie Aspekte wie Ökotoxizität wurden nicht betrachtet. Dies gilt ebenso für die Wirkungen der direkten und indirekten Landnutzungsänderung, die als irrelevant eingestuft wurden.

Zwischenfazit

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass es (im Vergleich zu der großen Anzahl von Fein- und Spezialchemikalien) nur wenige Studien gibt, in denen Fein- und Spezialchemikalien im Blick auf ihre Umweltwirkungen untersucht wurden. Bei vielen Studien handelt es sich um Analysen einzelner Produkte, die oft von Unternehmen der IBT durchgeführt wurden. Als übergreifendes Ergebnis wird dennoch deutlich, dass der Einsatz der IBT zur Produktion von Fein- und Spezialchemikalien generell die Treibhausgasemissionen und den Energieverbrauch im Vergleich zu herkömmlichen Verfahren senken kann. Im Gegensatz zu Grundchemikalien sind diese Chemikalien mit weniger Umweltbedenken hinsichtlich Rohstoffanbau und Landnutzung verbunden, da die produzierten Mengen deutlich kleiner sind. Der biotechnologische Herstellungsprozess selbst ist deshalb von größerer Bedeutung. Im Vergleich zu Grundchemikalien benötigt die Herstellung von Fein- und Spezialchemikalien pro Produkteinheit mehr Energie. Andere wichtige Aspekte sind der Einsatz von Lösungsmitteln, Toxizität, Arbeitsschutz und Abfallproduktion.

^
› IV. Umwelt- und Nachhaltigkeitsbeiträge wichtiger Produkte und Prozesse
v

Es gibt jedoch Ausnahmen von diesem Fokus auf den Herstellungsprozess: Bei Schmierstoffen zum Beispiel, die aufgrund ihrer Anwendungsmerkmale und geringen Produktionsmengen als Spezialchemikalien betrachtet werden, jedoch eine ähnliche Wirkung wie Biobrennstoffe zeigen, ergeben sich die vorherrschenden Umweltwirkungen aus der Rohstoffproduktion, wodurch die Verringerung von Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen mit gleichzeitig höherer Versauerung und Eutrophierung einhergeht.

Fazit

3.

Kapitel IV dient dazu, einen Überblick über den aktuellen Stand wissenschaftlicher Studien zu Fragen der relativen Umweltwirkungen und Nachhaltigkeitseffekte einzelner Produktgruppen und Prozesse der IBT zu geben. Um der Komplexität dieser Fragen gerecht werden zu können, sind umfassende, ganzheitliche Ansätze erforderlich. Das heißt insbesondere, dass reduktionistische und einfache methodische Ansätze zwar scheinbar klarere Daten produzieren und scheinbar eindeutiger Ergebnisse liefern mögen, deren Aussagekraft aber unbefriedigend bleiben muss. So haben Einzelfallstudien das große Potenzial von IBT gezeigt – beispielsweise hinsichtlich der biotechnologischen Herstellung von Feinchemikalien wie Vitamin B2, Grundchemikalien wie Ethanol, Butanol und Ethylen, und verschiedener Produktionsprozesse, in denen Enzyme zum Einsatz kommen. Allerdings ist das Bild der Ergebnisse insbesondere von Analysen mit komplexeren methodischen Zugängen meist vieldeutig. Sie können zu widersprüchlichen Ergebnissen sogar bei ein und demselben Produkt kommen, je nachdem, welche Verarbeitungswege unterstellt werden und welche Vergleichsgröße gewählt wird (z. B. Ethanol als Biokraftstoff oder als Grundchemikalie).

Aus gesamtgesellschaftlicher Sicht sind die umfassenden Ansätze bei all ihren Schwächen zu bevorzugen. Deshalb lag der Fokus dieser Literaturrecherche auf methodisch anspruchsvollen Ansätzen, ohne dabei einfachere Analysen gänzlich außer Acht zu lassen. Die Ergebnisse lassen sich folgendermaßen zusammenfassen.

Metaanalysen können ggf. statistische Ausreißer oder Fehlinterpretationen von Daten einzelner Studien ausgleichen und so robustere Ergebnisse liefern. Sie haben zugleich das Problem, dass sie nur diejenigen Wirkungskategorien vergleichend analysieren und zu aussagekräftigen Ergebnissen kommen können, die auch in den einzelnen Primärstudien untersucht worden sind. Dieser »gemeinsame Nenner« stellt sich meist als eine Analyse von Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen heraus. Folglich werden wichtige andere Wirkungen wie Flächennutzung oder weitere Umweltwirkungen (Eutrophierung, Versauerung etc.) zumeist außer Acht gelassen.

Eine Metaanalyse zu 60 unterschiedlichen biobasierten Produkten ergab, dass diese Produkte den Verbrauch an nichterneuerbaren Energien sowie die Treibhausgasemissionen senken können, jedoch Eutrophierung und stratosphärischen Ozonabbau infolge von industriellen landwirtschaftlichen Anbaumethoden für die Rohstoffe fördern, sodass hier Trade-offs entstehen. In dieser Analyse wurde eine Vielzahl von Primärstudien (Analysen von einem oder wenigen Produkten) mit vielen verschiedenen methodischen Ansätzen zusammengefasst, was zu großen Unsicherheiten in den ermittelten quantitativen Ergebnissen führt – insbesondere bei den weniger untersuchten Kategorien wie Eutrophierung, Versauerung, stratosphärischer Ozonabbau.

Deshalb müssen die Ergebnisse von Metaanalysen zur Bewertung von Nachhaltigkeitseffekten und relativen Umweltwirkungen von IBT-Produkten vorsichtig interpretiert werden. Es ist nicht möglich, allgemeingültige Schlüsse zur Nachhaltigkeit von Produkten zu ziehen. Im Fall der in Kapitel IV.1.1 genannten Metastudie heißt das, dass nicht mit absoluter Sicherheit gesagt werden kann, ob Produkte der IBT unter allen Umständen umweltfreundlicher als konventionell erzeugte Vergleichsprodukte sind.

Im Gegensatz dazu wurden in einer Nachhaltigkeitsbewertung einer relativ kleinen Gruppe von enzymgestützten Prozessen, die konventionelle Prozesse ersetzen (Kap. IV.1.2), ökologische Verbesserungen in den Kategorien Energieverbrauch, Treibhauseffekt, Versauerung, Eutrophierung und photochemischer Ozonabbau ermittelt.

Einige Produktkategorien (z. B. Biokraftstoffe) haben bisher mehr Aufmerksamkeit erhalten als andere (z. B. Plattformchemikalien). Darüber hinaus zeigt sich innerhalb der Produktkategorie »Grundchemikalien«, dass die Produkte der IBT im Hinblick auf Treibhausgasreduzierungen grundsätzlich besser sind. Ergebnisse zu Aspekten wie Eutrophierung und Landnutzungsänderungen sind oft unscharf und nicht ausreichend untersucht.

Biokraftstoffe, insbesondere Bioethanol, wurden in ihren Umweltwirkungen ausgiebig analysiert. Es bestehen Zweifel daran, ob und inwieweit Biokraftstoffe der ersten Generation zu signifikanten Einsparungen von Treibhausgasemissionen beitragen können. Es treten weiterhin andere negative Umweltwirkungen auf. Konflikte zwischen Landnutzung für Nahrungsmittelproduktion und Produktion von Biokraftstoffen der ersten Generation sind erheblich.

Biokraftstoffe der zweiten Generation weisen bessere Resultate in Bezug auf ökologische Indikatoren (z. B. Treibhausgasemissionen) auf. Auch in diesem Fall könnten Konflikte in der Landnutzung entstehen, sobald sich ein Produkt mengenmäßig aus dem Nischenbereich herausentwickelt bzw. der Bedarf an Biomasse nicht mehr nur durch Abfallrohstoffe gespeist werden kann. Dann tritt die Biomassenproduktion für Kraftstoff auch hier in Konkurrenz zur Produktion von Nahrungsmitteln in der Land- oder Forstwirtschaft. Biokraftstoffe

^
› IV. Umwelt- und Nachhaltigkeitsbeiträge wichtiger Produkte und Prozesse
v

der dritten Generation auf Algenbasis erscheinen aus Nachhaltigkeitsperspektive vielversprechend, die dazugehörige Technologie muss jedoch erst noch ausreifen, um eine Massenproduktion zu ermöglichen. Fehlende und stark variierende Daten Grundlagen sowie unterschiedliche methodische Ansätze lassen allgemeine Schlussfolgerungen zu Nachhaltigkeitseffekten von Biokraftstoffen der zweiten und dritten Generation noch nicht zu. Vieles spricht gegenwärtig für große Unterschiede, je nach den genauen Prozessketten vom Rohstoff bis zum Endprodukt, die betrachtet werden.

Es gibt nur wenige Untersuchungen, in denen die biotechnologische Herstellung von *Grund- und Plattformchemikalien* (z. B. Ethanol, Ethylen, Zitronensäure, Glycerin) übergreifend analysiert wird. Aus den wenigen Studien kann geschlossen werden, dass die Mehrheit biobasierter Grund- und Plattformchemikalien, die aus der Stärkefermentation gewonnen werden, Treibhausgasemissionen und fossile Energie gegenüber den konventionell hergestellten Vergleichsstoffen einsparen. Dies gilt insbesondere für Ethanol, Butanol und Ethylen, während Adipinsäure und Essigsäure als weniger ökologisch vorteilhaft betrachtet werden. Aus den Studien geht zudem hervor, dass die größten Einsparungen dann auftreten, wenn Zuckerrohr der Ausgangsstoff der Biomasse ist. In Ländern mit gemäßigttem Klima können lignocellulosehaltige Materialien als Ausgangsstoff eine gute Alternative sein. Wie bei den Biokraftstoffen hat auch bei den Grundchemikalien die Erzeugung der Biomasse in der Regel den stärksten Effekt auf die Nachhaltigkeitsbilanz. Daher spielen die Art der Energie (z. B. der jeweilige Energiemix), die in diesem Prozessschritt eingesetzt wird, und Landnutzungseffekte eine wichtige Rolle in der Bewertung. Allerdings wird der Landnutzungseffekt, der sich bei der Herstellung von Grund- und Plattformchemikalien aus Biomasse ergibt, in den bisherigen Studien nur unzureichend berücksichtigt. Sollten biobasierte Produkte konventionelle Chemikalien in großem Umfang ersetzen, könnte es auch hier zu großen Konflikten um Landnutzungsänderungen kommen.

Bei vielen LCA-Studien zu biotechnologisch hergestellten *Fein- und Spezialchemikalien* (Beispiele: Vitamine, Fettsäuren, Spezialenzyme) handelt es sich um Einzelanalysen, die von denjenigen Unternehmen durchgeführt wurden, die die Chemikalien auch herstellen. Es bildet sich jedoch ein relativ einheitliches Bild heraus: Die biotechnologische Herstellung von Fein- und Spezialchemikalien erfordert generell weniger Treibhausgasemissionen und weniger Energieverbrauch als die ihrer konventionellen Vergleichsprodukte. Da die Produktionsmengen kleiner sind, bestehen in Bezug auf Rohstoffanbau und Landnutzung weniger Bedenken als bei Grundchemikalien und Biokraftstoffen. Dementsprechend steht hier der Produktionsprozess selbst mehr im Fokus der Betrachtung. Als übergreifender Problempunkt wurde die verstärkte Nutzung von Lösungs-



mitteln identifiziert, weitere Aspekte können Toxizität, Arbeitsschutz und die Abfallproduktion sein.

Angesichts dieser Ergebnisse kann auf der Ebene einzelner Prozesse und Produkte (Mikroebene) nicht von einer deutlichen ökologischen Überlegenheit von biobasierten Materialien gegenüber ihren fossilen Entsprechungen ausgegangen werden. Einfache Generalisierungen sind selbst auf Ebene der Produktgruppen schwierig. Biokraftstoffe der ersten Generation können als warnendes Beispiel gelten: In einer Frühphase wurden sie als die Lösung für eine zukünftige Mobilität frei von fossilen Kraftstoffen gepriesen, anschließend wurden sie heftig kritisiert, nachdem umfangreichere Analysen gezeigt hatten, dass ihre Nachhaltigkeitswirkungen uneinheitlich und per Saldo eventuell sogar negativ sind. Dazu kommen Bewertungsunsicherheiten aufgrund der vielfältigen methodischen Probleme, die mit der Anwendung von LCA-Bewertungen in der IBT verbunden sind.





Biokunststoffe, Enzyme und Bioraffinerien V.

Nachdem in Kapitel IV ein Überblick über Produktgruppen der IBT gegeben wurde, werden in Kapitel V drei Aspekte der industriellen Biotechnologie detaillierter betrachtet. In Kapitel V.1 werden exemplarisch die relativen Nachhaltigkeitsauswirkungen einer weiteren wichtigen Produktgruppe der IBT, der Biokunststoffe, behandelt. Dabei wird ausführlicher auf Arten, Eigenschaften, Bedeutung, Herstellung und Umweltaspekte eingegangen, und es wird beispielhaft ein hypothetisches Szenario betrachtet, in dem Biokunststoffe einen Gesamtmarktanteil von 25 % des Kunststoffmarktes erreichen würden. Anschließend werden in Kapitel V.2 ein weiterer wichtiger Teilbereich der IBT, enzymatische Prozesse und die Rolle von Enzymen in Waschmitteln und Vitaminen in Futtermitteln betrachtet.

Biochemisch produzierte Güter können in konventionellen Produktionsanlagen der chemischen Industrie hergestellt werden, die Prozesse und Technologien der IBT einschließen. Einen neuen, andersartigen Ansatz stellen sogenannte Bioraffinerien dar, in denen ausgehend vom Rohstoff Biomasse unterschiedliche Produkte im Verbund produziert werden. Da sich an dieses Konzept besondere Hoffnungen im Hinblick auf Nachhaltigkeit knüpfen und sich einige Untersuchungen mit Bioraffineriekonzepten befassen, werden diese in Kapitel V.3 skizziert.

Umweltbedeutung von Biokunststoffen 1.

Biokunststoffe oder -polymere zählen neben den Biokraftstoffen zu den Produkten der IBT, die in größeren Mengen produziert werden und denen ein signifikantes Potenzial im Hinblick auf die Förderung von Nachhaltigkeit zugesprochen wird. Sie sollen deshalb hier vertiefend betrachtet werden.⁵⁷

Biokunststoffe werden oft mit dem Attribut verknüpft, biologisch abbaubar zu sein. Dies ist jedoch nicht notwendigerweise der Fall – das Label »Bio« kann sich auf verschiedene Eigenschaften der Stoffe beziehen (Kap. V.1.1). Insofern muss mit diesem Label vorsichtig umgegangen werden, denn es besteht die Gefahr, dass verzerrte pauschale Einschätzungen hervorgerufen werden und die Akzeptanz der Bevölkerung für bestimmte Produkte bzw. der IBT insgesamt beeinflusst wird. Dennoch ist die Frage der biologischen Abbaubarkeit bei Kunststoffen generell wichtig, weshalb dieser Frage in Kapitel V.1.3 ausführlicher nachgegangen wird. Durch die Analyse von Ökobilanzen wird ein vertie-

⁵⁷ Wesentliche Teile des Kapitels V.1 sind aus ifeu (2014a) entnommen.



fender Blick auf die Umweltwirkungen von Biokunststoffen geworfen. Überlegungen zu Produktionsmengen, -kapazitäten und der Verfügbarkeit der für die Produktion notwendigen Biomasse weisen auf die zentrale Herausforderung steigender Landnutzungskonflikte in der Zukunft hin, die mit dem Anwachsen der Produktion von Biokunststoffen in Zusammenhang gebracht werden kann. Daran schließt sich die Fragen an, ob und wie die IBT bzw. die Produktion von Biokunststoff gefördert und wie eine größere Akzeptanz in der Bevölkerung für die Chancen dieser Produkte bzw. Technologie erreicht werden könnte.

Biokunststoffe: Eigenschaften, Beispiele, mengenmäßige Bedeutung und Anwendungen

1.1

Grundeigenschaften von Biokunststoffen

Praktisch alle Biokunststoffe zählen zu den Polymeren. Polymere sind organische Verbindungen und bestehen aus langkettigen Molekülen, die wiederum aus gleichartigen Subeinheiten, den sogenannten Monomeren bestehen. Im vorliegenden Bericht werden die Begriffe »Biokunststoff« und »Biopolymer« mit identischer Bedeutung verwendet.⁵⁸ Es gibt unterschiedliche Begriffsverwendungen von Biokunststoff, die sich auf die Vorsilbe »Bio« beziehen. Biokunststoffe können Kunststoffe bezeichnen, die sich durch eine der folgenden Eigenschaften ausweisen:

- › Materialien, die – zumindest teilweise – aus Biomasse hergestellt sind; dies wird auch mit biobasiert bezeichnet,
- › Materialien, die bioabbaubar⁵⁹ sind, und
- › Materialien, die wesentlich mittels biotechnologischer Produktionsprozesse hergestellt werden (Kap. V.1.2).

58 Dies ist eine Vereinfachung, die eigentlich nicht korrekt ist, da es auch Polymere gibt, aus denen keine Kunststoffe bestehen. Für die Zwecke der Untersuchung ist dies aber ohne Belang.

59 Bioabbaubarkeit bedeutet, dass ein Material durch Mikroorganismen mineralisiert werden kann, ungeachtet der Zeitdauer des Abbauvorgangs. Demgegenüber bezieht sich »Kompostierbarkeit« auf einen mikrobiellen Abbau unter definierten Randbedingungen in einem definierten Zeitraum. Bioabbaubar ist somit strenggenommen nicht mit kompostierbar gleichzusetzen, wird aber in der Praxis häufig synonym verwendet. Aufgrund dieser in der Praxis geläufigen Begriffshandhabung wird in diesem Kapitel von bioabbaubaren Kunststoffen gesprochen, wenn kompostierbare Kunststoffe gemeint sind; für ausführliche Informationen zum Thema der Bioabbaubarkeit siehe TAB (2016).



Die drei Eigenschaften (biologische Rohstoffbasis, Bioabbaubarkeit, mittels Biotechnologie hergestellt) sind zunächst unabhängig voneinander. So können biobasierte Kunststoffe bioabbaubar sein, müssen es aber nicht; umgekehrt sagt die Eigenschaft der Bioabbaubarkeit nichts über die Rohstoffbasis aus. Ein gewisser, jedoch nicht immer gegebener, Zusammenhang besteht zwischen Rohstoffbasis und Produktionsprozess: Üblicherweise werden bei der Produktion biobasierter Kunststoffe biotechnologische Verfahren zum Aufschluss des Rohmaterials Biomasse eingesetzt.

Vereinfachend und dem allgemeinen Sprachgebrauch folgend lassen sich daher folgende Haupttypen von Kunststoffen nennen: Neben der Gruppe der konventionellen Kunststoffe (auf fossiler Rohstoffbasis basierend und nicht bioabbaubar) finden sich mehrere Arten von Biokunststoffen, nämlich biobasierte Kunststoffe, die bioabbaubar oder nicht bioabbaubar sein können, und bioabbaubare Kunststoffe, die fossil- oder biobasiert sein können. Es ist daher zielführend, die pauschale Bezeichnung Biokunststoff jeweils im Hinblick auf die gemeinte Eigenschaft zu präzisieren.

Wichtige Beispiele für Biokunststoffe

Verschiedene Polymere können sowohl auf fossiler Rohstoffgrundlage als auch auf (teilweise) biologischer Rohstoffgrundlage produziert werden. Zudem können Biokunststoffe konventionelle Kunststoffe in verschiedenen Funktionen ersetzen. Zu den bekanntesten Biokunststoffen zählen:

Polyethylenterephthalat (Bio-PET): Teilbiobasiertes PET kann aus biobasiertem Ethylenglycol (EG) und konventionell hergestellter reiner Terephthalsäure (PTA) produziert werden. Es wird zur Herstellung von Polyesterfasern, Kunststoffflaschen, Folien und Platten verwendet. Bio-PET ist dem konventionellen PET identisch, es ist recycelbar, aber nicht biologisch abbaubar.

Polyethylen (Bio-PE): PE ist ein Polymer von Ethylen. Es kann auch durch Dehydrierung von Bioethanol (z. B. aus der Fermentation von Zuckerrohr) hergestellt werden. Bio-PE wird in der Verpackungsindustrie eingesetzt. Bio-PE ist, wie konventionelles PE, nicht biologisch-abbaubar.

Polylactid (PLA): PLA ist ein Polyester, der durch Fermentation von Zucker (aus Getreide oder einem anderen stärkehaltigen Rohstoff) gewonnen wird. PLA wird gegenwärtig im Bereich der Lebensmittelverpackung sowie zur Herstellung von Textilfasern und Flaschen eingesetzt. Es kann als Ersatz für PET genutzt werden und ist biologisch abbaubar.

Polyhydroxyalkanoat (PHA): PHA wird ebenfalls in der Verpackungsindustrie eingesetzt, z. B. für Shampoobehältnisse. PHA weist ein hohes Potenzial als Ersatz von PVC auf, z. B. in der Herstellung von PC-Tastaturen, und könnte in Nischenmärkte der Medizin und der Landwirtschaft vordringen (Hottle et al.



2013; Shen et al. 2012). Das Polymer wird durch die bakterielle Fermentation von erneuerbaren Rohstoffen, die Monomere wie Glucose und Saccharose enthalten, gewonnen.⁶⁰ Der Stoff ist biologisch abbaubar.

Biobasiertes Polypropylen (PP) und Polyvinylchlorid (PVC): Diese beiden Kunststoffe werden weltweit am häufigsten verwendet und decken gemeinsam 38 % der weltweiten Kunststoffnutzung ab. Sie werden hauptsächlich durch petrochemische Synthese hergestellt, wobei biotechnologische Verarbeitungsprozesse auch langsam auf den Markt vordringen: PP kann aus Bioethanol gewonnen werden, PVC aus Bioethylen. Beide sind nicht biologisch abbaubar.

Thermoplastische Stärke (TPS): Für die Herstellung werden im ersten Schritt Stärkepolymere aus erneuerbaren Rohstoffen wie Getreide verwendet. Durch die anschließende Hinzugabe von Zusatzstoffen entsteht TPS. TPS wird normalerweise in Kombination mit synthetischen Polymeren zur Fertigung von Folien, Tellern, Besteck, Verpackungen und Schaumstoffen angewendet. Der Stoff ist biologisch abbaubar.

Mengenmäßige Bedeutung von Biokunststoffen

Um die Umweltwirkungen und Nachhaltigkeitseffekte besser einschätzen zu können, ist es wichtig, sich ein Bild der Produktionsmengen von Biokunststoffen zu machen. Der Branchenverband European Bioplastics (EuBP) veröffentlicht regelmäßig Daten zu den globalen Produktionskapazitäten von Biokunststoffen, die vom Institut für Biobasierte Materialien (IfBB) an der Fachhochschule Hannover durch Umfragen bei allen bekannten Biokunststoffherstellern abgefragt werden.

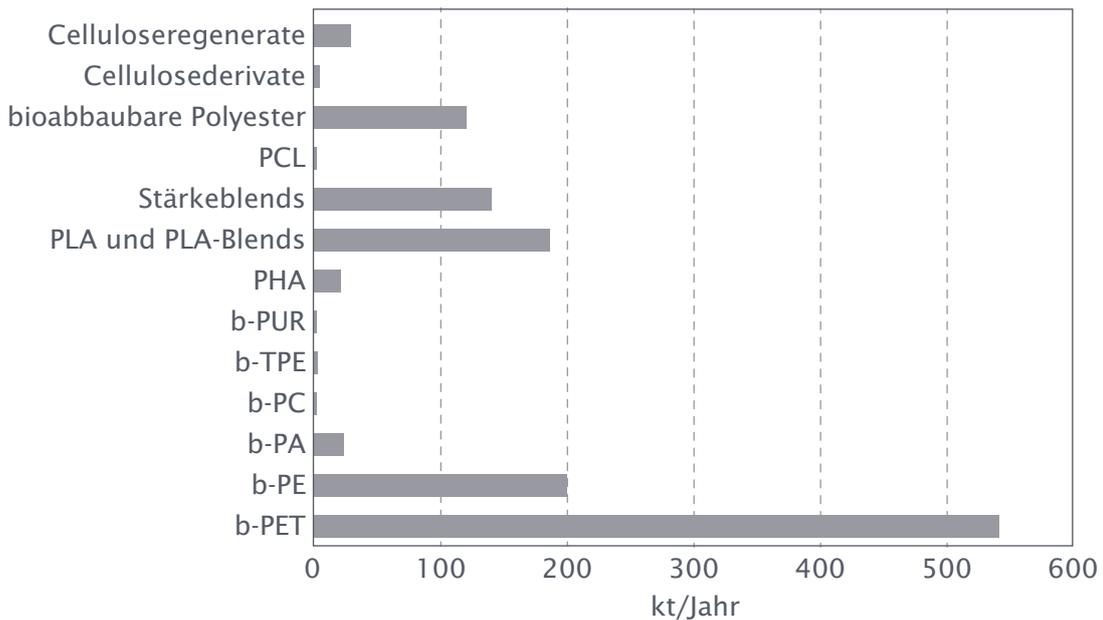
Nach Angaben von EuBP (2014) wurde im ersten Halbjahr 2011 bei der globalen Produktionskapazität für Biokunststoffe die »1-Mio-t-Marke« erreicht. In Abbildung V.1 sind die weltweiten Produktionskapazitäten im Jahr 2012 von insgesamt 1.272 kt/Jahr aufgeschlüsselt nach den einzelnen Biokunststoffen dargestellt. Die mit dem Kürzel »b-« (für biobasiert) gekennzeichneten Biokunststoffe sind Werkstoffe, die teilweise oder ganz biobasiert, aber sonst chemisch strukturgleich zu den entsprechenden konventionellen Kunststoffen sind.

Die mit Abstand größten Produktionskapazitäten bestehen für b-PE und b-PET. Der biogene Anteil in b-PE liegt je nach Anteil an fossilen Zusätzen zwischen 85 % (b-PE niedriger Dichte, b-PE-»LD«) und nahe bei 100 % (b-PE hoher Dichte, b-PE-»HD«). Beim b-PET ist derzeit nur das Monomer Monoethy-

⁶⁰ Der Biokunststoff PHA kann mittels biotechnologischer Prozesse, aber auch aus fossilen Rohstoffen hergestellt werden. Beispielsweise stellt die Mitsubishi Gas Chemical Company biotechnologisches PHA auf Basis von Erdgas her und vermarktet es unter dem Namen Biogreen®.

lenglykol biogenen Ursprungs (b-MEG). Da b-PET derzeit aus b-MEG und fossilbasierter Terephthalsäure (TPA) hergestellt wird, liegt der biogene Masseanteil des fertigen PET-Polymers bei etwa 30 %. Dies bedeutet auch, dass hinter der Kapazität von 540 kt/Jahr an b-PET lediglich eine Kapazität von 162 kt/Jahr an tatsächlich biobasiertem Material (b-MEG) steht.

Abb. V.1 Globale Produktionskapazitäten für Biokunststoffe (2012)



PLA: Polylactid; PHA: Polyhydroxyalkanoate, b-: biobasiert; PUR: Polyurethan; TPE: Thermoplastische Elastomere; PC: Polycarbonat; PA: Polyamid; PE: Polyethylen; PET: Polyethylenterephthalat; MEG: Monoethylenglykol; PCL: Polycaprolacton

Quelle: ifeu 2014a auf Basis von IfBB 2014

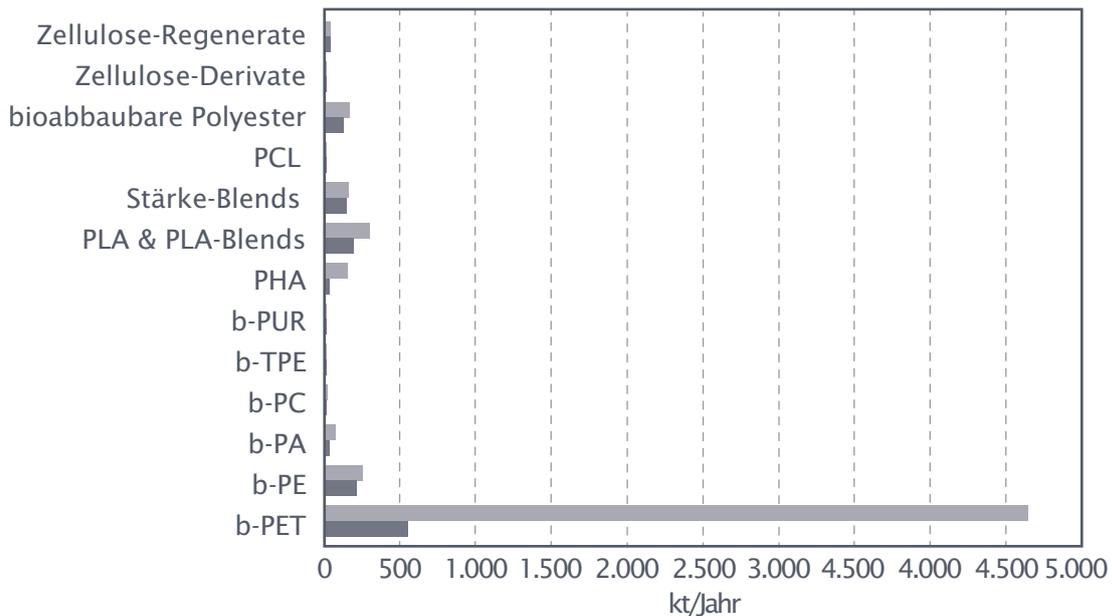
PLA und PHA sind neuartige Kunststoffe, die fast vollständig aus Biomasse hergestellt werden und ebenso wie die auf Cellulose basierenden Biokunststoffe bioabbaubar sind. Die ebenfalls bioabbaubaren Polyester wiederum werden auf petrochemischer Rohstoffbasis hergestellt. Sie werden in aller Regel in Mischung (Blend) mit PLA oder Stärke verwendet, um bestimmte technische Verarbeitungs- und Anwendungseigenschaften zu erhalten. Unter den bioabbaubaren Kunststoffen sind PLA bzw. PLA-Blends, Stärkeblends und die bioabbaubaren Polyester die wichtigsten. Es soll hier darauf hingewiesen werden, dass die Anteile fossiler Rohstoffe in PLA-Blends und Stärkeblends üblicherweise zwischen 40 und 70 % liegen.

Eine Einschätzung der zukünftig relevanten Biokunststoffe ermöglicht die Angabe zu den für das Jahr 2016 erwarteten Produktionskapazitäten (Abb. V.2).



Der Zuwachs auf insgesamt 5.778 kt/Jahr Biokunststoffe fällt hier auf, der im Wesentlichen durch zusätzliche Kapazitäten für b-PET verursacht wird. An zweiter Stelle wird ein Zuwachs bei PLA und PLA-Blends sowie PHA erwartet.

Abb. V.2 Erwartete Entwicklung der globalen Produktionskapazitäten für Biokunststoffe (2012 und 2016)



Quelle: ifeu 2014a auf Basis von IfBB (Stand 2014)⁶¹

Zur Einordnung dieser vom IfBB berichteten Zahlen ist zu beachten, dass es sich um Produktionskapazitäten handelt, d.h., die tatsächlich produzierten Mengen können je nach Marktnachfrage deutlich geringer sein. Weiterhin handelt es sich um Schätzungen auf der Basis von Mitteilungen und Presseberichten der Branche.⁶²

Eine schnelle durchgreifende Erhöhung der Produktionskapazitäten ist auch bei b-PE nicht zu erwarten. Die Nachfrage nach konventionellem Polyethylen macht etwa 30 % des Weltkunststoffbedarfs aus. Es besteht somit ein großes Substitutionspotenzial für b-PE. Dennoch ruhen derzeit Vorhaben, die vorhandenen Kapazitäten von ca. 200 kt/Jahr bis Mitte des Jahrzehnts auf

61 <http://ifbb.wp.hs-hannover.de/downloads/index.php?site=Statistics&nav=5-0-0-0-0> (22.1.2016)

62 Dies soll am Beispiel des b-PET näher erläutert werden. Laut ifeu (2014a) liegen die Kapazitäten für b-PET für das Jahr 2014 in der Größenordnung des Jahres 2012 (rund 540 kt/Jahr, Abb. V.2). Die für das Jahr 2016 geschätzten (bzw. angekündigten) Kapazitäten von etwa 4.600 kt b-PET/Jahr dürften wohl frühestens 2020 erreicht werden.



400 kt/Jahr auszubauen. Folgende Gründe⁶³ werden für Verzögerungen oder gar Aufgabe von derartigen Ausbauaktivitäten angegeben (UBA 2014b):

- > hohe Investitionskosten (bis zu mehreren Hundert Mio. Euro je Anlage) bei unsicherem Marktumfeld,
- > problematische Rohstoffverfügbarkeit und dadurch hohe Rohstoffkosten – dies wurde durch die Biokraftstoffquoten geförderte Lenkung biogener Rohstoffe in Richtung Biokraftstoffproduktion verstärkt,
- > die teilweise relativ niedrigen Preise für petrochemische Grundchemikalien, wodurch konventionelle Kunststoffe bzw. die daraus hergestellten Produkte häufig deutlich billiger sind, und
- > Besonderheiten in der Steuerpolitik. Zum Beispiel werden in der EU Importzölle auf Bioethanol erhoben, während Mineralöl zur Herstellung petrochemischer Grundstoffe steuerbefreit ist.

Verwendung von Biokunststoffen

EuBP (2014) stellt auch grafische Übersichten zu den Anwendungsbereichen von Biokunststoffen für die Jahre 2012 (Abb. V.3) und 2017 (Abb. V.4) aufgeteilt nach Marktsegmenten bereit. Daraus wird ersichtlich, dass die Verwendung von Biokunststoffen für Verpackungszwecke mit 960 kt/Jahr (entspricht 69 % [Masseprozent] der Produktionskapazitäten des Jahres 2012) den größten Anteil hat. Nimmt man noch Catering⁶⁴ und Gartenbau/Landwirtschaft hinzu (ähnliche Anwendungen und Verarbeitungsprozesse wie im Verpackungsbereich) kommt man zusammen auf 82 %. Der Anteil der technischen Anwendungen inklusive Automobilsektor liegt bei nur 10 %.

Insgesamt überwiegen bei der Verwendung von Biokunststoffen kurzlebige Produkte (Verpackungen, Catering und teilweise Gartenbau/Landwirtschaft) bei Weitem gegenüber mittel- und langlebigen Produkten (z. B. Kunststoffkomponenten für Automobile). Daran ändert sich auch in der Projektion für 2017 (Abb. V.4) wenig. Bezogen auf die weltweiten Produktionskapazitäten für Biokunststoffe des Jahres 2017 würde der Anteil der Verwendung für Verpackungszwecke sogar auf 86 %, der Anteil der technischen Anwendungen (inklusive Automobilsektor) nur leicht auf 12 % zulegen. Die zukünftig wichtigsten Biokunststoffe sind demnach (in Reihenfolge ihrer Mengenrelevanz): b-PET, PLA und PLA-Blends, Stärkeblends und b-PE.

Aufgrund der hohen Relevanz des Verpackungssektors soll hier basierend auf Detzel et al. (2012) eine etwas detailliertere Zuordnung von Biokunststoffen

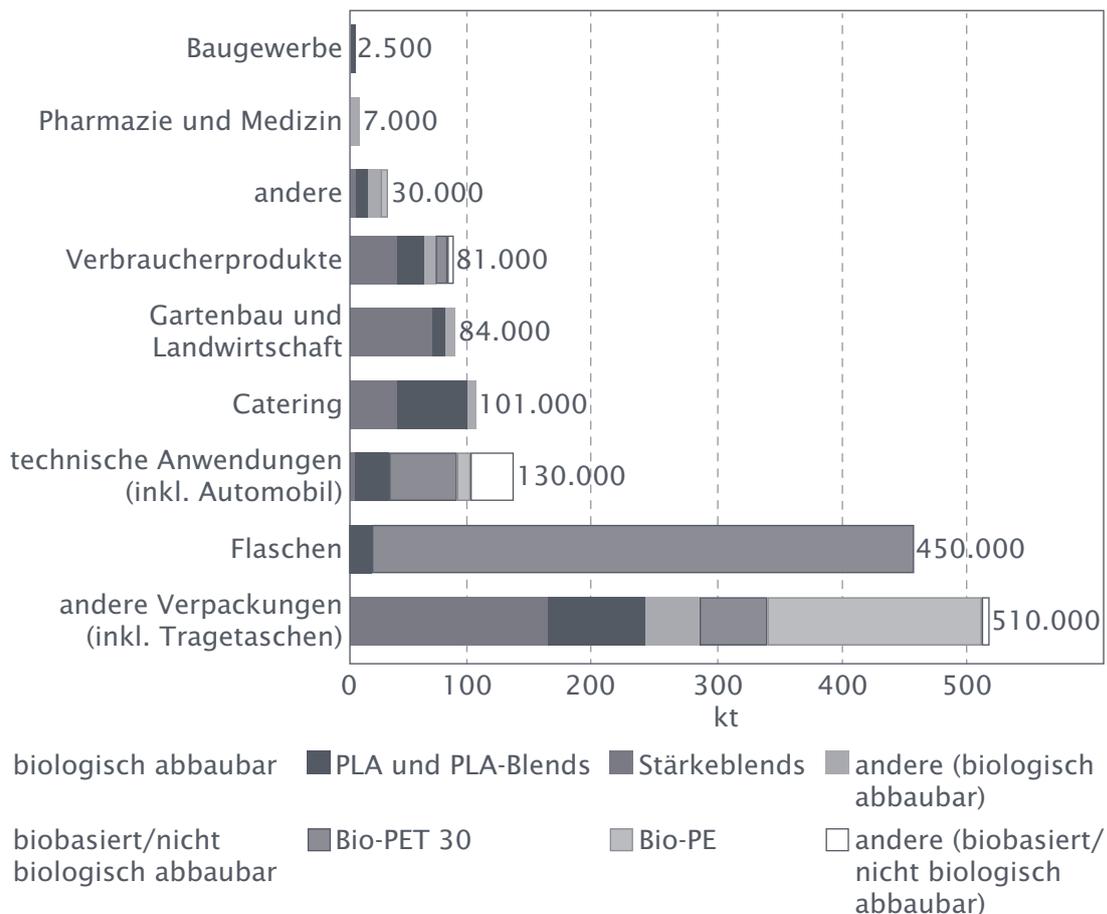
⁶³ Eine umfassende Analyse der Hemmnisse findet sich in UBA (2014b).

⁶⁴ Cateringgeschirr zählt in Deutschland gemäß der deutschen Verpackungsverordnung zu den Verpackungen, ist aber in Abbildung V.3 einzeln ausgewiesen.

zu einzelnen Verpackungsanwendungen aufgeführt werden (in Klammern sind die bislang vorherrschenden konventionellen Kunststoffe angegeben):

- > Getränkeflaschen (ohne milchbasierte Getränke): Bio-PET (konventionelles fossiles Polymer: PET);
- > Getränkeflaschen für milchbasierte Getränke: Bio-PET, PE hoher Dichte (PE-HD) (konventionelle fossile Polymere: PET, PE-HD);
- > Becher, Schalen: PLA, zukünftig auch Bio-PET (konventionelle fossile Polymere: PP, PET, PS);
- > flexible Folienprodukte: Stärkeblends und PLA-Blends; cellulosebasierte Polymere (konventionelle fossile Polymere: PE-LLD, PE-LD, PE-HD, PP);
- > geschäumte Verpackungen: geschäumte Stärkeblends (konventionelles fossiles Polymer: expandiertes Polystyrol).

Abb. V.3 Weltweite Produktionskapazitäten für Biokunststoffe 2012 (nach Marktsegment)

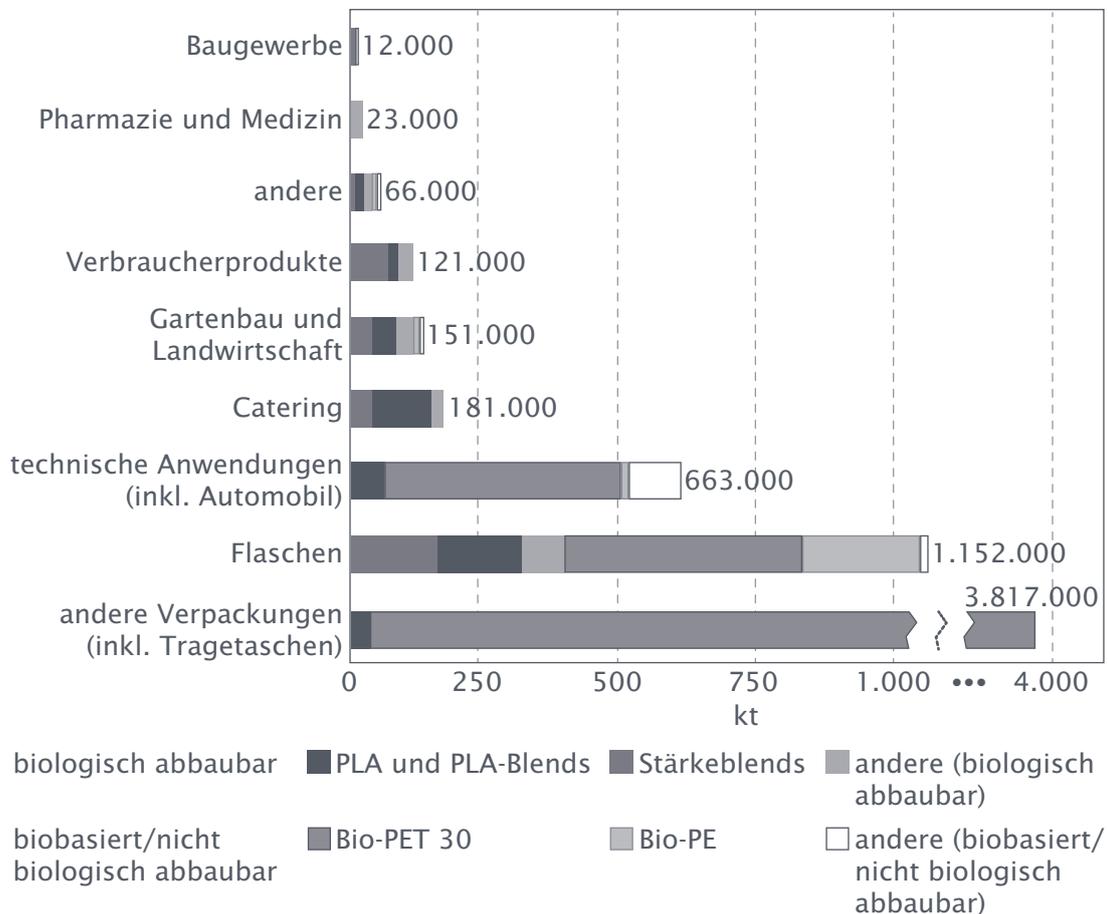


Summe: 1.396 kt/Jahr

Quelle: EuBP 2014



Abb. V.4 Erwartete weltweite Produktionskapazitäten für Biokunststoffe 2017 (nach Marktsegment)



Summe: 6.186 kt/Jahr

Quelle: EuBP 2014

Regionale Herkunft von Biokunststoffen

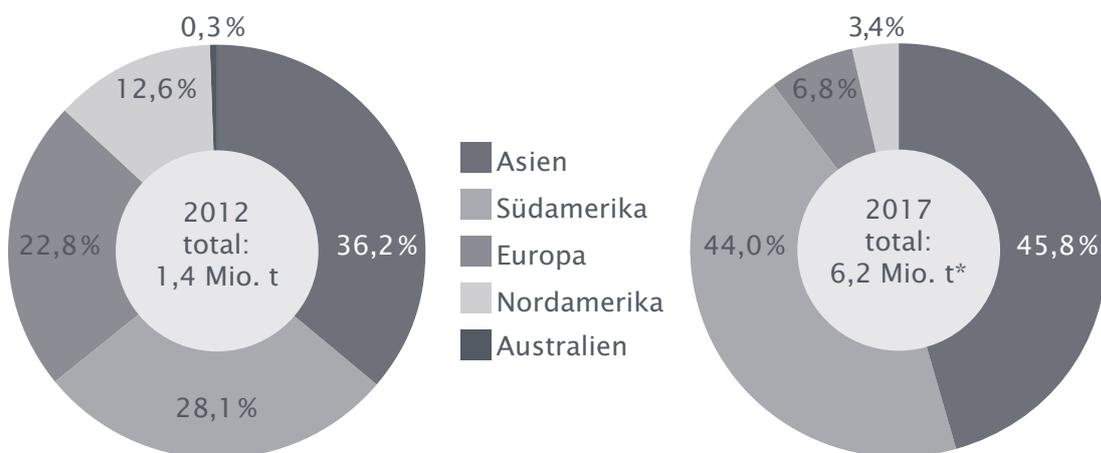
Biokunststoffe werden global gehandelt. Bis vor kurzem waren die globalen Produktionskapazitäten noch nahezu gleichmäßig über die vier Regionen Europa, Nordamerika, Südamerika und Asien/Ozeanien verteilt (Detzel et al. 2012). Hier zeichnet sich jedoch ab, dass gemäß der aktuellen Zahlen bei EuBP (2014) der weitere Ausbau der Kapazitäten größtenteils in Asien und Südamerika stattfindet (Abb. V.5).

Eine Zuordnung von Biokunststofftypen und Biomassearten zu den vier relevanten Regionen bezogen auf das Jahr 2012 ergibt nach Expertenaussage folgendes Bild:

- > In Europa befinden sich die größten Kapazitäten für Stärkeblends (wichtigster Rohstoff: in Europa angebaute Mais) und bioabbaubare Kopolyester (Rohstoffe: derzeit noch Erdöl und Erdgas).
- > In Nordamerika befinden sich die größten Kapazitäten für PLA (Rohstoff: in USA angebaute Mais).
- > In Südamerika (vor allem in Brasilien) befinden sich die größten Kapazitäten für b-PE (Rohstoff: in Brasilien angebaute Zuckerrohr).
- > In Asien befinden sich die größten Kapazitäten für b-PET (wichtigster Rohstoff derzeit noch: auf Rohrzucker basierendes Bioethanol, das aus Brasilien angeliefert wird) und – in Planung befindlich – größere Kapazitäten für PLA aus in Asien angebaute Zuckerrohr.

Wie in dieser Auflistung angezeigt ist, werden derzeit alle für die Herstellung von Biokunststoffen eingesetzten nachwachsenden Rohstoffe aus Anbaubio-masse gewonnen.

Abb. V.5 Regionale Verteilung der Produktionskapazitäten (2012 und 2017)



* aufgrund niedriger Produktionskapazitäten ohne Australien (< als 0,1 %)

Quelle: EuBP 2014

Biotechnologische Prozesse bei der Herstellung von Biokunststoffen

1.2

IBT kommt bei den genannten Biokunststoffen im Wesentlichen bei folgenden Konversionsschritten zum Einsatz:

- > Herstellung von Bioethanol mittels Fermentation von Rohrzucker; das Bioethanol wird dann in konventioneller chemischer Verfahrenstechnik weiterverarbeitet zu:

1. Umweltbedeutung von Biokunststoffen



- › b-Ethylen für die Herstellung von b-PE (das Konversionsverfahren von b-Ethanol zu b-Ethylen wurde in den vergangenen Jahren von dem brasilianischen Unternehmen BRASKEM entwickelt und zur Marktreife gebracht).
- › b-MEG für die b-PET-Herstellung.
- › Herstellung von Milchsäure mittels Fermentation von Dextrose; die Milchsäure wird dann in konventioneller chemischer Verfahrenstechnik zu Lactid und weiter zu Polylactid (PLA) verarbeitet. Die Dextrose wird in einer Nassmühle mechanisch aus Mais gewonnen.

Mit Blick auf die zukünftig erwartete Bedeutung von b-PET sei noch darauf hingewiesen, dass derzeit biotechnische Konversionsverfahren entwickelt werden, mit deren Hilfe Zucker direkt zu Grundbausteinen (z.B. b-Isobutanol) fermentiert werden, die über weitere Verfahrensschritte zur Synthese von b-PTA verwendet werden können. Dies würde die Herstellung von b-PET auf vollständiger Biomassebasis ermöglichen. Wesentliche Marktmengen sind jedoch auch hier nicht vor 2020 zu erwarten.

Bioabbaubarkeit und Entsorgung von Biokunststoffen 1.3

Der Kenntnisstand zur Entsorgungssituation von Biokunststoffen ist beschränkt, da eine gesonderte Mengenerfassung von Biokunststoffabfällen nicht stattfindet. Dies gilt mit großer Wahrscheinlichkeit nicht nur für Deutschland. In einer Studie im Auftrag des Umweltbundesamts werteten Detzel et al. (2012) 85 LCAs, Studien und Fachbeiträge hinsichtlich der Vor- und Nachteile von Biokunststoffen bei Verpackungen (z.B. Abfalltüten, Mehrschichtfolien etc.) aus. In Kenntnis der nationalen Entsorgungsgegebenheiten und anhand der Angaben in Detzel et al. (2012) lassen sich grobe Einschätzungen, insbesondere für den Bereich der Entsorgung von Biokunststoffverpackungen in Deutschland vornehmen. Der Einsatz von Biokunststoffverpackungen findet überwiegend bei Produkten des privaten Endverbrauchs statt, sodass der Biokunststoffabfall hauptsächlich in den privaten Haushalten anfällt. Dieser gelangt somit entweder in den gelben Sack, in den Restabfall oder in den Biomüll. Um die Auswirkungen abzuschätzen, sind drei Gruppen von Biokunststoffen zu unterscheiden.

Nicht biologisch abbaubare Produkte aus b-PE und b-PET

Diese sind weder beim Verbraucher noch auf der Ebene der Sortier- und Trennverfahren von den konventionellen Kunststoffen unterscheidbar. Sie werden daher wie stoffgleiche konventionelle Kunststoffe behandelt und münden in die gleichen Entsorgungswege. Sie werden damit unter anderem auch werkstofflich rezykliert. Bepfundete Flaschen aus b-PET werden im Handel analog zu den



konventionellen PET-Flaschen zurückgenommen und gelangen zusammen mit diesen in die nachgeschalteten Recyclingströme.

Produkte aus biologisch abbaubaren PLA und PHA

Es handelt sich hier um bioabbaubare Produkte aus Monomaterialien, die meist zur Herstellung formstabiler Produkte eingesetzt werden. Diese werden vom Verbraucher analog zu formähnlichen konventionellen Kunststoffprodukten verwendet. Ergebnisse aus Pilotversuchen mit PLA-Verpackungen zeigen, dass eine Positivsortierung technisch möglich ist (z.B. WRAP 2008). In der Praxis findet eine solche Anreicherung in Form einer PLA Sortierfraktion aufgrund zu geringer Materialmengen derzeit allerdings nicht statt. In diesem Kontext wird in der Branche immer wieder eine Marktmenge von 20 kt/Jahr als kritische Größe angegeben, ab der die Sortentrennung für die Entsorgungsbranche ökonomisch tragfähig würde. Diese Menge wird bislang in Deutschland bei Weitem nicht erreicht. Das kann sich in Zukunft sicherlich ändern. Prognosen über den zu erwartenden Zeithorizont können allerdings nicht angegeben werden. Unklar ist noch, welcher Verwertungsweg sich anschließen würde. Für PLA sind neben dem mechanischen Recycling auch ein chemisches Recycling möglich (Kauertz et al. 2011). Aktuell plant das Landwirtschaftsministerium, die Verwertungsmöglichkeiten für PLA im Rahmen eines Verbundvorhabens verstärkt zu erforschen.

Produkte aus Stärkeblends und PLA-Blends sowie Mehrschichtfolien auf Cellulosebasis

Hierbei handelt es sich um bioabbaubare Produkte, häufig flexible Folienprodukte wie z.B. Tragetaschen. Die verwendeten Werkstoffe enthalten unterschiedliche Gehalte an Stärke, verschiedene Stärketypen (Maisstärke, Kartoffelstärke), verschiedene bioabbaubare Polyester und verschiedene Zuschlagstoffe. Damit sind sie insgesamt sehr heterogen und für eine stoffgruppenspezifische Positivsortierung sowie für stoffliche Recyclingverfahren wenig geeignet. In naher Zukunft ist hier keine gezielte Entwicklung in Richtung stoffliches Recycling zu erwarten.

Entsorgungsnutzen

Während die Abfälle aus b-PET und b-PE heute schon zusammen mit den konventionellen Kunststoffströmen zu Verwertungsprodukten aufbereitet werden, finden sich die Abfälle aus den anderen beiden genannten Stoffgruppen am Ende



der Sortier- und Aufbereitungsstrecken in aller Regel in den Fraktionen der Mischkunststoffe oder der Sortier- bzw. Aufbereitungsreste. Diese werden entweder zu Ersatzbrennstoff aufgearbeitet und energetisch in Zementwerken verwertet oder sie gelangen in die Abfallverbrennung. Letzteres ist häufig auch das Schicksal von bioabbaubaren Abfalltüten⁶⁵ im Kompost. Dieser Sachverhalt ruft häufig Erstaunen hervor, ist aber darauf zurückzuführen, dass eine Reihe von Kompostierungsanlagen in Deutschland Kunststoffe vor dem eigentlichen Rotteprozess als Störstoffe aussortiert, die dann in die Müllverbrennung verbracht werden.

Kompostierung und Vergärung

Abfälle aus Kunststoffverpackungen, einschließlich solcher aus bioabbaubaren Kunststoffen, dürfen gemäß der Bioabfallverordnung nicht über die getrennte Bioabfallsammlung entsorgt werden. Damit ist die Sinnhaftigkeit der Vermarktung bioabbaubarer Kunststoffverpackungen in Deutschland grundsätzlich infrage gestellt. Auch wenn die Kompostierbarkeit dieser bioabbaubaren Produkte per Prüfnorm (EN 13432, EN 14995) sichergestellt ist, besteht nach Auffassung des Gesetzgebers die Gefahr erhöhter Fehlwürfe an konventionellen Kunststoffen. Eine verstärkte Verunreinigung würde wiederum Verfahrens- und Kompostqualitätsprobleme verursachen können. Hinsichtlich der Vergärung zeigen bislang vorliegende Untersuchungen, dass die Abbaurate von Biokunststoffen im Vergärungsprozess sehr gering ist. Sie verbleiben letztlich überwiegend im Gärrest und werden dann erst über die Nachkompostierung der Gärreste weiter abgebaut.⁶⁶

Mehrere Analysen zeigen, dass die Kompostierung von bioabbaubaren Kunststoffen bzw. Kunststoffverpackungen gegenüber einer thermischen Verwertung ökologisch unterlegen ist (Detzel/Krüger 2006; Murphy et al. 2008; Pladerer et al. 2008; Würdinger 2002). Die Kompostierung ist als stoffliches (nicht jedoch als werkstoffliches) Verwertungsverfahren anzusehen. Umstritten ist jedoch, ob mit der Kompostierung von bioabbaubaren Werkstoffen ein stofflicher Nutzen verbunden ist. So beinhaltet etwa PLA-Material nach Pladerer et al. (2008) keine pflanzenverfügbaren Nährstoffe und liefert auch keinen Beitrag zum Aufbau von Bodenstruktur.⁶⁷ Die Kompostierung von PLA könnte demnach auch als Beseitigung angesehen werden.

65 Diese zählen im Übrigen nicht zu den Verpackungen.

66 Einen Eignungsnachweis für die anaerobe Behandlung von Biokunststoffen in Form einer Prüfnorm gibt es bislang nicht.

67 Der mögliche Nutzen einer Kompostierung hängt von verschiedenen Aspekten ab, wie z.B. der Gehalt an Nährstoffen oder die Fähigkeit zur Bodenstrukturbildung. Der mögliche Beitrag zur Bodenstrukturbildung ist gegenwärtig umstritten – Hersteller bioabbaubarer Werkstoffe vertreten die Auffassung, dass die bioabbaubaren Werkstoffe durchaus an der Strukturbildung beteiligt seien (ifeu 2014a, S. 15)

Ökologische Vor- und Nachteile von Biokunststoffen

1.4

Die Vor- und Nachteile von Biokunststoffen im Hinblick auf Umweltwirkungen und im Vergleich zu konventionellen Kunststoffen wurden in einer Reihe von ökobilanziellen Studien untersucht. Die Qualität der vorliegenden Untersuchungen ist unterschiedlich und nicht immer befriedigend. Mehrere Analysen haben die Umweltwirkungen von Biopolymeren und -kunststoffen mit unterschiedlichen Methoden und Perspektiven untersucht. Vier wichtige Studien sollen im Folgenden für einen Überblick über das Themenfeld aufbereitet werden.

Die Studie von Shen et al. (2012)

Shen et al. (2012) werteten LCA-Studien zu drei Produkten (Polymere, Fasern und Flaschen) aus, die aus Polyethylenterephthalat (PET) und anderen Materialien hergestellt wurden. Als funktionelle Einheit diente die Bereitstellung von 1 kg des jeweiligen Produkts (Klöpffer 2009). Dabei standen vier PET-Formen im Fokus: (1) konventionell hergestelltes, auf fossilen Rohstoffen basierendes PET, (2) biobasiertes PET, (3) recyceltes PET (konventionelle PET-Flaschen, die nach einmaliger Nutzung zu einem neuen Produkt recycelt wurden) sowie (4) recyceltes biobasiertes PET. Hinsichtlich der Umweltwirkungen zeigte die Untersuchung, dass biobasierte PET-Produkte weniger nichterneuerbare Energieträger verbrauchten und weniger Treibhausgas emittierten als petrochemisches PET. Recycelte PET-Produkte hatten eine noch bessere Energiebilanz und verursachten weniger Emissionen im Vergleich zu neu hergestellten Pendanten. Die recycelten biobasierten Polymere können damit als die umweltfreundlichste Variante angesehen werden, wobei die Resultate im Hinblick auf den Vergleich zwischen recycelten Varianten (3) und (4) weniger eindeutig ausfallen als für den Vergleich der nicht recycelten Varianten (1) und (2). Shen et al. (2012) fordern auch weitere methodische sowie empirische Antworten für das komplexe Thema der indirekten Landnutzungsänderungen, wofür bislang keine befriedigenden Methoden oder internationale Standards entwickelt wurden.

Die Studie von Essel und Carus (2012)

Essel und Carus (2012) führten eine Metaanalyse über rund 30 LCA-Studien zu den biobasierten Polymeren PLA, PHA und PHA/PHB durch. Die Autoren bewerteten die Effekte im Hinblick auf den Verbrauch von nichterneuerbaren Energieträgern und Treibhausgasemissionen der Produkte (»cradle to gate«) und verglichen diese mit Polymeren, die fossilen Ursprungs waren. Die biobasierten Polymere waren bei beiden Wirkungskategorien im Vergleich zu ihren



konventionell erzeugten Entsprechungen besser. PLA und PHA können zwischen 20 und 65 MJ/kg fossile Ressourcen einsparen und die Treibhausgasemissionen in Höhe von etwa 2 bis zu 6 kg/CO₂-Äquivalent pro kg reduzieren. In der Studie wurde außerdem ein Produkt (Proganic) untersucht, das aus PLA und PHA besteht und das ähnliche vorteilhafte Eigenschaften sowie erhebliches ökologisches Potenzial infolge weiterer Prozessoptimierungen aufwies. Essel und Carus (2012) sind der Auffassung, dass die Ergebnisse, auch bezüglich der Stärken und Schwächen der analysierten Produktsysteme, generalisiert werden können. Jedoch sehen auch Essel und Carus (2012, S. 40) »ein Wissensdefizit hinsichtlich der Auswirkung indirekter Landnutzungsänderungen sowie der Kohlenstoffdynamik auf landwirtschaftlichen Flächen«.

Die Studie von Hottle et al. (2013)

Hottle et al. (2013) analysierten 21 LCA-Studien über PLA, PHA und thermoplastischer Stärke. Laut Autoren sind das die in der Literatur am häufigsten untersuchten Biopolymere.⁶⁸ In der Studie wurden zunächst Aussagen über Umweltwirkungen dieser Kunststoffe beleuchtet, die in verschiedenen Ökobilanzen taxiert worden waren und in Datenbanken (z.B. Ecoinvent) erfasst sind. Das Treibhauspotenzial von PLA, PHA aus IBT ist demnach mit dem von erdölbasierten Polymeren vergleichbar. Bei Eutrophierung, dem Ozonabbau und Risiken für die menschliche Gesundheit schneiden Biopolymere allerdings schlechter ab als erdölbasierte Kunststoffe.

Die Studie von Detzel et al. (2012): Spezialaspekt Verpackungen

Die meisten Studien über Biokunststoffe sind für solche durchgeführt worden, die für Verpackungszwecke verwendet werden. Das Umweltbundesamt beauftragte deshalb zu diesen Produkten eine Metastudie mit Auswertung der vorhandenen Literatur (Detzel et al. 2012). Da die Ergebnisse keine Gesamtaussagen zulassen, soll hier zwischen formstabilen Verpackungen und flexiblen und auf Bioabbaubarkeit ausgelegten Folienverpackungen unterschieden werden.

Formstabile Verpackungen: Häufig zeigen biobasierte Kunststoffe mit einer den konventionellen Kunststoffen vergleichbaren Funktionalität für formstabile Verpackungen ökobilanziell bessere Ergebnisse hinsichtlich der Treibhausgasemissionen und des fossilen Ressourcenverbrauchs. Jedoch zeigen diese Biokunststoffprodukte hinsichtlich anderer Umweltindikatoren, wie Versauerung, aquatischer und terrestrischer Eutrophierung oft ungünstigere Eigenschaften.

⁶⁸ Zwei weitere wichtige Biopolymere sind demnach PDO und Bio-PET, die in der LCA-Literatur bisher jedoch kaum analysiert wurden (Hottle et al. 2013).

Gesamtökologisch sind diese Biokunststoffe daher derzeit nicht als besser einzuschätzen als konventionelle Kunststoffe.

Detzel et al. (2012) analysierten dies in einer Übersichtsökobilanz für Klappschalen aus PLA im Vergleich zu Polystyrol (PS). Für die Entsorgungswege wurden realistische Annahmen getroffen.⁶⁹ Für die Rohstoffbereitstellung zur PLA-Herstellung wurden verschiedene Szenarien untersucht, wobei gegenwärtig verfügbare Technologien (bezeichnet mit »heute«) sogenannten »Zukunftsszenarien« gegenübergestellt werden, die derzeit großtechnisch (noch) nicht umsetzbar sind:⁷⁰

- > »Zuckerrübe heute«: realistische Abbildung der derzeitigen technischen Möglichkeiten;
- > »Zuckerrübe Zukunft«: optimierte Fermentation von Zucker zu Milchsäure;
- > »Lignocellulose heute«: Lignocellulose als Rohstoff, Aufschlussverfahren gemäß der derzeit im Labormaßstab gegebenen technischen Möglichkeiten;
- > »Lignocellulose Zukunft«: optimierter Aufschluss.

Die Ergebnisse sind in Abbildung V.6 dargestellt. Für die gegenwärtige Situation ist der Vergleich der Szenarien »PLA Zuckerrübe heute« und »PS heute« kennzeichnend: Die geringeren Umweltlasten bei PLA hinsichtlich »Klimawandel« und »fossile Ressource« sind im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass der »Rohstoff« für PLA im Prinzip aus biogenem Kohlenstoff besteht, dessen Freisetzung als CO₂ bei der Verbrennung als nicht klimawirksam angerechnet wird, während PS aus fossilen Rohstoffen hergestellt wird. In den Wirkungskategorien terrestrische und aquatische Eutrophierung stammen die Beiträge hauptsächlich aus den Feldemissionen, d.h. dem Biomasseanbau. Dieser Befund ist typisch für Produktlinien aus agrarischer Biomasse.

Die Übersichtsökobilanz zeigt, dass bei Verwendung von agrarischen Reststoffen (hier Ernterückstände des Maisanbaus) das Wirkungsprofil von PLA-Verpackungen zukünftig erheblich verbessert werden könnte, da die Umweltlasten aus dem Anbau der Biomasse quasi entfallen. Allerdings bedarf es dazu hoher Effizienz bei Aufschluss und Fermentation der Zucker aus der Lignocellulose. Beim Vergleich einer Klappschale aus PLA mit PS beständen dann auch

69 Klappschalen aus PS werden zu einem gewissen Anteil werkstofflich rezykliert. PLA wird über die Mischkunststofffraktion energetisch verwertet.

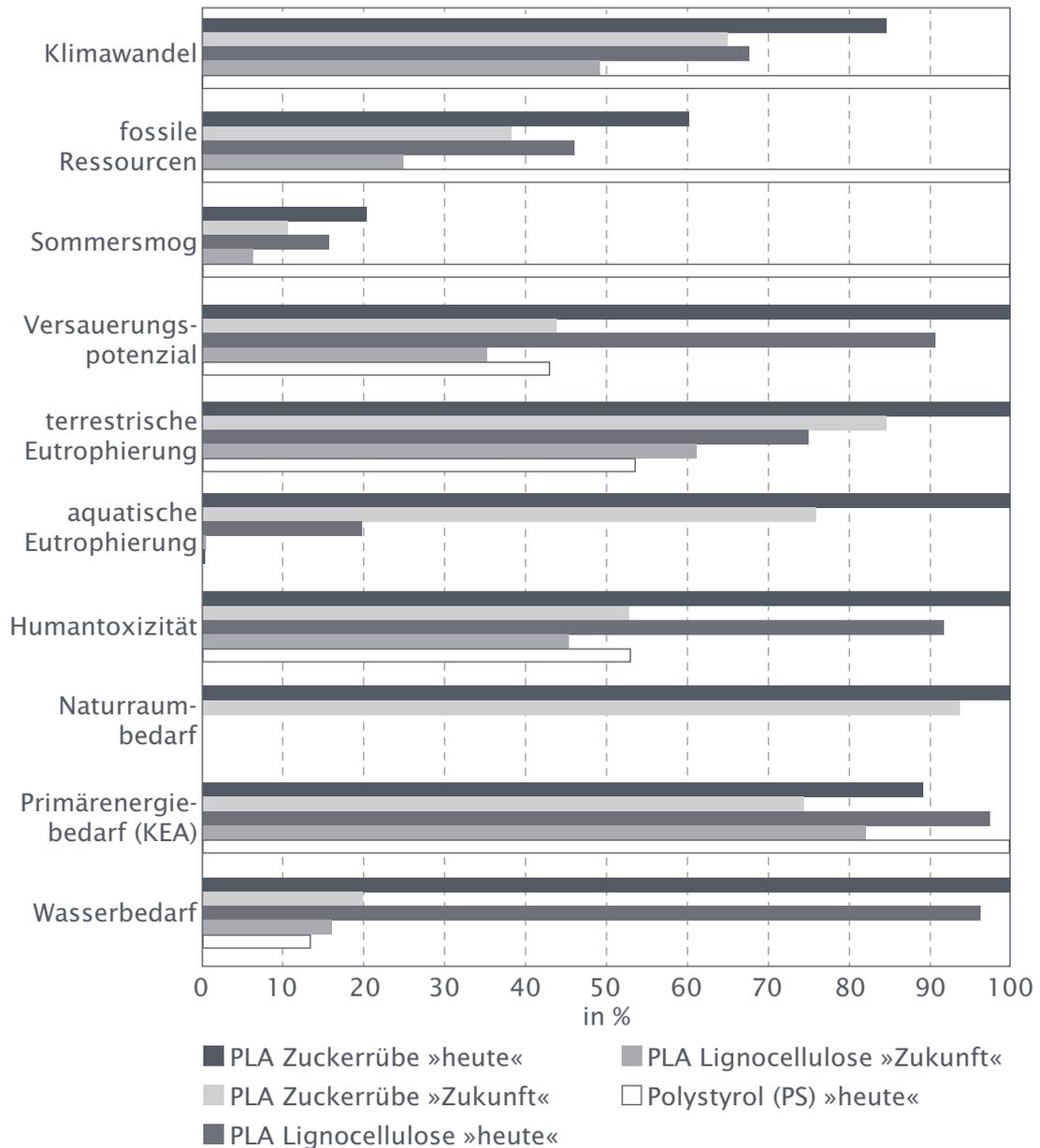
70 Dabei bestehen naturgemäß große Unsicherheiten. Insbesondere für den Lignocelluloseaufschluss kann noch nicht vorhergesagt werden, bis wann Anlagen produktionsfähig sein werden. Die dargestellten Zukunftsszenarien beruhen auf Verallgemeinerungen, die mit Vorsicht zu interpretieren sind. Um hier verlässlichere Zahlen präsentieren zu können, müssten Daten biomassespezifisch (z.B. Maisstroh, Weizenstroh, Pappelholz, Lebensmittelreste, etc.) erhoben werden. Solche Zahlen sind derzeit nicht vorhanden bzw. nicht öffentlich verfügbar.

1. Umweltbedeutung von Biokunststoffen



über den Lebensweg betrachtet keine Nachteile mehr bei aquatischer und terrestrischer Eutrophierung, Versauerung und Feinstaubemissionen.

Abb. V.6 Vergleich von Kunststoffschalen aus PLA und Polystyrol im Hinblick auf zehn Umweltindikatoren



Das jeweils schlechteste Szenario je Umweltwirkung ist auf 100 % skaliert.

Quelle: Detzel et al. 2012



Wie das Beispiel der Übersichtsökobilanz für die Zuckerrübe als PLA-Rohstoff zeigt, könnte aber durchaus auch mit den »klassischen« agrarischen Biomasserohstoffen bei der Umsetzung von Prozessoptimierungen (verbesserte Prozessausbeute, reduzierter Verbrauch an Energie und Prozesschemikalien bei der Herstellung von Milchsäure aus Rübensaft) ein Umweltwirkungsprofil für PLA-Klappschalen erreicht werden, bei dem viele der aktuell noch existierenden ökologischen Nachteile gegenüber den PS-Schalen aufgehoben werden. In diesem Fall bliebe jedoch das Problemfeld der aquatischen Eutrophierung bestehen, denn diese wird im Wesentlichen durch den Anbau der Rohstoffe bestimmt. Der Frischwasserbedarf im PLA-Szenario entsteht vor allem im Zuge der Biomassekonversion. Er wird nur dann zum Umweltproblemfeld, wenn die Wasserentnahme regional Wasserknappheit verursachen könnte bzw. in Gebieten mit einer bestehenden Wasserknappheit stattfindet.

Flexible Folien: Biokunststoffprodukte, die auf eine Kompostierbarkeit ausgerichtet sind (Stärkeblends, PLA-Blends), enthalten in aller Regel größere Anteile an bioabbaubaren fossilen Bestandteilen. Solche Produkte können in der Ökobilanz sogar gesamtökologische Nachteile gegenüber den konventionellen fossilbasierten Konkurrenzprodukten haben. Eine pauschale Bewertung ist auch hier schwierig, da sich ökologische Vor- bzw. Nachteile von Biokunststofffolienprodukten gegenüber konventionellen Produkten letztlich nur im fallspezifischen Vergleich ermitteln lassen.

Methodische Schwierigkeiten

1.5

Hottle et al. (2013) analysierten 21 LCA-Studien, die einen Peer-Review-Prozess durchlaufen hatten, also wissenschaftliche Qualitätsstandards nachweislich erfüllten, und Biopolymere mit erdölbasierten Polymeren verglichen. Die meisten dieser Analysen fokussierten ausschließlich auf Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen. In weniger als 25 % der Studien wurden Ökosystemqualität, Eutrophierung, menschliche Gesundheit oder Land- oder Wassernutzungsänderungen betrachtet. Der Überblick der Literatur ergab, dass Biopolymere ähnliche Umweltwirkungen erkennen ließen wie erdölbasierte Kunststoffe. PHA/PLA zeigten Emissionswirkungen, die in einigen der geprüften Berichte besser, in anderen aber schlechter ausfielen als die erdölbasierten Entsprechungen. Diese große Bandbreite wird in erster Linie von den jeweils gewählten Systemgrenzen beeinflusst, beispielsweise durch die Berücksichtigung von Optionen, wie am Ende der Lebensdauer eines Produkts verfahren wird, z. B. ob Recycling oder Deponierung angenommen wird. Die unterschiedlichen Ergebnisse werden zudem von den zugrundegelegten Szenarien und Annahmen beein-



flusst. Beispielsweise sind die Nachhaltigkeitsvorteile von der Energiequelle⁷¹ abhängig. Für die korrekte Bewertung von Produkten müssen also die spezifischen Details der Produktionsstandorte und Lieferketten bekannt sein und genutzt werden. In der Praxis der Ökobilanzanalysen wird demgegenüber oft mit hochaggregierten Mittelwerten gearbeitet.

Diese methodischen Fragen führten Hottle et al. (2013) zu grundsätzlicher Kritik an bestimmten Ökobilanzansätzen. Bei einem Fokus auf nur wenige Umweltwirkungen (Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen) wie es in vielen LCAs gemacht wird, werden wichtige Umwelteffekte und Trade-offs übersehen. Biobasierte Produkte zeigen meist bessere Werte bei Treibhausgasemissionen, verschlechtern aber oft die Wasserqualität. Bei Biopolymeren haben Lebensdauer und Entsorgung einen großen Einfluss auf das ökologische Profil des Produkts. Die Entsorgungsfrage (Recycling oder Deponierung) ist hier entscheidend. Demnach gibt es Studien, die klar belegen, dass Biopolymere, besonders PLA, unter Deponiebedingungen nicht abgebaut werden. Andere Studien verweisen auf Methanemissionen, die durch die Deponierung dieser Produkte verursacht werden. Grundsätzlich kommen auch Hottle et al. (2013) zum Ergebnis, dass selbst LCAs, die hohe wissenschaftliche Standards erfüllen, Umweltwirkungen der Polymerproduktion nicht einheitlich einschätzen.

Andere Berichte kommen zu ähnlich gemischten Ergebnissen, was die quantitative Analyse von Biokunststoffen und die Reflektion über Stärken und Schwächen der LCA-Methodik angeht (Bier et al. 2011; Detzel et al. 2012; Rhein et al. 2011). Noch unübersichtlicher wird das Bild, wenn man zukünftige Entwicklungen und die erwartete Zunahme der Produktion von Biopolymeren in Betracht zieht. Denn ein breites Spektrum von variablen Faktoren hat großen Einfluss auf die Bewertung der Umweltwirkung und Nachhaltigkeitseffekte. Dazu gehören Größen wie Art und Menge der künftig eingesetzten Energie, Art und Menge der verwendeten Biomasse (Getreide oder Abfall), oder die Frage nach der Entsorgung (Recycling oder Deponieren) von Produkten. Für die schwierige Einschätzung ist noch ein weiterer Faktor von großer Bedeutung: Welcher Rahmen und welche Vergleichsgröße sollten vernünftigerweise gewählt werden? Wenn die traditionelle gegenwärtige Polymererzeugung geschätzt 7 % des

71 So haben Annahmen über den Energiemix große Auswirkungen auf Bewertungen. Positive Effekte eines Produkts können sich verringern, wenn die Energie, die für die biotechnologische Produktionsverfahren gebraucht wird, aus einer nichterneuerbaren Quelle wie Kohle stammt. Aber auch Szenarien der Nutzungsphase haben ihre Wirkung für die Beurteilung von Umwelteffekten. So können sich in der Nutzungsphase von Produkten aus IBT die Vorteile aus Produktion und Entsorgung des Biomaterials wieder aufheben. Beispielsweise ist eine höhere Menge Bioverbundwerkstoff erforderlich um KFZ-Verkleidungen mit gleichen Materialeigenschaften wie die fossilbasierte zu produzieren. Das zusätzliche Gewicht führt jedoch zu höherem Kraftstoffverbrauch über die gesamte Lebensdauer des Kfz (TAB 2016).



Erdöls weltweit verbraucht, könnte argumentiert werden, dass die Klimarelevanz im Vergleich zur Energieerzeugung allgemein marginal und vernachlässigbar sei. Wie schnell Einschätzungen zu überraschenden, wenn nicht gar verzerrten Ergebnissen führen können, wenn der Analyse- bzw. Auswertungsansatz zu begrenzt ist und der Bewertungsrahmen verfehlt gesetzt wird, soll am Beispiel des »Danone-Falls« näher illustriert werden.

Fallstricke der Umweltbewertung: der Danone-Fall

Im Jahr 2010 beauftragte Danone das ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg mit der Durchführung einer vergleichenden LCA-Studie zu zwei unterschiedlichen Verpackungen für Activia Joghurt (Kauertz et al. 2011). Eine Verpackung war aus herkömmlichem Polystyren und eine aus dem Bio-Polylactid PLA. Als die Ergebnisse der Studie im März 2011 veröffentlicht wurden, gaben Danone und der WWF als ein Projektpartner sehr positiv bewertete Ergebnisse bekannt, nämlich dass die Verpackung aus Biopolymeren den CO₂-Fußabdruck um 25 % verbesserte und 43 % weniger fossile Ressourcen verbrauche. Danone begann unverzüglich mit der Vermarktung des neuen Produkts. Activia-Packungen erschienen in neuem Design, trugen das WWF-Logo und den Werbeschriftzug »umweltfreundlichere Verpackung«.

Kurze Zeit später warf die Verbraucherorganisation Foodwatch Danone vor, nur positive Ergebnisse der Studie vom ifeu für Werbezwecke hervorgehoben zu haben (Herrmann 2011a). Die Deutsche Umwelthilfe (DUH) ging noch einen Schritt weiter und bezichtigte Danone der Verbrauchertäuschung (AFP 2011). Die Ergebnisse der ifeu-Studie waren tatsächlich vielschichtig. Neben positiven Resultaten beim CO₂-Fußabdruck und dem geringeren Verbrauch fossiler Ressourcen zeigte die LCA auch negative Umweltwirkungen bei Eutrophierung und Versauerung. Das ifeu traf deshalb wesentlich vorsichtigere Aussagen und wies explizit darauf hin, dass sich aus den Ergebnissen »kein ökobilanzieller Vor- oder Nachteil für eines der beiden Systeme ableiten« lasse (Kauertz et al. 2011, S. 97). Die Autoren gaben in der Studie sogar Empfehlungen an die Marketingabteilungen, eine ausgewogene Darstellung der Ergebnisse vorzunehmen (Kauertz et al. 2011, S. 101). Danone und DUH erzielten im November 2011 eine Einigung. Danone musste demnach den Aufdruck »umweltfreundlichere Verpackung« vom Etikett nehmen (Herrmann 2011b).

**Szenario zur Rohstoffversorgung:
25 % Biopolymere im Kunststoffmarkt****1.6**

Für die Einschätzung der Nachhaltigkeitseffekte von Biokunststoffen ist es wesentlich, der Frage nach der Rohstoffversorgung für die Biokunststoffherstellung nachzugehen (Kap. VI). Denn hinter dem verstärkten Interesse an der IBT (und der Bioökonomie) steht ja insbesondere die Idee, eine Transformation weg von einer fossilen Rohstoffbasis hin zu einer Wirtschaftsweise auf Basis erneuerbarer Rohstoffe einzuleiten. Um die Potenziale und Auswirkungen im Bereich Biokunststoffe besser abschätzen zu können, soll hier beispielhaft ein Szenario analysiert werden, in dem Biokunststoffe einen Gesamtmarktanteil von 25 % des Kunststoffmarktes erreichen würden.

Im Jahr 2012 wurden weltweit 241 Mio. t Kunststoffe produziert (PlasticsEurope 2013). Dem standen Biokunststoffkapazitäten von 1,27 Mio. t gegenüber, was einem Anteil von etwa 0,5 % des Weltkunststoffmarkts entspricht. Um einen Anteil von 25 % an der aktuellen Weltkunststoffproduktion erreichen zu können, wären Biokunststoffkapazitäten von ca. 60 Mio. t erforderlich. Der Ausbau der Kapazitäten müsste zudem auf den Ersatz bestehender Kunststoffanwendungen ausgerichtet werden.

Für die Konstruktion des Szenarios wurde folgendermaßen vorgegangen (Tab. V.1): Ausgangspunkt der Überlegungen sind die gegenwärtigen Verbrauchsanteile für verschiedene Kunststoffarten, die teilweise durch Biokunststoffe ersetzt werden könnten (Tab. V.1, Spalten A u. B) (PlasticsEurope 2013). Unter der Behelfsannahme, dass diese Verbrauchsanteile auch global näherungsweise gelten, wurde die weltweite Gesamtkunststoffproduktion auf diese Stoffe aufgeteilt (Spalte C). Die Substitutionsquoten in Spalte D sind hypothetische Werte, getroffen unter der Grundannahme, dass die wesentliche Substitution bei den mengenmäßig relevantesten Kunststoffen Polyethylen (PE) und Polypropylen (PP) sowie bei PET und PS stattfindet. Daraus ergeben sich dann die in Spalte E angegebenen globalen Produktionsmengen für Biokunststoffe in diesem Szenario. Spalte F gibt an, welche Biokunststoffe für diese Substitution am ehesten infrage kommen.

Wie zuvor bereits erwähnt, beruht die Produktion von Biokunststoffen derzeit praktisch vollständig auf Anbaubiomasse. Unter dem hier analysierten Szenario einer starken Ausweitung der Produktion von Biokunststoffen ist es nicht realistisch, kurzfristig von einer wesentlichen Abweichung von diesem Status quo auszugehen, da für Alternativen im Moment kaum ausgereifte technische Möglichkeiten und Kapazitäten bestehen. Damit würden für den hier unterstellten kurzfristigen Ausbau der Biokunststoffkapazitäten folgende Biomasseroh-



V. Biokunststoffe, Enzyme und Bioraffinerien

stoffe verstärkt benötigt: Rohrzucker (Brasilien), Rohrzucker (Asien), Mais (USA), Mais (Europa) sowie mittelfristig Zuckerrübe (Europa).⁷²

Tab. V.1 Kunststoffmarkt und Szenarioannahmen zur Substitution durch Biokunststoffe

A	B	C	D	E	F
Kunststoff	Verbrauch anteilig (Europa) in %	Produktion (global) in kt	Substitution durch Bio- kunststoffe in %	Biokunst- stoffe (global) in kt	Biokunst- stoffe zur Substitution
PE-LD	18	42.175	42,5	17.924	b-PE, Stärke- blends, PLA- Blends
PE-HD	12	28.920	42,5	12.291	b-PE, PLA
PP	19	45.308	42,5	19.256	b-PE, Stärke- blends, PLA- Blends, PLA, b-PET
PET	7	15.665	42,5	6.658	b-PET, PLA
PVC	11	25.787			
PS	7	17.834	25,0	4.459	b-PET, PLA
PUR	7	17.593			
andere	20	47.718			
Summe		241.000	25,0	60.587	

Zugrunde gelegt wurde ein Szenario, in dem 25 % des gesamten Kunststoffs durch Biokunststoff substituiert werden.

Quelle: ifeu 2014a anhand von Daten von PlasticsEurope 2013

Was wäre in der Folge dafür an agrarischen Flächen notwendig? Als grobe Schätzung kann ein Flächenbedarf von 0,4 ha/t Biokunststoff angesetzt werden (Endres/Siebert-Rath 2009). Für die globalen Produktionskapazitäten an Biokunststoffen (Kap. V.1.1) errechnet sich für das Jahr 2012 ein Anteil von 0,03 % und geschätzt für 2016 von 0,15 % der globalen Ackerfläche. Bei einer Substitution von 25 % des globalen Kunststoffbedarfs, wie in dem hier betrachteten Szenario unterstellt, würden 1,6 % der globalen Ackerfläche benötigt (Tab. V.2, Szenario »Substitution Kunststoff Welt 25 % [2012]«).

⁷² Langfristig bestehen dagegen durchaus Bestrebungen, weniger Anbaubiomasse einzusetzen und verstärkt auf Reststoffe, z. B. aus der Landwirtschaft und der Lebensmittelverarbeitung bzw. auf lignocellulosebasierte Materialströme, z. B. im Kontext von Bioraffinerien, zurückzugreifen. Dies ist jedoch gegenwärtig noch recht spekulativ und in diesem Szenario daher nicht berücksichtigt.

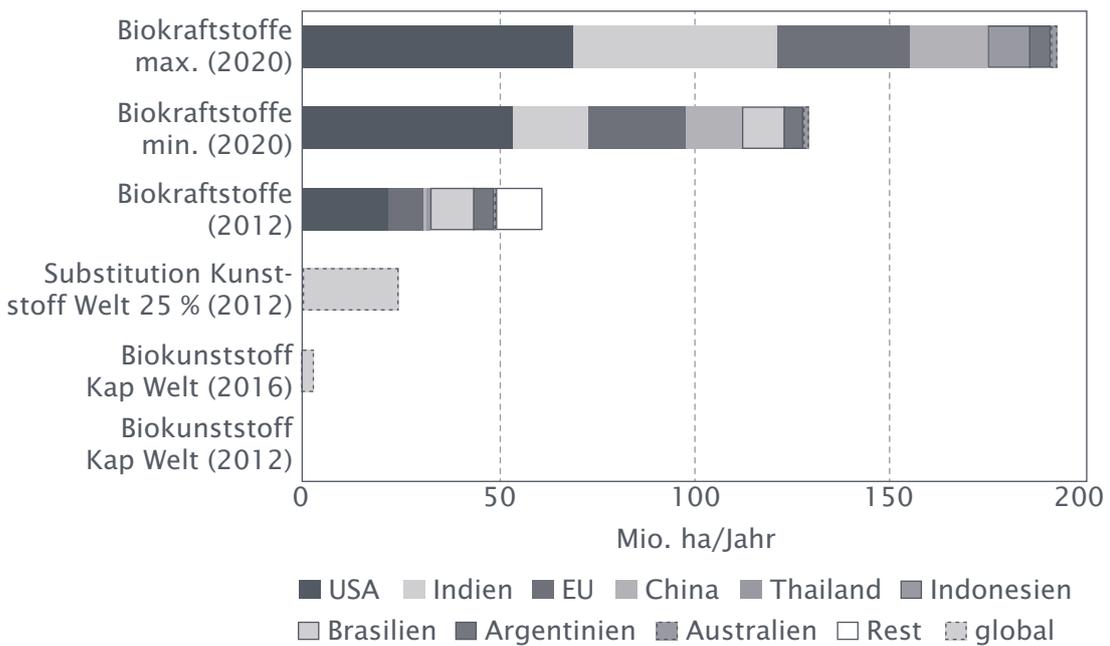


Tab. V.2 Anteil der heutigen Weltagrarfläche für verschiedene Biokunststoff- und Biokraftstoffszenarien

Szenario	Anteile an Weltagrarfläche in %
Biokraftstoffe max. (2020)	12,4
Biokraftstoffe min. (2020)	8,31
Biokraftstoffe (2012)	3,86
Substitution Kunststoff Welt 25 % (2012)	1,56
Biokunststoff Kap Welt (2016)	0,15
Biokunststoff Kap Welt (2012)	0,03

Quelle: ifeu 2014a auf Basis von DBFZ 2009

Abb. V.7 Ackerfläche für verschiedene Biokunststoff- und Biokraftstoffszenarien



Quelle: ifeu 2014b

Diese Zahl mag gering erscheinen, muss aber im Kontext der Landnutzungskonkurrenzen allgemein betrachtet werden. Denn erstens handelt es sich bei dem Szenario nur um eine Teilsubstitution konventioneller Kunststoffe durch Biokunststoffe und zweitens steht die hier betrachtete Substitution im Kontext der konfliktreichen Debatten um die Teller- versus Tank-Konkurrenz. Beide Substitutionsvorgänge müssen also in Bezug auf die Rohstoffseite gemeinsam betrachtet werden. In Abbildung V.7 (absolute Flächeninanspruchnahme) und



Tabelle V.2 (relative Anteile an der derzeitigen Weltagrarfläche von 1.553 Mio. ha) ist dargestellt, welcher Agrarflächenbedarf sich in verschiedenen Szenarien zur Substitution von fossil basierten Kunststoffen durch Biokunststoffe und fossil basierten Kraftstoffen durch Biokraftstoffe ergeben würde.

In der aktuellen Diskussion um Nutzungskonkurrenzen stehen vor allem die Biokraftstoffe im Blickpunkt. Dies nicht ohne Grund, denn Abbildung V.7 zeigt, dass der globale Flächenbedarf für Biokraftstoffe schon heute mit rund 60 Mio. ha (Zeddies 2012) und einem Agrarflächenanteil von etwa 4 % erheblich ist (Szenario »Biokraftstoffe [2012]«). Dieser Ackerflächenbedarf würde bei Umsetzung der bestehenden Biokraftstoffziele noch erheblich ansteigen (Abb. V.7). Der Flächenbedarf würde sich dann bis zum Jahr 2020 je nach Szenario auf 120 bis 180 Mio. ha/Jahr erhöhen. Dies entspräche rund 8 bis 13 % der globalen Ackerfläche (DBFZ 2009).

Fazit

1.7

Umweltwirkungen der Produktion von Biokunststoffen

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass bei einer zunehmenden Anzahl von Studien Fragen der Umweltwirkungen und Nachhaltigkeit von Biopolymeren bzw. Biokunststoffen analysiert werden (insbesondere zu PET, PLA und PHA). Diese Biopolymere zeigen im Vergleich zu den jeweiligen fossilen Vergleichsprodukten in der Regel Einsparungen bei fossilen Ressourcen und Treibhausgasemissionen, was jedoch nicht in allen Studien bestätigt wird (z. B. Hottle et al. 2013). Bewertungen von Biokunststoffen sind meist durch Trade-offs geprägt: Während es Vorteile in den Kategorien Treibhausgasemissionen und Energieverbrauch gibt, kann die Produktion von Biokunststoffen gleichzeitig eine Verschlechterung der Wasserqualität durch Eutrophierung bewirken.

Darüber hinaus spielt die Entsorgung von Biokunststoffen eine wichtige Rolle für das ökologische Profil: Recycling scheint eine sinnvolle, aber offenbar gegenwärtig nicht rentable Entsorgungsmöglichkeit zu sein, denn sie wird noch nicht umfassend angewendet. Eine im Auftrag des Umweltbundesamt veröffentlichte Studie zeigt, dass Biokunststoffverpackungen (unter Einbeziehung biologisch abbaubarer Kunststoffe aus fossilen Rohstoffen) den Verpackungen aus fossilen Rohstoffen mit gleichem Verwendungszweck ökologisch nicht überlegen sind. Biologisch abbaubare Plastiktüten, die aus einer PLA-Mischung bestehen, sind insgesamt nicht umweltfreundlicher als PE-Plastiktüten.

Methodik der Bewertung

Bei allen Studien wurden große methodische Herausforderungen deutlich. Es kommt selten zu eindeutigen, häufig aber zu widersprüchlichen Gesamtergebnissen in der Einschätzung der Umweltwirkungen. Wenn Bewertungen von Biokunststoffen komplexer, d.h. mehr als zwei Wirkungskategorien betrachtet werden, stellen die Ergebnisse meist Trade-offs dar. Vorteile in den Kategorien Treibhausgasemissionen und Energieverbrauch können dann beispielsweise einer verschlechterten Wasserqualität (Eutrophierung) gegenüberstehen. Einzelfallanalysen auf Verfahrensebene scheinen hier methodisch der präzisere Ansatz zu sein. Es kann zum gegenwärtigen Zeitpunkt offensichtlich nicht einfach davon ausgegangen werden, dass Biokunststoffe insgesamt »grüner« als konventionelle Produkte sind. Am Beispiel der Joghurtverpackung von Danone Activia wurde dies illustriert und zugleich gezeigt, wie bei diesen sehr komplexen Fragen schnell verzerrte Einschätzungen auftreten können, wenn sich die Analysen auf zu wenige Kategorien stützen, bzw. die Bandbreite der untersuchten Felder nicht abgewogen dargestellt wird.

Nachwachsende Rohstoffbasis für Biokunststoffe

Derzeit ist der Biokunststoffmarkt noch verhältnismäßig klein. Langfristig betrachtet wird die Umstellung auf eine nachwachsende Rohstoffbasis auch bei der Produktion von Kunststoffen unvermeidlich sein, soll die Transformation hin zu einer nachhaltigen und auf erneuerbaren Ressourcen basierenden Wirtschaft gelingen. Dies ist mit dem Dilemma verbunden, dass die Produktion von Biomasse mit der Ernährungssicherheit und dem Erhalt von natürlichen Ökosystemen und Biodiversität in Konkurrenz gerät. Die EU beispielsweise gibt hier keine klare Hierarchie der Bewertung vor, denn sie fordert einerseits, dass »geeignete Maßnahmen zur Förderung von biologisch abbaubaren, biobasierten und kompostierbaren Kunststoffen ergriffen werden ..., sofern deren Produktion keine negativen Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Erzeugung für menschlichen Verzehr oder Verfütterung hat« (EP 2013, S. 5). Andererseits bleiben auf europäischer Ebene verabschiedete Umweltqualitätsziele, beispielsweise im Hinblick auf den Gewässerschutz (Richtlinie 2000/60/EG [Wasser-Rahmenrichtlinie]) oder den Artenschutz (Richtlinie 92/43/EWG [Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie] und Richtlinie 79/409/EWG [Vogelschutzrichtlinie]) bestehen, deren Erreichung durch eine massive Ausweitung der Produktion von Anbaubiomasse stark beeinträchtigt werden.

Die sogenannte Tank-oder-Teller-Diskussion bezieht sich mengenmäßig vor allem auf die Biokraftstoffe. Doch auch die Biokunststoffe stehen im selben Spannungsverhältnis. Deshalb gibt es bereits Strategien des Einzelhandels, auf



Biokunststoffprodukte zu verzichten, die aus Anbaubiomasse hergestellt werden, die auch zur Erzeugung von Lebensmitteln verwendbar gewesen wäre. Perspektivisch ist es daher wichtig, Reststoffe als Quelle für Biomasse zu erschließen. Dafür ist die Entwicklung ökonomisch tragfähiger Technologien entscheidend, mit deren Hilfe Lignocellulose effizient aufgeschlossen werden kann. Die Marktreife steht hier noch aus.

Zertifizierung als Weg aus dem Teller-Tank-Konflikt?

Solange diese Technologien nicht zur Verfügung stehen, sollte beispielsweise über Zertifizierungssysteme und Nachweise zur Kontrolle der Lieferketten darauf hingearbeitet werden, dass die Nutzung von Agrarbiomasse für Biokunststoffverpackungen nachhaltig erfolgt (Öko-Institut/ifeu 2010). In jedem Fall sind an die Biomasseproduktion für Biokunststoffe die gleichen Nachhaltigkeitsanforderungen wie für die Biokraftstoffe zu stellen, analog zur Richtlinie 2009/28/EG (Erneuerbare-Energien-Richtlinie). Zwei Zertifizierungssysteme für Biokunststoffe sind gegenwärtig bereits verfügbar.⁷³ Auf deutscher und europäischer Ebene gibt es darüber hinaus weitere Initiativen für Zertifizierungssysteme⁷⁴ bzw. die Normensetzung.⁷⁵

Die Forderung der EU, biologisch abbaubare und kompostierbare Kunststoffe pauschal zu fördern, ist in dieser Form kritisch zu sehen. Zwar gibt es Hinweise, dass kompostierbare Abfalltüten helfen können, die Getrenntsammlung von Bioabfällen aus Haushalten zu befördern. Die erhofften positiven Umweltwirkungen sind aber entscheidend von der genauen Ausgestaltung abhängig, beispielsweise davon, wie die Kommunen dies ihren Bürgerinnen und Bürgern vermitteln. Ähnliches gilt für kompostierbare Cateringausstattungen, da diese ggf. gemeinsam mit Bioabfällen, die auf Veranstaltungen anfallen, weit-

73 Dabei handelt es sich um »ISSC plus 260-02 Bioplastics« (www.iscc-system.org [22.1.2016]) und den »RSB Standard for Certification of Bio-Products«.

74 In Deutschland gibt es die »Initiative Nachhaltige Rohstoffbereitstellung für die stoffliche Biomassenutzung – INRO (www.inro-biomasse.de [22.1.2016]) mit dem Ziel, den Weg zur freiwilligen Zertifizierung nachwachsender Rohstoffe zu ebnen. Dazu hat INRO eine Tabelle der einzuhaltenden Nachhaltigkeitskriterien verabschiedet und zudem »Kriterien für ein gutes Zertifizierungssystem« entwickelt, um den betroffenen Unternehmen Anhaltspunkte bei der Auswahl ihres Zertifizierungssystems zu vermitteln und zugleich den Zertifizierungssystemen Anregungen zur Weiterentwicklung zu geben.

75 Auf EU-Ebene wird eine europäische Norm erarbeitet (CEN TC 411), die u. a. einen Standard zu Nachhaltigkeitskriterien für die stoffliche Nutzung von Biomasse umfassen soll. Der Standard formuliert jedoch nur Dokumentationspflichten und keine konkret zu erfüllenden Anforderungen, wie sie bei Zertifizierungssystemen gesetzt werden. Deshalb ist zweifelhaft, ob die CEN-Norm einen nennenswerten Beitrag zur Sicherung der Nachhaltigkeit der stofflichen Biomassenutzung leisten wird.



gehend störstofffrei kompostiert werden könnten. Ansonsten sollte eine möglichst hochwertige Kreislaufführung, d.h. unter Erhalt der Materialeigenschaften, von Biokunststoffabfällen angestrebt werden.

Umweltwirkungen und Nachhaltigkeit bei der Herstellung und dem Einsatz von Enzymen

2.

Das Bild der Nachhaltigkeitseffekte und Umweltwirkungen von IBT soll mit dem Themenfeld »Herstellung und Einsatz von Enzymen« um eine weitere Perspektive ergänzt werden. Wegen ihrer vielseitigen Anwendbarkeit und ihren besonderen Eigenschaften bei der Katalyse komplexer chemischer Prozesse (Kap. II.5.2) spielen Enzyme, bzw. enzymatische Prozesse in der IBT eine Schlüsselrolle. Enzyme bestehen aus Proteinen, die um spezielle funktionale Gruppen ergänzt sind (Buchholz/Kasche 1997; Uhlig 1991). Mikroorganismen, Pflanzen und Tiere steuern mithilfe von Enzymen ihre lebensnotwendigen Stoffumwandlungen effektiv, selektiv und schnell. Im Rahmen der IBT werden Enzyme produziert und dann entweder in Reaktoren im Rahmen industrieller Produktionsprozesse eingesetzt, oder sie werden Produkten beigemischt, in denen sie ihre katalytische Wirkung außerhalb eines Reaktors bzw. außerhalb des industriellen Bereichs entfalten, z. B. in Waschmitteln.

Der Wert des globalen Umsatzes an industriellen Enzymen wurde für das Jahr 2012 auf 4,5 Mrd. US-Dollar und für 2013 auf 4,8 Mrd. US-Dollar geschätzt (Dewan 2014) und soll bis zum Jahr 2018 ein Volumen von etwa 7 Mrd. US-Dollar erreichen (Dewan 2014, The Freedonia Group 2014). Der weltweite Enzymmarkt wird gegenwärtig von drei Firmen dominiert, dem dänischen Unternehmen Novozymes, der US-amerikanischen Firma DuPont (Genencor) und dem niederländischen DSM-Konzern (Adrio/Demain 2014). Deutsche Enzymhersteller sind AB Enzymes (früher Röhm GmbH), Sternenzym und BASF.

Drei Gruppen von Enzymen der IBT lassen sich unterscheiden und sind mengenmäßig besonders wichtig:

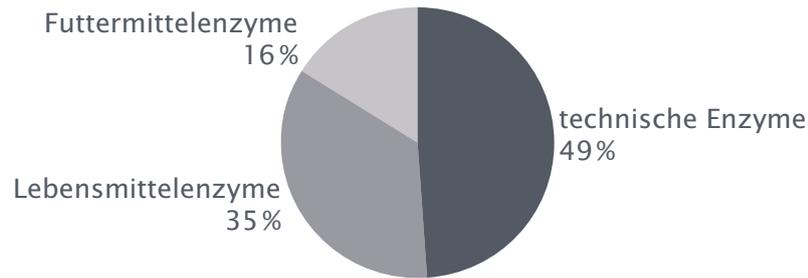
- > Technische Enzyme werden für die Leder-, Papier-, Textilindustrie sowie die Herstellung von Chemikalien, Wasch- und Reinigungsmitteln benötigt.
- > Lebensmittelenzyme werden bei der Produktion von Süßwaren und Süßstoffen, Milchprodukten sowie bei der Obst- und Gemüseverarbeitung gebraucht.
- > Futtermittelenzyme erhöhen die Nutzbarkeit des Futters durch die Tiere und dienen damit der effizienteren Nutzung der eingesetzten Futtermittel.

Wie die Abbildung V.8 zeigt, haben die technischen Enzyme mit etwa der Hälfte der industriell verwendeten Enzyme den größten Anteil. Enzyme für Waschmit-



tel haben mit einem Anteil von rund einem Drittel der industriell hergestellten Enzyme wiederum eine Sonderstellung (Chauhan et al. 2013). Mit 16 % stellt die Futtermittelproduktion einen wichtigen Bereich dar.

Abb. V.8 Verteilung des Marktes für industrielle Enzyme auf die jeweiligen Sparten im Jahr 2007



Quelle: SIAB 2014 auf Basis von Daten aus Thakore 2008

Enzymatischen Prozessen wird oft eine vergleichsweise positive Umweltbilanz nachgesagt. Enzyme selbst gelten generell als biologisch leicht abbaubar. Sie beeinflussen als Katalysatoren chemische Prozesse zudem in einer Weise, die im Hinblick auf wichtige Umweltfaktoren wie Energie- und Rohstoffverbrauch weniger negative Wirkungen als konventionelle Vergleichsprozesse hervorruft. Als markantes Beispiel dafür werden immer wieder Waschmittel genannt.⁷⁶

In diesem Teilkapitel sollen daher zwei Aspekte besonders betrachtet werden: Zum einen sollen Produktionsprozesse der IBT am Beispiel der Anwendung enzymtechnischer Verfahren stärker in den Blick genommen werden (Kap. V.2.2). Zum anderen werden Enzyme, als Produkte der IBT, in anderen Bereichen betrachtet – hier am Beispiel des Einsatzes von Enzymen in Waschmitteln (Kap. V.2.3). Ein Exkurs beschäftigt sich mit dem Einsatz von biotechnologisch hergestellten Vitaminen in der Futtermittelproduktion (Kap. V.2.4), bevor in Kapitel V.2.5 ein Fazit gezogen wird. Wesentliche Teile dieses Kapitels beruhen auf SIAB (2014).

Grundsätzliches zu enzymatischen Prozessen

2.1

Enzyme wirken als Katalysatoren, d.h., sie unterstützen Reaktionen bzw. wandeln Stoffe um, ohne sich dabei selbst wesentlich zu verändern oder verbraucht zu werden. Dadurch können durch die Anwesenheit einer vergleichsweise klei-

⁷⁶ So äußerten sich z.B. mehrere Experten, die im Januar 2014 im Rahmen der Vorstudie zu diesem Bericht zu Technikfolgen der IBT interviewt worden sind (Kap. I).



nen Stoffmenge des Enzyms in der Regel große Stoffmengen der Ausgangsstoffe in ein Zielprodukt umgewandelt werden (Tab. V.3). Enzyme werden seit dem Altertum vom Menschen genutzt – so lässt sich die Produktion alkoholischer Getränke, die auf von Hefezellen gebildeten Enzymen beruht, schon auf ägyptischen Wandmalereien nachweisen (Uhlig 1991). Erst im Laufe des 19. Jahrhunderts konnten Funktionen und Wirkweise von Enzymen wissenschaftlich erklärt und analysiert werden. 1926 gelang es erstmalig, ein Enzym kristallin darzustellen, womit der Beweis erbracht war, dass diese Katalysatoren rein chemische Substanzen sind. Heute werden Enzyme in so verschiedenen Bereichen wie Nahrungs- und Futtermittelherstellung, Kosmetik, pharmazeutische Produkte, Leder- und Textilverarbeitung, Waschmittel, Umwelttechnik, Forschung und Entwicklung eingesetzt.

Aufgrund ihrer schier unerschöpflichen Anzahl können enzymatische Prozesse im Hinblick auf Nachhaltigkeitseffekte und Umweltwirkungen im vorliegenden Bericht nicht umfassend analysiert werden. Über 3.000 Enzyme mit unterschiedlichsten Eigenschaften und Funktionen sind in einer internationalen Datenbank gelistet (Buchholz et al. 2012).⁷⁷ Die Association of Manufacturers and Formulators of Enzyme Products (Amfep) führt rund 250 Enzyme auf, die in Europa kommerziell genutzt werden (Stand April 2014).⁷⁸ Zudem gibt es nicht viele Untersuchungen über Umweltwirkungen von Enzymen (EAA/IFF/IFZ 2002). Und der Zugang zu Daten für unabhängige wissenschaftliche Analysen ist oft eingeschränkt (Kap. III.5).⁷⁹ Diese eingeschränkte Daten- und Informationslage erschwert es, Aussagen und Annahmen über die Umweltwirkungen von Enzymen wissenschaftlich abzusichern. Viele der vorliegenden Analysen zu Umweltwirkungen von Enzymen wurden von Enzymherstellern in Auftrag gegeben oder von Angestellten dieser Unternehmen durchgeführt (vgl. z.B. Basketter et al. 2012; Jegannathan/Nielsen 2013; HERA-Projekt⁸⁰).

Enzymatische Prozesse zeichnen sich dadurch aus, dass sie unter relativ milden Bedingungen (Druck, Temperatur, pH-Wert etc.) stattfinden. Dies prädestiniert sie grundsätzlich zur Substitution von herkömmlichen chemischen

77 www.chem.qmul.ac.uk/iubmb/enzyme/history.html (22.1.2016)

78 www.amfep.org/content/list-enzymes (22.1.2016)

79 So merken die Autoren eines Berichts für die EU-Kommission an (EAA/IFF/IFZ 2002, S. 28): »Most of the relevant data on commercial enzymes are not published. The most important and sometimes exclusive source of data are the relevant enzyme manufacturers and these data are therefore not easily accessible.«

80 »Human and Environmental Risk Assessment« (HERA) ist eine europäische Initiative der Waschmittelindustrie, die 1999 von der internationalen Association for Soaps, Detergents and Maintenance Products (A.I.S.E.) und dem European Chemical Industry Council (Cefic) ins Leben gerufen wurde. Das HERA-Projekt hat zum Ziel, regelmäßig über Gesundheits- und Umweltrisiken von Haushalts- und industriellen Waschmitteln zu informieren (www.heraproject.com/Index.cfm) (22.1.2016).



Prozessen, die oft harschere Bedingungen erfordern, weil sie bei höheren Temperaturen, größeren Drücken sowie unter sauren bzw. basischen Verhältnissen ablaufen müssen. Enzyme besitzen eine vergleichsweise hohe Selektivität, d.h., von mehreren möglichen Reaktionsprodukten wird das gewünschte Produkt bevorzugt gebildet. Sie erhöhen die Reaktionsgeschwindigkeit, reduzieren den Energieverbrauch und ermöglichen damit insgesamt eine Verringerung von Abfallprodukten. Enzymatische Reaktionen finden meist in geschlossenen Systemen (Reaktoren) in ökologisch wenig kritischen Medien wie Wasser statt. Sind die Bedingungen für Wachstum und Stoffwechselaktivität für enzymatische Prozesse optimal gewählt, kann bei geringem Druck und niedrigen Temperaturen eine hohe Produktivität erzielt werden.

Aufgrund dieser moderaten Bedingungen können enzymatische Prozesse die eingesetzten Rohstoffe schonender behandeln, die Produktion für Beschäftigte und Umwelt weniger riskant machen und auch Energie einsparen helfen. Prozessketten in der Produktion lassen sich verkürzen, weil Enzyme Produkte in wenigen, manchmal in bis einem einzigen katalytischen Prozessschritt hervorbringen, wo im Bereich der klassischen Chemie das gewünschte Endprodukt nur über viele Schritte und Zwischenprodukte in einer vielstufigen Prozesskette hergestellt werden kann. Am Beispiel der Produktion von 6-Aminopenicillansäure (6-APA)⁸¹ soll illustriert werden, welche Vorteile enzymatische Prozesse im Hinblick auf Stoff- und Energieströme im Vergleich zu herkömmlichen Verfahren haben (Tab. V.3).

Tab. V.3 Materialverbrauch zur Gewinnung von 500 t 6-Aminopenicillansäure - enzymatische und chemische Hydrolyse von Penicillin G im Vergleich

enzymatisches Verfahren	chemisches Verfahren
1.000 t Penicillin G (Kaliumsalz)	1.000 t Penicillin G (Kaliumsalz)
45 t Ammoniak	300 t Dimethylchlorsilan
1 t immobilisiertes Enzym	800 t N,N-Dimethylanilin
10.000 m ³ Wasser	600 t Phosphorpentachlorid
	160 t Ammoniak
	4.200 m ³ Dichlormethan
	4.200 m ³ n-Butanol

Quelle: nach Buchholz/Kasche 1997, S. 12

81 6-Aminopenicillansäure ist ein Ausgangsstoff für die Herstellung verschiedener weiterer Antibiotika.



Wie dieses Beispiel zeigt, kann der Einsatz von Enzymen den Materialverbrauch im Verhältnis zu herkömmlich chemischen Verfahren stark reduzieren. Die Produktausbeute kann bei enzymatischen Verfahren gegenüber chemischen auf bis zu 98 % gesteigert werden (Buchholz/Kasche 1997, S. 12). Zudem können durch enzymatische Prozesse unter Umständen Lösungsmittel und toxische Reagenzien sowie Abfälle in erheblichem Maße eingespart werden. In diesem Sinne sind die Verfahren kostengünstiger, effizienter und umweltverträglicher.

Um das Potenzial von Enzymen in technischen und industriellen Prozessen nutzen zu können, müssen spezielle Anforderungen erfüllt sein: Neben den technischen Bedingungen muss eine integrierte Prozessentwicklung grundsätzlich auch die nicht rein technischen Aspekte berücksichtigen – von der Rohstoffversorgung, Rohstoffnutzung bis hin zur Verwertung und Rezyklierung der Produktionsrückstände. Das heißt, der produktionsintegrierte Umweltschutz stellt ein bedeutendes Aufgabengebiet der Enzymtechnik dar. Verunreinigungen, biologische Instabilitäten und Mutationen der enzymherstellenden Mikroorganismen sind Faktoren, die die Herstellung von Enzymen und ihren Einsatz vielschichtig machen (Buchholz/Kasche 1997). Die Enzymmenge, die für einen bestimmten Stoffumsatz pro Zeiteinheit erforderlich ist, bestimmt neben anderen Faktoren die Wirtschaftlichkeit des Prozesses.

Von den mehr als 3.000 bekannten Enzymen werden zurzeit ca. 20 in größeren Mengen für enzymtechnische Anwendungen in der industriellen Biotechnologie produziert. Die Hydrolasen als Enzymgruppe stellen mit mehr als 90 % den Hauptanteil dar. Daraus geht die dominierende Bedeutung der Enzyme als Biokatalysatoren für Abbauprozesse (Hydrolysen) hervor. Die Stärkehydrolyse und die Glucoseisomerisierung stellen einen der wichtigsten enzymtechnischen Prozesse dar. Die enzymatische Stärkehydrolyse erfolgt derzeit in zwei Stufen mit α -Amylase bei ca. 90 °C in der ersten Stufe und nachfolgend mit Glucoamylase bei ca. 50 °C. Durch Bindung der Enzyme an Trägersubstanzen und damit möglicher Rückführung und Mehrfachnutzung kann hierbei eine hohe Effizienz erzielt werden.

Im Zuge der stofflichen Nutzung nachwachsender Rohstoffe werden Hydrolasen für die Nutzung von Cellulose und Hemicellulose (sogenannte Cellulasen und Xylanasen) zunehmend wichtig. Forschungsanstrengungen liegen gegenwärtig auf dem Gebiet der Verfahrensentwicklung zur stofflichen Nutzung von Lignocellulose, wobei bereits der Anwendungsmaßstab von Pilotanlagen erreicht wurde. Die Herausforderung bei der stofflichen Nutzung von Lignocellulose besteht in der Verknüpfung von chemischen und enzymatischen Reaktionsschritten. Dies betrifft insbesondere den chemisch-physikalischen Aufschluss der Lignocellulose und die Realisierung der Enzymaktivität gegenüber Reaktionsprodukten bzw. Nebenaktivitäten aus dem Aufschluss.

Die IBT verwendet Enzyme aus verschiedenen Quellen: Mikroorganismen (Bakterien, Pilze), Pflanzen und Tiere (Antranikian 2006; Drepper et al. 2006). Inzwischen wird ein großer Teil der technischen Enzyme jedoch mit gentechnisch veränderten Mikroorganismen hergestellt (Braun et al. 2006). Mit Enzymen aus gentechnisch veränderten Mikroorganismen lassen sich katalytische Eigenschaften herstellen, die spezifische Reaktionen befördern und/oder die Produktivität erhöhen, ohne dabei unerwünschte Nebeneffekte beim katalytischen Prozess hervorzurufen. Die Herstellung von Enzymen mittels gentechnisch veränderter Mikroorganismen konnte in vielen Bereichen die Effizienz der Produktion verbessern sowie die Enzympalette mit teilweise maßgeschneiderten biokatalytischen Funktionen vergrößern. Ebenso können verschiedene Ressourceneinsparungen sowie eine Verringerung der Austragungen von Produktionsabfällen in die Umwelt erreicht werden. Die Einsparpotenziale im Hinblick auf Ressourcen-, Wasser- oder Energieverbrauch von Enzymen, die aus genetisch veränderten Organismen gewonnen wurden, gegenüber herkömmlich hergestellten Enzymen werden auf rund 40 bis 50 % beziffert (Braun et al. 2006).

Die Suche nach Enzymen mit neuen oder verbesserten katalytischen Funktionen oder mit verbesserter Stabilität in den gewünschten technischen Prozessen wird mit modernen molekularbiologischen Techniken vorangetrieben. Die Strategien orientieren sich an der sogenannten rationalen, semi-rationalen und zufällig gerichteten Evolution (Adrio/Demain 2014). Während in der Vergangenheit zumeist Enzyme aus mesophilen Mikroorganismen⁸² als Alternative in traditionell chemischen Prozessen eingesetzt wurden, verschiebt sich der Fokus des Interesses zurzeit immer mehr zugunsten von Biokatalysatoren aus extremophilen Mikroben (Elleuche et al. 2012), d.h. Mikroorganismen, die beispielsweise aus besonders heißen, sauren oder salzigen Habitaten isoliert wurden. Die von diesen Organismen produzierten Enzyme, die als Extremozyme bezeichnet werden, zeigen zumeist optimale Aktivität unter extremeren Umweltbedingungen und sind daher für biotechnologische Anwendungen besonders interessant. Beispielsweise steigern enzymatische Prozesse unter höheren Temperaturen die Löslichkeit vieler Biopolymere.

Aufgrund der Toleranz der extremophilen Mikroben gegenüber außergewöhnlichen Bedingungen ist es auch unwahrscheinlich, dass die Produktionsprozesse von Extremozymen durch pathogene Keime kontaminiert werden können, was ansonsten ein potenzielles Problem darstellen kann. Hingegen kann die biologische Abbaubarkeit von Extremozymen durch die höhere Toleranz gegenüber Umwelteinflüssen verringert werden, was eventuelle negative Umwelteffekte haben könnte. Hier ist laut einer Studie im Auftrag der EU die

82 Damit sind Organismen gemeint, die in einem etwa von warmblütigen Tieren bewohnten Temperaturbereich (also etwa 20 bis 45 °C) besonders gut wachsen.

Informationslage zu schwach, als dass belastbare wissenschaftliche Aussagen getroffen werden könnten (EAA/IFF/IFZ 2002).

Enzyme in Waschmitteln

2.2

Unter Waschmitteln werden Substanzen aus verschiedenen Komponenten verwendet, die dazu verwendet werden, Textilien zu reinigen. Hier werden allgemein Haushaltswaschmittel und industrielle Waschmittel unterschieden. Die Komponenten sind je nach Waschmittel spezifisch zusammengesetzt. Zu den Bestandteilen zählen unter anderem (Madsen et al. 2001):

- > Tenside, die einen Anteil von 20 bis 30 % am jeweiligen Waschmittel ausmachen. Sie senken die Oberflächenspannung und spielen eine zentrale Rolle für die Reinigung von Schmutz (Schmitz 2006),
- > Wasserenthärter, die das Wasser weicher machen,
- > Waschalkalien, die den pH-Wert erhöhen,
- > Schmutzträger, die verhindern, dass der gelöste Schmutz sich wieder mit den Textilien verbindet,
- > Duftstoffe und
- > Enzyme, die vor allem eiweiß-, stärke- und fetthaltige Flecken lösen und entfernen.

Die Waschmittel enthalten Stoffe, die biologisch nicht immer leicht oder nicht vollständig abgebaut werden, Gewässer und die dort lebenden Mikroorganismen, Pflanzen und Tiere schädigen und sich anreichern können. Laut Umweltbundesamt gibt es deshalb keine umweltfreundlichen Waschmittel.⁸³ Selbst sogenannte alternative Waschmittel werden vor diesem Hintergrund kritisch bewertet (Kruschwitz et al. 2013) und die Auswirkungen von den biologisch relativ leicht abbaubaren Enzymen insbesondere auf Algen sind umstritten (EAA/IFF/IFZ 2002). Einige Ökobilanzen zu enzymatisch funktionierenden Waschmitteln sind publiziert worden (Dewaele et al. 2006; EAA/IFF/IFZ 2002; Hoof et al. 2003a u. 2003b; Jegannathan/Nielsen 2013; Nielsen/Skagerlind 2007).

Proteasen – eiweißspaltende Enzyme – wurden schon Ende der 1960er Jahre Waschmitteln zugesetzt. Nachdem bekannt wurde, dass diese Enzyme insbesondere bei Beschäftigten der Waschmittelherstellung Allergien verursachen können, nahm der Enzymanteil in den Waschmitteln zunächst wieder ab. Enzyme sind biologisch aktive Einheiten und können daher schädlich sein, wenn sie unter falschen Umständen zur Wirkung kommen. So können Enzyme, die

⁸³ www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/wasch-reinigungsmittel/umweltbewusst-waschen-reinigen (22.1.2016)

für die Verdauung im Dünndarm unverzichtbar sind, Blutgerinnung verursachen, wenn sie ins Blut gelangen. Werden Enzyme in kleinsten Partikelgrößen (nm- bis µm-Bereich) eingeatmet, können sie über die Lunge direkt ins Blut gelangen und ggf. nach Aggregation oder Absorption an biologische Makromoleküle als Fremdkörper Antikörperreaktion und somit Allergien hervorrufen (Buchholz/Kasche 1997). Dies war insbesondere zu Beginn der 1970er Jahre ein großes Problem, als man anfing, Enzyme in größerem Maße für die Waschmittelproduktion zu nutzen (EAA/IFF/IFZ 2002). Auch Haut- und Augenreizungen können eine Rolle spielen. In der Folge wurden verschiedene technische Verfahren entwickelt, um Enzyme zu binden (Entstaubung, Granulierung, Verprillung⁸⁴), wodurch die genannten Gesundheitsrisiken für die Beschäftigten der Waschmittelindustrie bzw. die Konsumenten weitgehend reduziert wurden (Basketter et al. 2012; Sarlo et al. 2010; SDA 2005; Weeks et al. 2011).

Tab. V.4 Vergleich der Waschleistung eines Waschmittels mit kaltwasseraktiven Enzymen (in unterschiedlicher Dosierung) mit einem Standardwaschmittel

	Standardwaschmittel mit 0,4 % Standardprotease	Standardwaschmittel mit 0,2 % Lipase, 0,3 % Amylase, 0,5 % Kaltwasserprotease	Standardwaschmittel mit 0,6 % Lipase, 0,8 % Amylase, 1,1 % Kaltwasserprotease
Mineralöl/ Ruß	∅	∅	+
Blut	+	+	+
Kakao	∅	+	+
Gras	-	∅	+
Pflanzenöl/ Milch	∅	∅	+
Lehm	-	∅	∅

∅ innerhalb der Standardwerte
 + gleichauf oder bessere Ergebnisse als Standardwerte
 - unterhalb der Standardwerte

Quelle: Nielsen 2005

Mit fortschreitender Entwicklung biotechnologischer Verfahren konnten die Waschmittelenzymepalette vergrößert werden. Moderne Vollwaschmittel kön-

⁸⁴ Dabei werden Enzyme in geschmolzene waschaktive Substanzen eingemischt und anschließend zerstäubt. Die sich bildenden Tröpfchen formen sich in der Luft zu relativ regelmäßigen Kügelchen, die dann ausgesiebt werden (Uhlig 1991, S. 357).



nen neben den Proteasen auch Cellulasen, Amylasen, Mannanasen oder Lipasen enthalten. Rund 90 % aller Waschmittel sind heute enzymhaltig (Wagner 2010).⁸⁵ Im Entwicklungsstadium befinden sich Enzyme, die zur Unterstützung der Bleichwirkung eingesetzt werden können (Chauhan et al. 2013; Hasan et al. 2010; Wagner 2010). Wie Tabelle V.4 zeigt, ist der mengenmäßige Anteil der Enzyme an den Waschmitteln gering. Dabei zeigen Waschmittel mit mehreren Enzymen trotz Senkung der Waschdauer und -temperatur höhere Reinigungsleistungen (Nielsen 2005). Für den Verbraucher bringt der Enzymeinsatz insgesamt Kostenvorteile wegen des gesunkenen Waschmittel-, Wasser- und Energieverbrauchs.

Im Folgenden sollen zwei Studien etwas ausführlicher vorgestellt werden. Sie sind, wie die meisten Studien über Waschmittel, im Auftrag der Waschmittel- bzw. Enzymhersteller erstellt worden.

In einer Studie von Nielsen/Skagerlind 2007 für Novozymes wurde verglichen, welche Effekte es hat, wenn die Hälfte der Waschmitteltenside durch den Einsatz von Enzymen kostenneutral ersetzt wird. Dabei wurden die Waschleistungen unterschiedlicher Waschmittel in Nordeuropa bei verschiedenen Temperaturen sowie die entsprechenden Umweltwirkungen untersucht, die mit der entsprechend reduzierten Nutzung von Tensiden einherging. Durch die Enzyme konnte bei gleichen oder sogar besseren Waschergebnissen die Wassertemperatur generell um etwa 10 bis 30 °C gesenkt werden. Insgesamt ergab sich eine geringere Gesamtbelastung der Umwelt bei den Waschmitteln, bei denen der Tensidanteil stark reduziert und durch Enzyme kompensiert wurde. Dieser Vorteil resultiert daraus, dass Enzyme grundsätzlich relativ geringe Auswirkungen auf die Umwelt im Vergleich zu Tensiden haben, deren biologische Abbaubarkeit weit schlechter ist. Durch den verminderten Austrag von Tensiden verbessert sich die Situation von Gewässern und Böden. Außerdem konnte die Menge des Waschmittels insgesamt verringert werden. Positive Umwelteffekte ergeben sich hier auch dadurch, dass Umwelteffekte aus der Produktion der Enzyme wegen der geringen Mengen unbedeutend gegenüber der eingesparten Produktion der um die Hälfte verringerten Tenside sind. Schließlich ist für den Waschvorgang aufgrund der Waschtemperatursenkung ein wesentlich geringerer Energieverbrauch zu verzeichnen. Dadurch ergeben sich Vorteile für die Emissionen von Treibhausgasen. Würden Waschttemperaturen in Haushalten durch den verstärkten Einsatz von Enzymen allgemein von 60 auf 30 bzw. 40 °C oder von 40 auf 20 bzw. 30 °C reduziert, so ließen sich laut Nielsen/Skagerlind

85 Zu anderen Zahlen kommen Verma et al. (2012). Demnach enthalten rund 50 % der Waschmittel in Industrieländern Enzyme. Die Autoren weisen darauf hin, dass in Entwicklungs- und Schwellenländern Waschmittel andere Zusammensetzungen haben. Insbesondere in China und Indien sollte deshalb ein schnell wachsender Bedarf nach Enzymen für Waschmittel zu erwarten sein.



(2007) in vorsichtiger Extrapolation für ganz Europa Treibhausgaseinsparungen im Bereich von 9 bis 15 Mio. t CO₂ pro Jahr erwarten).

Dewaele et al. (2006) erstellten für Procter & Gamble eine Ökobilanz für ein französisches Waschmittel »Ariel ›Actif à froid««. Die Autoren verglichen dieses Produkt aus dem Jahr 2006 mit zwei anderen Ariel-Produkten aus den Jahren 1998 und 2001, jeweils einmal in der Form als Flüssigwaschmittel und in der Form eines normalen Waschpulvers. Diese beiden Waschmittelformen (Pulver und flüssig) decken rund 70 % des französischen Waschmittelmarktes ab. Um bei niedrigeren Waschttemperaturen auch Pektin- und andere Speiseflecken lösen zu können, wurde in Kooperation mit Novozymes ein spezielles Enzym (eine Pektatlyase) für das Waschmittel Ariel Actif à froid entwickelt.⁸⁶ Besondere Aufmerksamkeit in der Ökobilanzanalyse galt der Energieeinsparung. Letztere wurde vor allem dadurch erreicht, dass die Waschttemperatur im Verhältnis zu den Ariel-Produkten aus dem Jahr 1998 bzw. 2001 um rund 12 bis 15 °C abgesenkt werden konnte. Die Energieeinsparungen lagen bei etwa 27 %. Daneben wurden weitere elf Umweltindikatoren untersucht und verglichen. Dazu zählten fester Abfall (Verpackungsmaterial, Material für die Produktion der Waschmittelsubstanz etc.), Wasserkonsum, aquatische Ökotoxizität (hier gab es zwei unterschiedliche methodische Ansätze), Eutrophierung, Versauerung, Toxizität für Menschen, photochemische Oxidation, Zerstörung der Ozonschicht und Potenzial für Klimawandel. Die LCA zeigte, dass Ariel Actif à froid bei allen Indikatoren, mit Ausnahme von einem, zumindest gleiche, i. d. R. aber bessere Werte zeigte. Bei den Analysen zur aquatischen Ökotoxizität waren die Ergebnisse der zwei verwendeten Bewertungsmethoden nicht eindeutig, was laut Studie auch mit methodischen Unsicherheiten zu erklären ist. Diese Daten wurden dann auf Frankreich extrapoliert, d. h., es wurde angenommen, dass in ganz Frankreich ein Jahr lang statt des Vergleichswaschmittels das Ariel Actif à froid bei entsprechend optimierter Nutzung (Waschmittelmenge, Temperatur etc.) verwendet würde. In diesem Szenario würden rund 37 % der für den Waschvorgang notwendigen Energie eingespart werden. Beim Abfall ergäben sich Vorteile von rund 23 %. Der Wasserverbrauch veränderte sich kaum. Für die Indikatoren Klimawandeleffekt, Eutrophierung und Versauerung wurden die Ergebnisse aufgrund der unsichereren Datenlage als weniger verlässlich eingestuft. Hier wurden Einsparungen von 17 % (Versauerung), 18 % (Eutrophierung) und 21 % im Hinblick auf Klimawandel errechnet, die allerdings mit Vorsicht zu interpretieren sind.

In weiteren Ökobilanzen wurden Ländervergleiche durchgeführt und unterschiedliche Produktformen der Waschmittel (reguläres Pulver, Kompaktpulver, Pulvertabletten, Flüssigwaschmittel und vordosierte Flüssigwaschmittel)

86 www.scienceinthebox.fr/fr_FR/programs/ariel-actif-froid_fr.html (22.1.2016)

miteinander verglichen (Hoof et al. 2003a und 2003b; Saouter et al. 2001 und 2002). In allen Studien wurde betont, dass die Waschmittel komplexer geworden sind und, vor allem durch die Beimengung von Enzymen (Hasan et al. 2010), die Waschttemperaturen im Laufe der Zeit niedriger wurden, deren Anteil am Energieverbrauch in einer Analyse (»cradle to grave«) auf 70 bis 85 % veranschlagt wurde (Saouter et al. 2002). Interessant an den Ländervergleichen ist, dass die Ergebnisse der LCAs durch die national unterschiedlichen Rahmenbedingungen signifikant beeinflusst werden. Wesentliche Auswirkungen entstehen z.B. durch den unterschiedlichen »Energimix« in den Ländern, durch unterschiedliche »natürliche« Wasserhärte, die für die Waschmittelmengen pro Waschvorgang wichtig ist, und durch unterschiedliche Niveaus der Wasseraufbereitung (Saouter et al. 2001 und 2002).

Nutzung von Waschmitteln

Durch mehrere Studien wird nahe gelegt, dass die soziokulturellen, rechtlichen und infrastrukturellen Rahmenbedingungen, in denen die biotechnisch hergestellten Waschmittel eingesetzt werden, einen erheblichen Einfluss auf die Umweltwirkungen haben. Beispielsweise sehen Eberle und Grieshammer (2001, S. 4) im »ökologischen Waschverhalten« die größten Optimierungsmöglichkeiten. Ein solches Verhalten erfordert u. a., möglichst geringe Dosierungen von Baukasten- oder Superkompaktwaschmitteln einzusetzen, möglichst die niedrigste Waschttemperatur zu wählen und Waschmaschinen nur voll beladen zu starten.

Dies führt zur Frage nach den produzierten und verbrauchten Mengen von Waschmitteln. Tabelle V.5 zeigt, dass in der Europäischen Union rund 16 Mio. t Waschmittel produziert werden. Deutschland und Italien sind mit 3 Mio. t die größten Produzentenländer. Dabei ist ein ansteigender Trend zu beobachten: So stieg der Verbrauch zwischen 2005 und 2009 in Westeuropa um 1,6 % und in Osteuropa um 2,8 %. Die Prognosen für den Zeitraum 2009 bis 2014 sind für Westeuropa 1,4 % und für Osteuropa 2,6 % (Arendorf et al. 2014).

Der Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel e.V. (IKW 2013) weist auf einen anderen Aspekt hin. Es wird betont, dass die Waschleistungen pro Waschmittelmenge über die Jahre gesteigert werden konnte, dass dabei allerdings auch der prozentuale Anteil der schwer abbaubaren Inhaltsstoffe (»poorly biodegradable organics« [PBO]) in den Waschmitteln angewachsen ist. Der Waschmittelverbrauch pro Kopf und Jahr in Deutschland bewegte sich in den letzten Jahren zwischen 7,3 und 7,8 kg. Tabelle V.6 weist eine leichte Abnahme des absoluten Waschmittelverbrauchs seit 1994 aus. Auffallend ist dabei, dass für einen Waschgang mit 3,2 kg Wäsche 2011 gegenüber 1994 nur noch etwa die Hälfte des Waschmittels notwendig war. Die Menge der gewaschenen



Wäsche nimmt demnach fast um den Faktor 2 zu.⁸⁷ Diese Änderung des Konsumentenverhaltens deckt sich auch mit den Ergebnissen einer Studie zum Verbraucherverhalten (Kruschwitz et al. 2014).

Tab. V.5 Produktion von Waschmitteln in Europa in Wert und Menge im Jahr 2013

	Wert (in 1.000 Euro)	verkaufte Menge (in t)
Österreich*	98.581	94.169
Belgien*	494.614	536.875
Dänemark	204.735	174.200
Frankreich*	1.300.489	1.701.172
Deutschland*	4.164.537	3.010.155
Italien	2.738.689	3.038.504
Polen*	800.855	862.263
Portugal*	163.083	242.051
Spanien	2.020.008	2.341.911
Schweden*	52.148	31.463
Holland*	711.337	307.391
Großbritannien	1.856.748	486.743
...
EU-27	17.099.313	16.090.515

* In diesen Ländern können die realen Zahlen höher liegen als hier angegeben.
Quelle: nach Arendorf et al. 2014, S 76 f.

Tab. V.6 Waschmittelgebrauch in Deutschland (1994–2011)

Jahr	Waschmittelverbrauch in t	Dosierung in g	Beladung in kg	berechnete Wäschemenge in Mio. t
1994	653.200	160	3,2	13
2001	631.000	122	3,2	17
2005	637.800	95	3,2	21
2008	610.000	85	3,2	23
2011	608.500	76	3,2	26

Quelle: nach IKW 2013, S. 21

⁸⁷ Diese in Bezug auf Umweltwirkungen von wirtschaftlicher Aktivität bzw. Ressourcennutzung nicht untypische Entwicklung, d. h. eine Zunahme der (Öko-)Effizienz bei gleichzeitig quantitativ zunehmender Aktivität, wird als »Reboundeffekt« bezeichnet.



Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass Enzyme in Waschmitteln deutliche Effekte im Hinblick auf verbesserte Wascheigenschaften bewirken. Es liegen einige LCA-Studien über die Umwelteffekte vor. Einer der markantesten Effekte ist, dass die Waschtemperatur durch den Zusatz von Enzymen drastisch gesenkt werden kann, was einen erheblichen Effekt für die positive Bewertung der Umweltwirkung hat. Das Spektrum der eingesetzten Enzyme hat sich seit den 1970er Jahren stark ausgeweitet. Bestehende Gesundheitsrisiken am Beginn der Produktion enzymatischer Waschmittel (z.B. Allergien) konnten durch technische Lösungen entschärft werden. Die vielen Vorteile moderner Waschmittel sollten nicht darüber hinwegtäuschen, dass Umweltbelastungen bestehen bleiben. Mengenmäßig ist der Anteil der Enzyme in Waschmitteln klein. Viele der verbleibenden konventionellen Komponenten der Waschmittel (z.B. Tenside und PBO) sind biologisch nicht leicht bzw. nicht vollständig abbaubar. Durch Veränderungen des Waschverhaltens, insbesondere die Zunahme der gewaschenen Wäschemengen, werden einige der positiven Wirkungen des Einsatzes der Enzyme abgeschwächt. Verbesserungsmöglichkeiten bestehen auch bei der optimalen Waschmitteldosierung und konsequenten Wahl der niedrigsten möglichen Waschtemperaturen.

Vitamine als Futtermittelzusatz

2.3

Für die Deckung des Grundbedarfs an Vitaminen werden dem Nutztierfutter zusätzliche Mengen dieser komplexen organischen Verbindungen beigemischt. Das betrifft viele wasserlösliche Vitamine wie z.B. die Vitamine B2, B3, B5, C. Bei der Herstellung dieser Vitamine spielt die IBT inzwischen eine wichtige Rolle, insbesondere durch die Substitution herkömmlicher chemisch-technischer Produktionswege mittels fermentativer Prozesse oder enzymatischer Umwandlungen von Vorläufersubstanzen durch zuvor hergestellte Enzyme. Mehr als die Hälfte der kommerziellen Vitaminproduktion wird als Ergänzungsmittel in der Futtermittelindustrie eingesetzt. Ein Teil der Produktion wird der Nahrungs- und Getränkeindustrie zugeführt oder für Nahrungsergänzungsmittel und Produkte der Kosmetikindustrie verwendet. Die Global Player des Vitaminmarktes sind die europäischen Firmen Adisseo France, BASF und Koninklijke DSM N.V. sowie der US-amerikanische Konzern ADM (TechNavio 2014).

Bei der Produktion von β -Carotin, Vitamin B12, Orotsäure (Vitamin B13), Riboflavin (Vitamin B2), Vitamin C und der essenziellen Fettsäuren (Vitamin F) werden Mikroorganismen (Bakterien, Pilze, Mikroalgen) für die Herstellung der jeweiligen Zielsubstanzen eingesetzt. In einigen Fällen konnten bei der Vitaminherstellung chemische Prozessschritte durch enzymatische Reaktionen ersetzt werden (Tab. V.7). Dies gelang insbesondere durch genetische Verände-



rung von Bakterien und Pilzen, die dadurch das bis zu 100.000-Fache ihres Eigenbedarfs an entsprechenden Vitaminen herstellen (Demain 2007).

Tab. V.7 Biotechnologische Produktion von Vitaminen und vitaminähnlichen Substanzen

Vitamin	Fermentation (Mikroorganismus, C-Quelle)	enzymatische Umwandlung (Enzym)	Weltproduktion in t/Jahr)	Verwendung
Vitamin C		2,5-Diketo-D-Gluconsäure-reduktase	107.000	N, ph
Vitamin B5 (Pantothensäure)		Lactonhydrolase	10.000	N, F, ph
Vitamin B2 (Riboflavin)	Ashbya gossypii, Bacillus sp. (Glucose)		4.600	F, ph
Vitamin B12	Propionibacterium shermanii, Pseudomonas denitrificans (Glucose)		25	N, F, ph
Provitamin A (β-Carotin)	Blakeslea trispora, Dunaliella salina, Dunaliella bardawil		100	N, F
Vitamin F (essenzielle Fettsäuren)	Mortierella isabellina, Mucor circinelloides (Glucose)		1.000	N, F, ph
Vitamin B13 (Orotsäure)	Corynebacterium glutamicum		100	

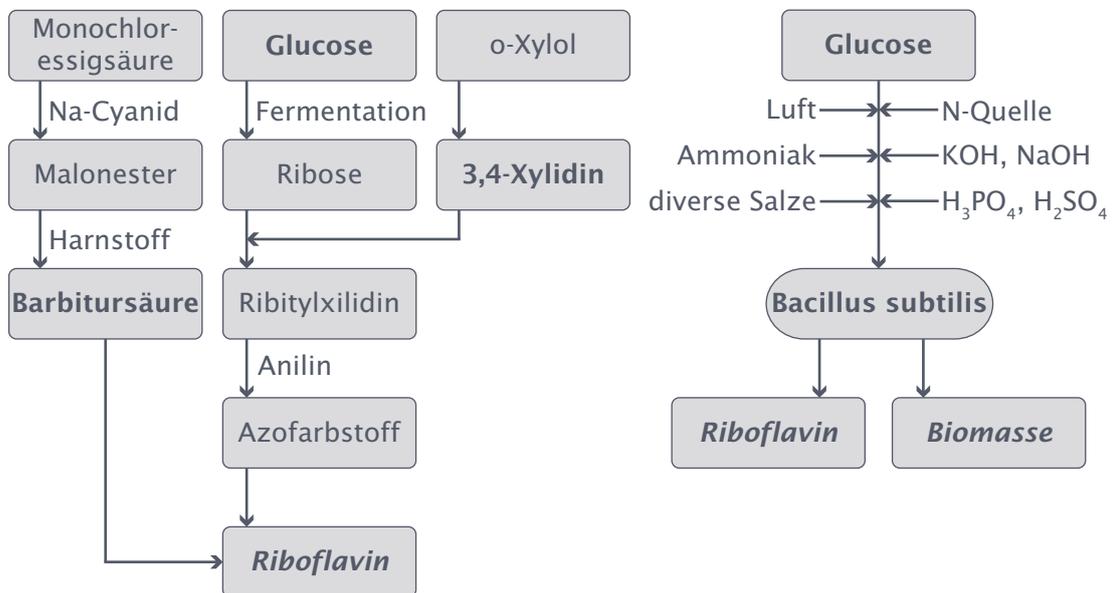
N = Nahrungsergänzung, F = Futtermittelergänzung, ph = pharmazeutische Nutzung

Quelle: nach Demain 2007; Shimizu 2008

Zur Illustration soll etwas näher auf die Produktion von Riboflavin (Vitamin B2) eingegangen werden. Von diesem Vitamin werden jährlich über 4.000 t überwiegend für die Futtermittelherstellung (85 %) eingesetzt. Aus Kostengründen wurde bis 2000 Riboflavin auf chemischem Wege synthetisiert. Durch technische Verbesserungen und Steigerung der Ausbeuten wurde mittlerweile auf biotechnologische Verfahren umgestellt (Hoppenheidt et al. 2005). Dabei kommen gentechnisch veränderten Mikroorganismen zum Einsatz. Neben der Einsparung von vielen Verfahrensschritten (Abb. V.9) konnten durch die Umstellung des Verfahrens auf biotechnologische Produktion mit einer deutlichen Reduktion des Einsatzes umweltgefährdender Chemikalien erreicht werden.

Abb. V.9

Schematischer Vergleich der chemisch-technischen und der biotechnologischen Vitamin-B2-Produktion



Quelle: nach Hoppenheidt et al. 2005

In einer Studie des Umweltbundesamtes (Hoppenheidt et al. 2005) wurden beide Prozesse der Vitamin B2-Erzeugung beispielhaft für die Firma DSM einer vergleichenden Wirkungsabschätzung unterzogen (Abb. V.9). Der Energiebedarf in den eigentlichen Produktionsprozessen ist in der Summe etwa gleich.

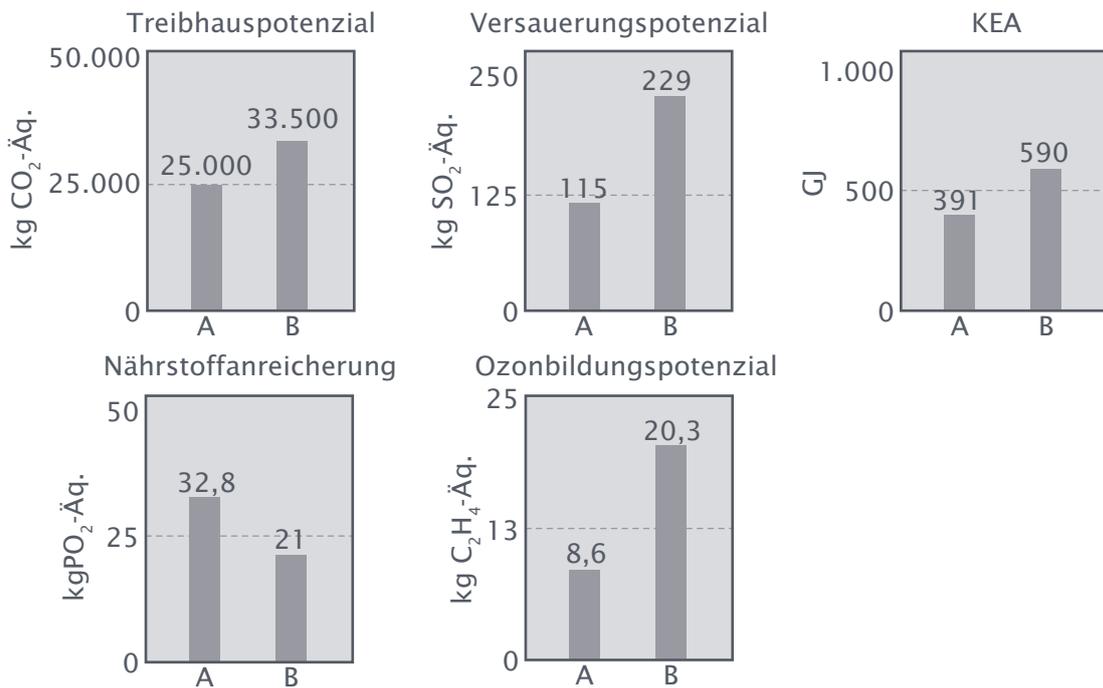
Dass der biotechnologische Prozess einen um rund 34 % niedrigeren Gesamtenergiebedarf hat (in Abb. V.10 mit kumulierten Energieaufwand [KEA] bezeichnet), ist dem hohen Energiebedarf bei der Herstellung der Ausgangsstoffe des chemischen Prozesses geschuldet.⁸⁸ Der Beitrag zum Treibhauspotenzial wird bei beiden Prozessen überwiegend durch Emissionen aus der Herstellung der Ausgangsstoffe bestimmt. Für den biotechnologischen Prozess sind in Summe etwa 25 % geringere Emissionen ermittelt worden. Das Versauerungspotenzial des chemisch-technischen Prozesses fällt doppelt so hoch wie beim biotechnologischen Ablauf aus.

Das hohe Nährstoffanreicherungspotenzial des biotechnologischen Prozesses ist auf die Abwasserbehandlung des aus dem Produktionsprozess kommenden Stoffstroms zurückzuführen und betrifft vor allem die aquatische Eutrophierung. Das Ozonbildungspotenzial ist zu etwa 90 % bei beiden Prozessen auf die Bildung von VOC-Emissionen (Volatile Organic Compounds [VOC], flüch-

⁸⁸ Für Jahrzehnte wurde Vitamin B2 über sechs Syntheseschritte aus Glucose gewonnen. Dabei kamen neben dem Ausgangsstoff Glucose auch weitere Ausgangsstoffe wie 3,4-Xylidin, Azofarbstoff, Entschäumer etc. hinzu (Hoppenheidt et al. 2005).

tige organische Verbindungen) bei der Herstellung der Ausgangsstoffe zurückzuführen und ist beim chemisch-technischen Szenario etwas mehr als doppelt so hoch (Hoppenheidt et al. 2005).

Abb. V.10 Gegenüberstellung der Umweltbelastung durch die Herstellung von 1.000 kg Vitamin B2 durch den biotechnologischen (A) und den chemisch-technischen Prozess (B)



KEA = kumulierter Energieaufwand

Quelle: nach Hoppenheidt 2005

Fazit

2.4

Der Einsatz von Enzymen ist ein Kernelement der IBT, wobei Enzyme einerseits im Rahmen von biotechnologischen Prozessen im Industriebereich eingesetzt werden und andererseits ein Produkt der IBT darstellen, das auch außerhalb der Reaktoren der IBT eingesetzt wird. Hier wurde als Beispiel der Einsatz von Enzymen in Waschmitteln betrachtet. Insgesamt konnten positive Umwelt- und Nachhaltigkeitsbeiträge durch den Einsatz von Enzymen in Waschmitteln herausgearbeitet werden. Dabei waren zwei Haupteffekte maßgebend – zum einen die mögliche Reduzierung der Waschttemperaturen, was zu Energie- und Treibhausgaseinsparungen führt, und zum anderen die Reduzierung der notwendi-



gen Mengen von Waschmitteln bzw. ihren konventionellen Mengenanteilen. Deutlich wurde jedoch auch, dass die konstatierten Vorteile von Waschmitteln mit höherem Enzymanteil durch die Zuwächse bei der insgesamt gewaschenen Wäschemenge konterkariert werden (sogenannter Reboundeffekt) und durch die verbleibenden konventionellen Bestandteile der Waschmittel (Tenside, Bleichmittel, Enthärter etc.) signifikante Umweltbelastungen verbleiben.

Für eine umfassende Aufarbeitung des Themas fehlen in weiten Bereichen die notwendigen wissenschaftlich fundierten Ökobilanzstudien, was auch mit dem eingeschränkten Zugang zu den dafür notwendigen Daten zu tun hat (Kap. III.5) – es fällt in diesem Bereich besonders auf, dass eine Vielzahl der vorhandenen Studien sehr industrienahe durchgeführt wurde. Bei der Aufarbeitung der vorhandenen Literatur zeigen sich teilweise die Grenzen der Ökobilanzmethoden. So haben technische und sozio-kulturelle Randbedingungen verschiedener Länder einen wesentlichen Einfluss auf die Ergebnisse der Gesamtbilanzen, wie sich in Ländervergleichen zeigte, sodass hier bei der Übertragbarkeit der Studien deutliche Grenzen gegeben sind.

Besondere Produktionsstrukturen – Bioraffinerien 3.

Die Grundidee einer »Bioraffinerie« entstand in Analogie zu Erdölraffinerien, in denen zahlreiche Produkte aus – im Wesentlichen – dem einem Rohstoff Erdöl erzeugt werden. So soll in Bioraffinerien aus dem Rohstoff Biomasse eine Vielzahl von Produkten erzeugt werden.⁸⁹ Durch eine möglichst vollständige und (idealerweise) rückstandsfreie Nutzung der nachwachsenden Rohstoffe stellen Bioraffinerien das Idealbild der angestrebten Produktionsstrukturen im Rahmen der Vision einer Bioökonomie dar. Sie bilden demnach eine entscheidende Schnittstelle zwischen (nachwachsenden) Rohstoffen bzw. Biomasse und ihrer industriellen Verwertung und werden als ein technischer Schlüssel dafür angesehen, Nachhaltigkeit, Fortschritt und Wohlstand im Rahmen einer Bioökonomie zu sichern.⁹⁰ Das TAB (2016, Kap. II.4) definiert Bioraffinerien – beziehungsweise auf VDI (2014) – folgendermaßen: »Eine Bioraffinerie zeichnet sich durch ein explizit integratives, multifunktionelles Gesamtkonzept aus, das Biomasse als vielfältige Rohstoffquelle für die nachhaltige Erzeugung eines Spektrums unterschiedlicher Zwischenprodukte und Produkte (Chemikalien, Werkstoffe, Bioenergie einschließlich Biokraftstoffe) unter möglichst vollständiger Nutzung aller Rohstoffkomponenten nutzt. Als Kuppelprodukte können ggf.

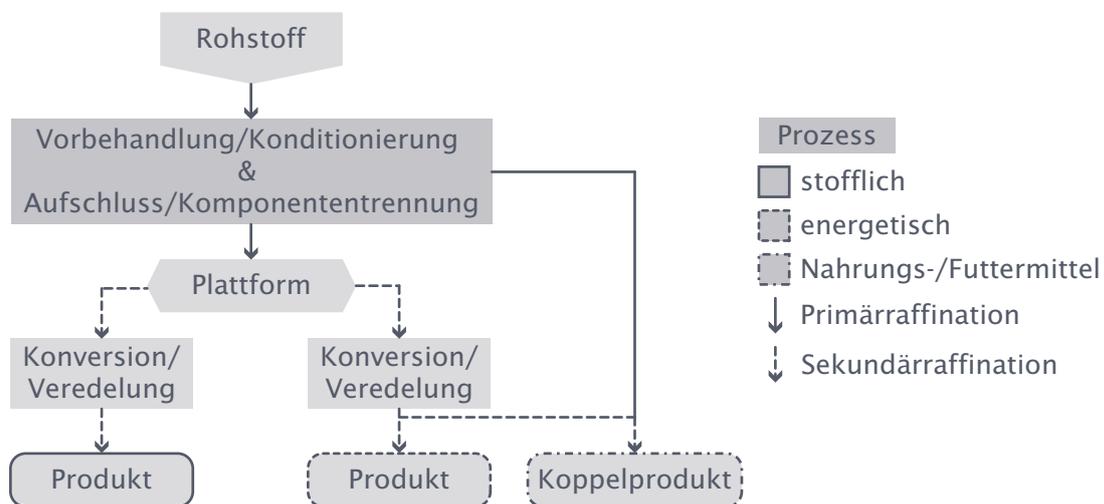
⁸⁹ www.nrel.gov/biomass/biorefinery.html (22.1.2016)

⁹⁰ So sah der ehemalige EU-Kommissar für Forschung, Wissenschaft und Innovation, Janez Potočnik, in ihnen ein Hilfsmittel, um Wälder und Felder in die Ölquellen des 21. Jahrhunderts zu verwandeln (Richardson 2012).

zusätzlich auch Nahrungs- und/oder Futtermittel anfallen. Hierfür erfolgt die Integration unterschiedlicher Verfahren und Technologien.«

In einer Primärraffination entstehen Zwischenprodukte, die als Ausgangsmaterialien für verschiedene weitere Raffinationsprozesse dienen (sogenannte Plattformmaterialien). Jeder Plattform werden entsprechende Rohstoffe und Produkte zugeordnet (Abb. V.11). Dabei können die verwendeten Rohstoffe grundsätzlich aus unterschiedlichen Quellen stammen, wobei neben land- und forstwirtschaftlich erzeugten Rohstoffen auch Rückstände und Reststoffe unterschiedlicher Art eingesetzt werden können (TAB 2016).

Abb. V.11 Schematische Darstellung Bioraffinerien



Quelle: nach Bundesregierung 2014, S. 24

Sollen Bioraffinerien ihre visionäre Rolle im Rahmen einer Bioökonomie erfüllen, müssen sie künftig multiple Aufgaben neben- oder hintereinander bewerkstelligen und im Idealfall aus einem breiten Spektrum unterschiedlicher Biomasse eine diversifizierte Palette von Produkten erzeugen können. Die große Hoffnung ist dabei, Biomasse vollständig bzw. weitgehend abfallfrei industriell verwerten zu können. Damit öffnet sich erst die Möglichkeit, Biomasse in einer biobasierten Wirtschaft im großen Maßstab energetisch und stofflich zu nutzen (Bundesregierung 2014). Die Herausforderung besteht deshalb darin, Konzepte zu entwickeln, um die dazu notwendigen vielfältigen biotechnologischen Prozesse in einer Kaskadennutzung zu integrieren, um vielfältige Produkte herzustellen. Bioraffinerien werden oft funktional umschrieben – als Anlagen, um Biomasse in nützliche Materialien zu konvertieren (Diep et al. 2012), wobei eine gewisse begriffliche Unklarheit bestehen bleibt. Teilweise werden zu Bioraffinerien bereits herkömmliche Anlagen gezählt, die mit bewährten Techniken Bio-

masse in andere Produkte beispielsweise in der Zellstoff- oder Stärkeindustrie umwandeln.

Gegenwärtige Realisierung von Bioraffineriekonzepten 3.1

Der zum vorliegenden Bericht komplementäre Sachstandsbericht (TAB 2016, Kap. II.4) befasst sich ausführlich mit verschiedenen Konzepten von Bioraffinerien und mit dem gegenwärtigen Stand der Realisierung der verschiedenen Konzepte. Insgesamt muss festgehalten werden, dass die weitaus meisten Typen von Bioraffinerien sich gegenwärtig noch in der Entwicklung oder Erprobungsphase befinden. Dementsprechend stellt Forschung und Entwicklung zu Bioraffinerien einen wichtigen Anteil der stattfindenden Aktivität dar.

Aufgrund der begrifflichen Unschärfen sowie des frühen Entwicklungsstadiums viele Bioraffineriekonzepte ist es nicht einfach, einen Überblick über den aktuellen Stand der Realisierung von integrierten Bioraffinerien zu gewinnen. Laut Bundesregierung (2014) sind derzeit Zucker-, Stärke-, Pflanzenöl und lignocellulosebasierte Bioraffinerien technisch soweit entwickelt, dass sie kommerziell arbeiten. Bei anderen Bioraffineriekonzepten (auf Basis von Bio- und Synthesegas, Algenlipid und teilweise Lignocellulose sowie bei grünen Bioraffinerien) sind Forschung und Entwicklung noch nicht über die Pilotphase hinausgekommen.⁹¹

Die Europäische Kommission sieht in der Entwicklung von neuen Bioraffineriekonzepten den Schlüssel zu einer Bioökonomie. Sie will deshalb nachhaltige und langfristige Bioraffineriekonzepte entwickeln. Gemeinsam mit der Industrie sollen bis 2020 rund 3,7 Mrd. Euro in fünf verschiedene biobasierte Wertschöpfungsketten investiert werden. Ein Teil der Mittel wird Bioraffinerien zu Gute kommen (EC 2014). Die Bundesregierung beschloss im Jahr 2010, bis 2016 rund 2,4 Mrd. Euro in die »Nationale Forschungsstrategie BioÖkonomie« zu investieren (BMBF/BMEL 2014). Auch ein Teil dieser Mittel wird für Bioraf-

91 Auf europäischer Ebene wurden ab 2009 mehrere Forschungsprojekte durchgeführt, in denen auch die Realisierung von Bioraffineriekonzepten untersucht wurde. Dabei stellte sich heraus, dass der Schwerpunkt in der EU und auch in den meisten untersuchten außereuropäischen Ländern bisher bei energie- sowie biokraftstoffproduzierenden Anlagen liegt (Annevelink/Oever 2010; DOE/EERE 2009; Luguel 2011). Für Deutschland listete das von Thünen-Institut (Stichnothe 2014) für das Jahr 2014 in einem Bericht für die Internationale Energieagentur zwölf sogenannte Bottom-up-Anlagen und vier Top-down-Bioraffinerien auf. Unter Bottom-up-Anlagen versteht man Bioraffinerien, die auf vorhandene Anlagen der Biomasseverarbeitung (beispielsweise Ethanol-, Zucker-, Stärkeanlagen, Zellstoffwerke oder Ölmühlen) zurückgreifen und diese um neue Komponenten erweitern. Bei Top-down-Anlagen handelt es sich um neu konzipierte und hoch integrierte Anlagen.



fineriekonzepte zur Verfügung stehen. Mit der »Roadmap Bioraffinerien« hat die Bundesregierung (2014) aufgezeigt, woran hier künftig geforscht und was entwickelt werden soll.⁹²

Umweltwirkungen von Bioraffinerien

3.2

Die gesamthafte Einschätzung der Umweltwirkungen von Bioraffinerien ist gegenwärtig kaum möglich. Die Gründe liegen zum einen darin, dass sich viele Anlagen bzw. Anlagenkonzepte noch in Entwicklungs- oder Pilotphase befinden und daher kaum belastbare Daten verfügbar sind. Zum anderen sind bei integrierten Raffinerien keine vergleichbaren Vergleichssysteme vorhanden, denn die Verknüpfung unterschiedlicher Produktionsprozesse und -ketten erschwert eine vergleichende Gesamtbetrachtung. Dennoch sind einige Versuche unternommen worden, Ökobilanzen für einzelne Anlagen bzw. Bioraffineriekonzepte durchzuführen. Drei Studien werden im Folgenden kurz vorgestellt.

Die Studie von Cherubini und Jungmeier (2010)

Cherubini und Jungmeier (2010) analysierten Bioraffineriekonzepte, bei denen aus dem Rohstoff Rutenhirse⁹³ Bioethanol, Bioenergie und stoffliche chemische Produkte hergestellt werden. Der Fokus liegt auf Treibhausgasemissionen und Energieverbrauch und als Referenzsysteme der Studie dienen konventionelle Anlagen, die aus fossilen Rohstoffen vergleichbare Produkte produzieren. Durch die Bioraffinerieproduktion konnten sowohl die Treibhausgasemissionen als auch der Verbrauch von nichterneuerbarer Energie um rund 80 % gesenkt werden. Die Ergebnisse waren vor allem beeinflusst durch die Produktion (z. B. Düngereinsatz), Aufbereitung (Pelletierung, Trocknung) und dem Transport der Biomasse. Für die Treibhausgasreduktionen war insbesondere die Speicherung von Kohlenstoff in den Böden verantwortlich, die in den ersten 20 Jahren der Anpflanzung der Rohstoffe zu verzeichnen waren.⁹⁴ Versauerung und Eutrophierung waren die wichtigsten negativen Umwelteffekte. Entsprechend werden die Trade-offs zwischen verschiedenen Umweltindikatoren von der Ausgestaltung der Biomassegewinnung beeinflusst. Sollen beispielsweise Landnutzungskonflikte minimiert und Treibhausgasemissionen möglichst stark reduziert werden, böte es sich an, die Produktionsintensität der Rutenhirse mittels Einsatz von Düngern zu erhöhen, was aber negative Effekte auf Bodenversauerung

92 Vorschläge mit ähnlicher Zielsetzung liegen auch für die EU vor; dazu z. B. Luguel 2011.

93 *Panicum virgatum*, ein in Nordamerika beheimatetes Präriegras

94 Hierbei bleibt jedoch unklar, welche Annahmen darüber getroffen wurden, was nach den ersten 20 Jahren im Hinblick auf die Kohlenstoffanreicherung im Boden passiert.

rung und Eutrophierung hat. Würde hingegen stärker auf Ökosystemleistungen von Böden und Gewässer abgehoben, ließen sich die Treibhausgasemissionen nicht in dem Maße senken.

Die Studie von Rettenmaier et al. (2010)

Rettenmaier et al. (2010) schlugen bei einer LCA-Studie einen anderen Weg ein. Sie betrachteten nicht einen Ausgangsrohstoff, sondern 13 verschiedene Energiepflanzen in sieben verschiedenen ökologischen Zonen Europas. Die Autoren kombinierten diese Daten mit einer Anzahl von möglichen Verarbeitungsoptionen. Daraus ergaben sich rund 120 unterschiedliche Wertschöpfungsketten für Biokraftstoffe bzw. Bioenergie. Als Referenz ihrer Studie dienten herkömmliche fossile Energieträger bzw. Kraftstoffe. Die Autoren betrachteten sieben Umweltfaktoren (Energieeinsparung, Treibhausgasemissionen, Versauerung, Eutrophierung, Sommersmog, Ozonabbau und Humantoxizität). Im Vergleich mit fossilen Rohstoffen ergaben alle Biokraftstoff- und Bioenergieketten Vorteile im Hinblick auf Treibhausgasemissionen. Schlechter schnitten sie bei anderen Umweltwirkungen wie Versauerung oder Eutrophierung ab. Die Ergebnisse variierten stark mit den betrachteten ökologischen Zonen, denn damit standen unterschiedliche Energiepflanzen zur Verfügung und die Produktivität wurde auf unterschiedliche Weise erreicht. Weitere Varianzen entstanden durch unterschiedliche Annahmen hinsichtlich der Berücksichtigung von Kuppelprodukten und unterschiedliche Referenzprozesse. Auch bei dieser Studie traten verschiedene Zielkonflikte auf.

Die Studie von Rettenmaier et al. (2013) im BIOCORE-Projekt

Im 7. Forschungsrahmenprogramm förderte die EU im Jahr 2010 mehrere Forschungsprojekte, die die Entwicklung von integrierten Bioraffineriekonzepten beschleunigen sollten (BIOCORE, EUROBIOREF, SUPRABIO).⁹⁵ Der Schwerpunkt lag dabei auf der Bereitstellung von Bioenergie, wobei teilweise auch die stoffliche Nutzung betrachtet wurde. Im Projekt BIOCORE analysierten Rettenmaier et al. (2013), welche Möglichkeiten ein spezifisches Bioraffineriekonzept bietet, um landwirtschaftliche Nebenprodukte (z. B. Stroh), Waldbiomasse und Biomasse aus mehrjährigen Pflanzen in ein breites Spektrum von Produkten wie Biokraftstoffe, chemische Zwischenprodukte oder Polymere umzuwandeln. Um die Umwelteffekte dieses Konzepts abschätzen zu können, wurden Szenarien gebildet, um auf Basis von Daten einer BIOCORE-Pilotanlage die Implementierung einer ausgereiften Technik im Jahr 2025 zu simulieren. Als

⁹⁵ <https://colloque6.inra.fr/eubiorefineryprojectsfinalconf/Partners> (22.1.2016)



Vergleichsgrundlage dienten äquivalente Produkte aus herkömmlicher Produktion bzw. konkurrierende Landnutzungsoptionen.

Die Ergebnisse der Studie zeigen, dass die Umwelteffekte des Bioraffineriekonzepts auf gegenwärtigem Stand nicht eindeutig abgeschätzt werden können, sondern je nach Art und Produktion der eingesetzten Biomasse, Produktportfolio und lokalen Gegebenheiten unterschiedlich ausfallen können. In der Regel treten dabei gleichzeitig verschiedene positive und negative ökologische Wirkungen auf. Böden, Wasser, Fauna und Flora können durch die Produktion von Biomasse unterschiedlich beeinträchtigt werden. Spezifische lokale Situationen bestimmen beispielsweise, ob Stroh oder Restholz, das aus Durchforstungen gewonnen wird, nachhaltig zur Verfügung gestellt werden kann, oder ob der Anbau von Miscanthus- oder Kurzumtriebsplantagen mit Pappeln ökologisch besser sind. Regionale und globale Umwelteffekte hängen hingegen eher vom betrachteten Portfolio der Produkte ab. Rettenmaier et al. (2013) zeigen, dass die spezifische Ausgestaltung der Bioraffineriekonzepte deutlichen Einfluss auf die resultierenden Umwelteffekte hat und somit auch Optionen zur Optimierung zur Verfügung stehen.

Fazit

3.3

Bioraffinerien sind Symbol und produktionstechnischer Schlüssel für die Verwirklichung der Vision einer Bioökonomie. Damit sind sie wichtig für die Beiträge, die die IBT zu Nachhaltigkeit auf der Makroebene leisten kann. Dementsprechend werden in Deutschland, Europa und in vielen außereuropäischen Ländern große Mittel bereitgestellt, Bioraffineriekonzepte zu entwickeln und zu verbessern.

Nicht immer ist klar, was genau unter einer Bioraffinerie verstanden wird. Gegenwärtig zielen die meisten als Bioraffinerie bezeichneten Anlagen auf die Produktion von Energie bzw. Biokraftstoffen. Integrierte Bioraffinerien, die aus Biomasse ein großes Portfolio an Produkten herstellen können, sind hingegen das Ideal der Zukunft. Derartige Anlagen sind sehr komplex, und eine Vielzahl von Prozessen läuft in ihnen ab. Die meisten derartigen Bioraffineriekonzepte befinden sich gegenwärtig noch in der Entwicklungs- oder Pilotphase. Erste Studien hinsichtlich der Umweltwirkungen deuten darauf hin, dass Anbau, Transport und Aufbereitung der verarbeiteten Biomasse entscheidenden Einfluss auf die Umweltbilanz haben und immer mit Trade-offs zu rechnen ist. Meist sind Vorteile im Hinblick auf Treibhausgasemissionen zu verzeichnen, dafür wirkt sich der Rohstoffbedarf der Bioraffinerien negativ auf Böden, Wasser und Biodiversität aus. Landnutzungsänderungen und -konflikte scheinen bei der Abwägung von Zielkonflikten die größte Herausforderung darzustellen.

Biomasse: Landnutzungskonflikte, Umwelt und Nachhaltigkeit

VI.

Biomasse stellt den mengenmäßig bedeutendsten, zentralen Input in Verfahren und Produktionsprozesse der IBT dar. Dies korrespondiert zur herausgehobenen Stellung, die die IBT bei der Realisierung der Vision einer Bioökonomie, also einer auf nachwachsenden Rohstoffen beruhenden Wirtschaft (Kap. II.1) innehat. Demensprechend spielt die Frage nach der mengenmäßig ausreichenden und nachhaltigen Bereitstellung von Biomasse eine wesentliche Rolle bei der Beurteilung von Beiträgen der IBT zu Nachhaltigkeit auf der Makroebene (Kap. III.3.2). In den wissenschaftlichen Analysen der Umweltwirkungen und relativen Nachhaltigkeitseffekte von Produkten und Prozessen der IBT, vor allem den Ökobilanzen, wurde immer wieder auf die Art und Bereitstellung der jeweils als Hauptrohstoff dienenden Biomasse Bezug genommen (Kap. IV u. V.1). In diesem Kapitel soll nun noch einmal fokussiert auf die Bereitstellung von Biomasse insgesamt eingegangen werden. Zunächst wird der komplexe Begriff der Biomasse näher beleuchtet (Kap. VI.1). Danach wird nach den mengenmäßigen Potenzialen der Erzeugung von Biomasse gefragt (Kap. VI.2), insbesondere, ob und unter welchen Umständen die globale Produktionsbasis für Biomasse ausreichend ist, um die gewünschten und notwendigen Transformationen durchführen zu können. Dabei spielen Landnutzungskonkurrenzen eine entscheidende Rolle (Kap. VI.3). Insbesondere wird deutlich, dass aufgrund dieser Konkurrenzen die Bereitstellung von Biomasse für die stoffliche Nutzung im Rahmen der IBT nicht losgelöst von der ausreichenden Produktion von Nahrungsmitteln und Bioenergie sowie weiteren konkurrierenden Landnutzungen (Siedlungs- und Verkehrswegebau, Ausweisung von Schutzgebieten etc.) betrachtet werden kann. Die Verknüpfung dieser Problemfelder führt dazu, dass es äußerst schwierig ist, tragfähige Aussagen über die globalen Potenziale der Biomassenproduktion für die stoffliche Nutzung im Rahmen der IBT und etwaiger Konkurrenz- und Konfliktfelder zu anderen Landnutzungsarten zu treffen. Schließlich werden Grundkonzepte und Instrumente angesprochen, die dazu dienen sollen, den sich abzeichnenden Landnutzungskonkurrenzen bzw. Konflikten zu begegnen (Kap. VI.4). Wesentliche Teile des Kapitels VI sind aus ifeu (2014b) entnommen.

Was ist Biomasse?

1.

Der Begriff der Biomasse wird in verschiedenen Kontexten unterschiedlich definiert. In Kapitel II.4 wurde bereits eine wissenschaftlich fundierte Definition

von Kaltschmitt et al. (2009) gegeben. Vor allem im Hinblick auf unterschiedliche Anwendungsfelder bzw. zugehörige rechtliche Regelwerke existieren jedoch weitere abweichende Begriffsfassungen. Grundsätzlich lassen sich dabei umfassendere und engere Definitionen von Biomasse unterscheiden. In der weitesten Fassung, die insbesondere in der europäischen Gesetzgebung verankert ist, bezeichnet Biomasse alles was »biologischen Ursprungs« ist. So liefern z.B. internationale Standards, wie die ISO 14021 (Umweltdeklarationen), deren Definition voraussichtlich auch von der CEN TC 411 (biobasierte Produkte) wörtlich übernommen wird, eine sehr grundsätzliche Definition des Begriffs Biomasse als »Material biologischer Herkunft, mit Ausnahme von Material, das in geologische Formationen eingebettet oder in fossiles Material umgewandelt ist.« Dies entspricht der allgemeinen fachlichen Anschauung und beinhaltet die in der Natur lebende Phyto- und Zoomasse (Pflanzen und Tiere), die daraus resultierenden Rückstände (z.B. tierische Exkrememente) und abgestorbene, aber noch nicht fossile Phyto- und Zoomasse⁹⁶ sowie alle Stoffe, die daraus durch eine technische Umwandlung oder stoffliche Nutzung entstanden sind.⁹⁷

Die Richtlinie 2009/28/EG ergänzt noch den Aspekt der biologischen Abbaubarkeit und definiert Biomasse folgendermaßen: »Biomasse bezeichnet den biologisch abbaubaren Teil von Erzeugnissen, Abfällen und Reststoffen der Landwirtschaft mit biologischem Ursprung (einschließlich pflanzlicher und tierischer Stoffe), der Forstwirtschaft und damit verbundener Wirtschaftszweige einschließlich der Fischerei und der Aquakultur sowie den biologisch abbaubaren Teil von Abfällen aus Industrie und Haushalten.«

Zudem fällt in dieser Begriffsbestimmung auf, dass Biomasse durch menschliche Bewirtschaftung erzeugt sein muss. Demnach sind pflanzliche und tierische Stoffe, die ohne menschlichen Einfluss existieren und gedeihen – z.B. in einem Primärwald, der nicht forstwirtschaftlich bewirtschaftet wird – nach dieser Definition keine Biomasse.

Noch nutzungsbezogener, d.h. auf die gezielte Regelung von Stoffnutzungen und deren Förderung ausgerichtet, ist die Definition der Verordnung über die Erzeugung von Strom aus Biomasse (Biomasseverordnung – BiomasseV):

»(1)Biomasse im Sinne dieser Verordnung sind Energieträger aus Phyto- und Zoomasse. Hierzu gehören auch aus Phyto- und Zoomasse resultierende

96 Torf erfüllt grundsätzlich die Kriterien, um ihn als fossilen Rohstoff zu charakterisieren, und fällt damit aus der Definition für Biomasse heraus. Diese Auffassung ist jedoch besonders in Ländern mit intensiver Torfnutzung umstritten.

97 Aus einer Perspektive heraus, bei der die stoffliche Nutzung im Vordergrund steht, wird Biomasse häufig unterschieden in »biogene Rohstoffe«, als Anteil der Biomasse, der vom Menschen für verschiedene Anwendungen (stofflich, energetisch, als Nahrungs- und Futtermittel) genutzt wird, und »biobasierte Stoffe«, worunter Produkte bzw. Erzeugnisse verstanden werden, die aus biogenen Rohstoffen produziert wurden.

1. Was ist Biomasse?



Folge- und Nebenprodukte, Rückstände und Abfälle, deren Energiegehalt aus Phyto- und Zoomasse stammt.

(2) Biomasse im Sinne des Absatzes 1 sind insbesondere:

1. Pflanzen und Pflanzenbestandteile,
2. aus Pflanzen oder Pflanzenbestandteilen hergestellte Energieträger, deren sämtliche Bestandteile und Zwischenprodukte aus Biomasse im Sinne des Absatzes 1 erzeugt wurden,
3. Abfälle und Nebenprodukte pflanzlicher und tierischer Herkunft aus der Land-, Forst- und Fischwirtschaft,
4. Bioabfälle im Sinne von § 2 Nr. 1 der Bioabfallverordnung,
5. aus Biomasse im Sinne des Absatzes 1 durch Vergasung oder Pyrolyse erzeugtes Gas und daraus resultierende Folge- und Nebenprodukte,
6. aus Biomasse im Sinne des Absatzes 1 erzeugte Alkohole, deren Bestandteile, Zwischen-, Folge- und Nebenprodukte aus Biomasse erzeugt wurden.

Unbeschadet von Absatz 1 gelten als Biomasse im Sinne dieser Verordnung:

1. Treibsel aus Gewässerpflege, Uferpflege und -reinhaltung,
2. durch anaerobe Vergärung erzeugtes Biogas, sofern zur Vergärung nicht Stoffe nach § 3 Nummer 3, 7 oder 9 oder mehr als 10 Gewichtsprozent Klärschlamm eingesetzt werden.

NICHT als Biomasse im Sinne der Biomasseverordnung gelten:

1. fossile Brennstoffe sowie daraus hergestellte Neben- und Folgeprodukte,
2. Torf,
3. gemischte Siedlungsabfälle aus privaten Haushaltungen sowie ähnliche Abfälle aus anderen Herkunftsbereichen einschließlich aus gemischten Siedlungsabfällen herausgelöste Biomassefraktionen,
4. Altholz mit Ausnahme von Industrierestholz
5. Papier, Pappe, Karton,
6. Klärschlämme im Sinne der Klärschlammverordnung,
7. Hafenschlick und sonstige Gewässerschlämme und -sedimente,
8. Textilien,
9. tierische Nebenprodukte im Sinne von Artikel 3 Nummer 1 der Verordnung (EG) Nr. 1069/2009 ...
10. Deponiegas,
11. Klärgas.«

Die scharf differenzierende Begriffsfassung aus der Biomasseverordnung hängt mit ihrer spezifischen Anwendung im Bereich der Bioenergieerzeugung zusammen. Beispielsweise sind hier Abfälle und abfallähnliche Stoffe generell aus-



geschlossen, da diese ja unter eigene abfallrechtliche Bestimmungen fallen und nicht unter das EEG Regime. Im Gegensatz dazu berücksichtigt z.B. das Umweltbundesamt bei der Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger (UBA 2014) bei der Stromerzeugung den biogenen Anteil des Siedlungsabfalls.

Diese Betrachtungen zeigen, wie unterschiedlich der Begriff der Biomasse in unterschiedlichen Zusammenhängen definiert wird. Mit Blick auf die hier im Vordergrund stehende grundsätzliche Frage der Nutzung von Biomasse als Input in die IBT und deren nachhaltigen Bereitstellung ist es nicht zweckmäßig, sich auf den eingeschränkten Begriff der Biomasse-Verordnung zu beziehen, der weite Teile von Stoffen ausschließt, die allgemein unter Biomasse verstanden werden. Vielmehr sind allgemeinere Begriffsfassungen vorzuziehen.

Flächenbedarf für biobasierte Rohstoffe

2.

Steht ausreichend Biomasse für die stoffliche (und energetische) Nutzung zur Verfügung, bzw. könnte sie jenseits des Bedarfs nach Nahrungs- und Futtermitteln und sonstige Biomaterialien, wie Fasern für Papier und Textilien, Holzwerkstoffen usw., ausreichend zu Verfügung gestellt werden? Diese Frage ist seit vielen Jahren Inhalt zahlreicher Studien. Die Ergebnisse dieser Studien variieren so stark wie die Ansätze und Annahmen, die den Berechnungen zugrunde liegen. Erwähnt sei hier eine Auswahl an Studien, die in der letzten Zeit häufig zur Beschreibung von Biomassepotenzialen herangezogen wurden. Das sind im Einzelnen:

- > BMVBS (Hg.) (2010): Globale und regionale Verteilung von Biomassepotenzialen. Status-quo und Möglichkeiten der Präzisierung. BMVBS-Online-Publikation 27/2010
- > Majer et al. (2013): Biomassepotenziale und Nutzungskonkurrenzen. DLR, ifeu, LBST, DBFZ
- > Slade et al (2014): Global bioenergy resources.
- > Zeddies et al. (2012): Globale Analyse und Abschätzung des Biomasse-Flächennutzungspotenzials. Universität Hohenheim

Für die Definition der Potenziale gibt es keine klaren Standards. Häufig werden, hier als Beispiel in Bezug auf das nutzbare Energieangebot, folgende Typologien verwendet, um die Systemgrenzen und Randbedingungen etwas besser zu umschreiben und abzugrenzen (Zeddies et al. 2012, S. 11):

Theoretisches Potenzial bezeichnet das in einer gegebenen Region innerhalb eines bestimmten Zeitraumes theoretisch physikalisch nutzbare Angebot (z.B. die in der gesamten Pflanzenmasse gespeicherte Energie). »Da das theoretische Potenzial aufgrund bestimmter Restriktionen meist nur in sehr geringen Teilen

2. Flächenbedarf für biobasierte Rohstoffe

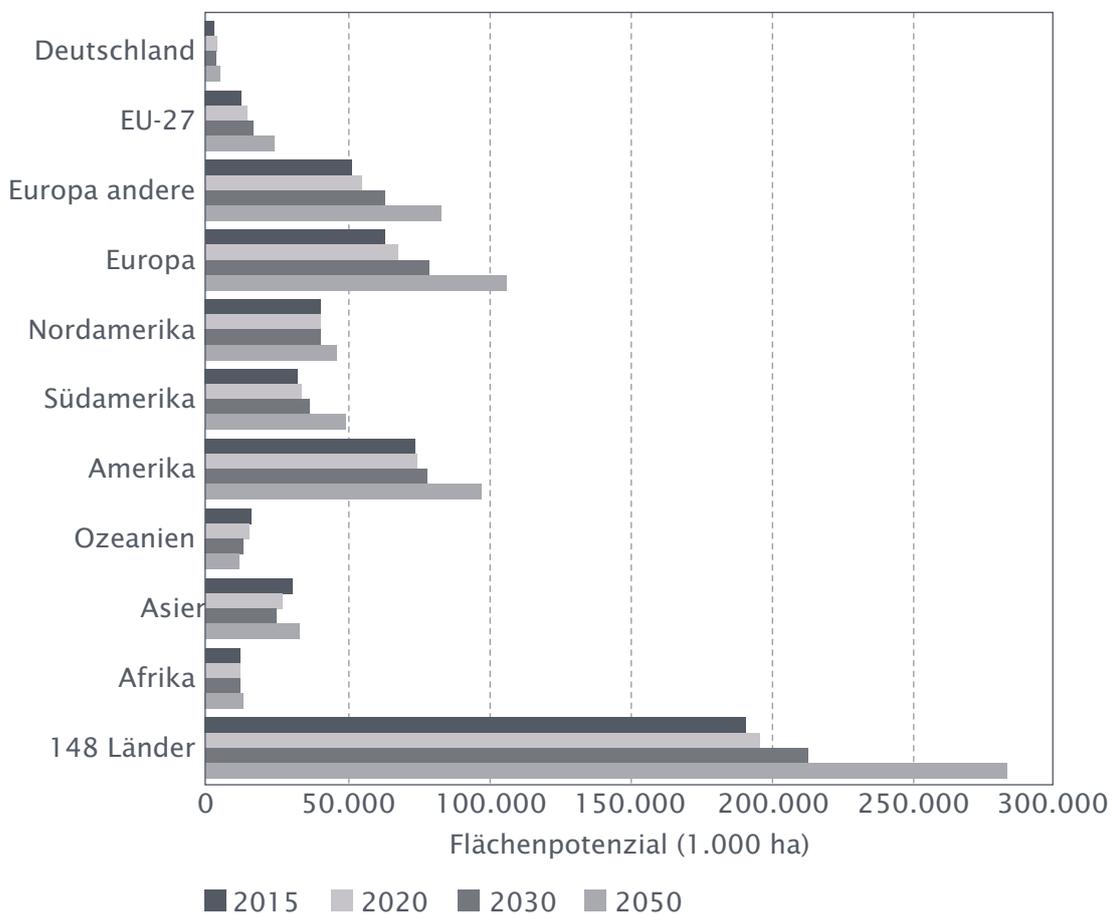


erschlossen werden kann, kommt ihm zur Beurteilung der tatsächlichen Nutzbarkeit der Biomasse keine praktische Relevanz zu.«

Technisches Potenzial beschreibt den Teil des theoretischen Potenzials, der unter Berücksichtigung der gegebenen technischen Möglichkeiten und Restriktionen nutzbar ist.

Das *wirtschaftliche Potenzial* beschreibt den Teil des technischen Potenzials, der unter gegebenen institutionellen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen genutzt werden kann.

Abb. VI.1 Flächenpotenziale für Bioenergie nach Sicherung der Welternährung für verschiedene Regionen (Referenzszenario)



Quelle: nach Zeddies et al. 2012

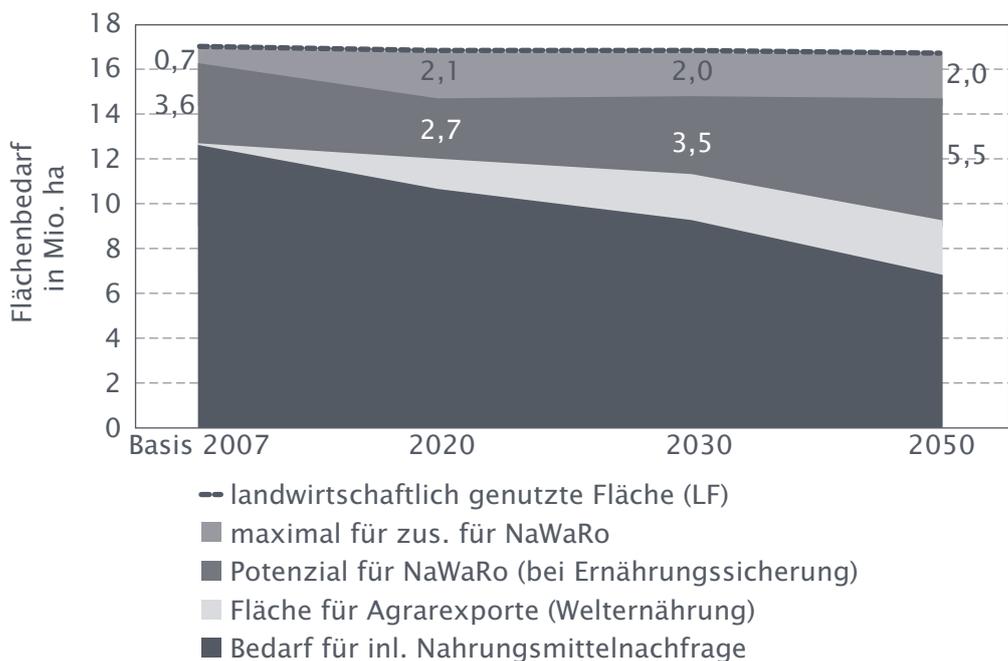
Bei den im Folgenden angegebenen Potenzialen handelt es sich in der Regel um technische Potenziale. Abbildung VI.1 zeigt die von Zeddies et al. (2012) ermittelten Flächenpotenziale für Bioenergie nach Sicherung der Welternährung für



verschiedene Weltregionen und im Zeitablauf in einem Referenzszenario.⁹⁸ Weltweit betrachtet liegen der Studie nach die größten Potenziale für die Biomasseproduktion in Osteuropa sowie Nord- und Südamerika. Der EU, Asien und auch Afrika werden hingegen keine großen Möglichkeiten zugesprochen, die Flächen, die für die Produktion von Biomasse bestimmt sind, im großen Maßstab auszuweiten.

Die Entwicklung der Flächenpotenziale für die Erzeugung von Biomasse in Deutschland wird anhand der Daten von Zeddies et al. (2012) unter Berücksichtigung der Bevölkerungsentwicklung und der globalen Ernährungssicherung in Abbildung VI.2 dargestellt. Demnach stünden bis ins Jahr 2050 zwischen 5,5 und 7,5 Mio. ha für Biomasse jenseits der Ernährungssicherung zur Verfügung (Abb. VI.2 NaWaRo). Heute werden gut 2 Mio. ha durch nachwachsende Rohstoffe belegt.

Abb. VI.2 Entwicklung des Flächenbedarfs Deutschlands und Freisetzung von Potenzialen für Biomasse zu energetischen oder anderen Zwecken



Quelle: nach ifeu 2014 anhand Daten von Zeddies et al. 2012)

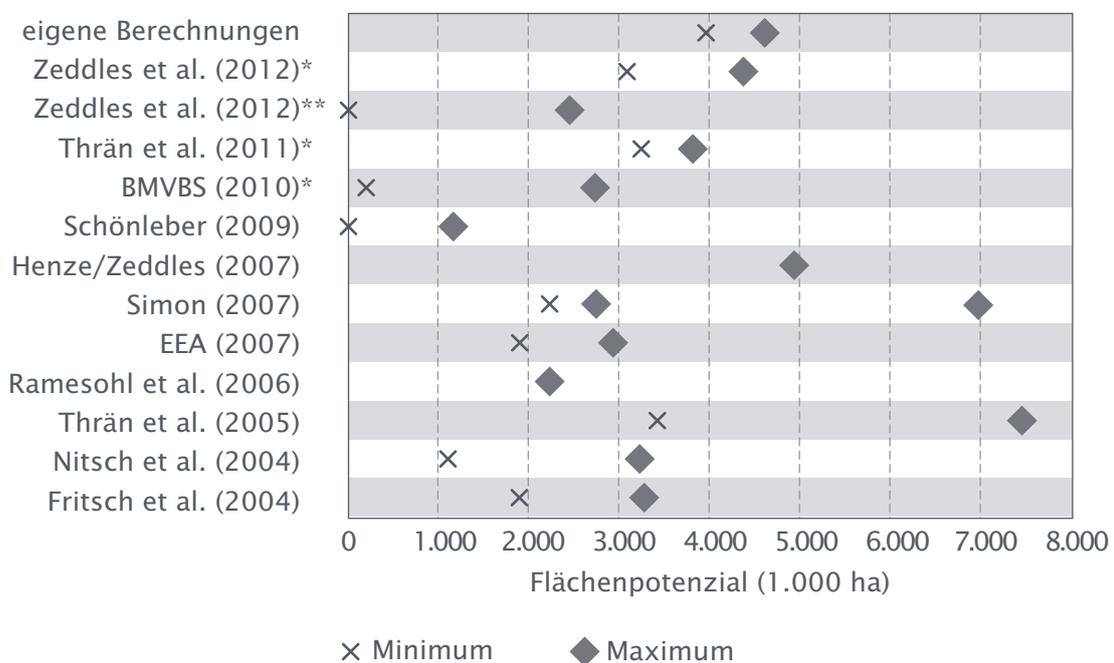
98 »Im Referenzszenario wird davon ausgegangen, dass die politischen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen der letzten 2 Jahrzehnte auch zukünftig gelten. Dieses Szenario spiegelt ein »business as usual« wider und wird als »Referenz« bezeichnet.« (Zeddies et al. 2012, S. 14)

2. Flächenbedarf für biobasierte Rohstoffe



Bei diesen Betrachtungen muss selbstverständlich die Konkurrenz mit anderen chemischen Produkten und insbesondere mit der Bioenergie berücksichtigt werden. Aufgrund unterschiedlicher Annahmen und Ansätze, die den Berechnungen zugrunde liegen, ist wenig überraschend, dass es in verschiedenen Studien zu abweichenden Ergebnissen hinsichtlich des Flächenpotenzials für Biomasse in Deutschland gekommen ist, wie Abbildung VI.3 in Bezug auf das Jahr 2020 illustriert.

Abb. VI.3 Zusammenschau von Studien zum Flächenpotenzial für Biomasse in Deutschland, Prognose für das Jahr 2020



* ohne Welternährungssicherung/Handelsausgleich

** mit Welternährungssicherung/Handelsausgleich

Quelle: Majer et al. 2013

Welche stofflichen Mengen biobasierter Produkte der IBT können von diesen Flächenpotenzialen technisch gewonnen werden? Hierzu soll folgende überschlägige Berechnung für die Produktion von Ethylen⁹⁹ für Deutschland aufgestellt werden:

- > Pro ha Anbaufläche lassen sich je nach Feldfrucht 1,5 bis 5 t Ethanol gewinnen (ifeu 2014b).

⁹⁹ Ethylen ist eine der meistproduzierten organischen Grundchemikalien und wird für die Herstellung einer Vielzahl von Folgeprodukten (z.B. Polyethylen, Ethylenoxid, Styrol) verwendet, wobei ein Großteil für die Herstellung von Kunststoffen verwendet wird.

^
> VI. Biomasse: Landnutzungskonflikte, Umwelt und Nachhaltigkeit
v

- > Setzt man hier einen mittleren Wert von 3 t/ha an, so entspricht dies bei einer potenziell verfügbaren Anbaufläche von konservativ geschätzt 3 Mio. ha einer theoretischen Menge von 9 Mio. t Ethanol, die aus Biomasse gewonnen werden könnte.
- > Laut der Datenbank der »Biopolymer Plattform« der IfBB Hannover werden für die Herstellung von 1 t Ethylen etwa 2,1 t Ethanol benötigt.¹⁰⁰
- > Folglich ließen sich auf dieser Basis jährlich etwa 4,3 Mio. t Ethylen herstellen.
- > Die chemische Industrie in Deutschland verarbeitet nach Daten des VCI (2015) jährlich etwa 5 Mio. t Ethylen.

Diese einfache Abschätzung auf der Basis der zuvor angegebenen Flächenpotenziale zeigt, dass die nachwachsende Rohstoffbasis deutlich beschränkt ist: Selbst bei vollständiger Nutzung der zusätzlichen Anbauflächen für die Gewinnung von Biomasse zur stofflichen Verwertung könnte die chemische Industrie in Deutschland das Basisprodukt Ethylen nicht vollständig biobasiert erzeugen. Nutzungskonkurrenzen zu anderen biobasierten Produkten sind hier noch nicht berücksichtigt.

Welcher Anteil dieser Flächenpotenziale im Sinne eines wirtschaftlichen Potenzials könnte nun tatsächlich für Rohstoffe für die chemische Industrie zur Verfügung stehen? Dazu wären folgende Aspekte zu berücksichtigen:

Derzeit werden nach Zahlen der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR) von den 2,4 Mio. ha Agrarfläche für NaWaRo 2,11 Mio. ha für Energiepflanzen genutzt und 0,28 Mio. ha für Industriepflanzen, das ist ein Verhältnis von 88 % zu 12%.¹⁰¹ Setzt man das bereits erwähnte etwaige Gesamtpotenzial von 3 Mio. ha an und behielte das Verhältnis bei, stünden etwa 0,35 Mio. ha. für die stoffliche Verwertung zur Verfügung. Dies ergäbe mit dem oberen Zahlenbeispiel zu Ethylen aus Ethanol ein Potenzial von etwa 0,5 Mio. t Ethylen; das entspräche etwa 10 % der gegenwärtigen fossilbasierten Produktion dieser Basischemikalie.

Das wirtschaftlich der IBT zur stofflichen Nutzung zur Verfügung stehende Potenzial an Biomasse hängt folglich stark von mehreren Faktoren ab. Eine wesentliche Steigerung der in der IBT nutzbaren Biomasse ist nur unter folgenden Bedingungen wahrscheinlich:

Der Anteil an Bioenergie am Primärenergieverbrauch wird nicht weiter ausgebaut bzw. entwickelt sich rückläufig. Diese Tendenz könnte dadurch aufgelöst werden, dass die EU-Kommission beabsichtigt, nach 2020 Biokraftstoffe aus nachwachsenden Rohstoffen nicht weiter zu fördern. Hier frei werdende Flächenpotenziale könnten für die stoffliche Nutzung im Rahmen der IBT zur Verfügung stehen.

100 <http://ifbb.wp.hs-hannover.de/downloads/> (22.1.2016)

101 http://mediathek.fnr.de/media/downloadable/files/samples/r/z/rz_fnr4_0252_grafik_nawaro_anbau_101013_deut.jpg (22.1.2016)

Der Anteil importierter Biomasserohstoffe wird erhöht. Dies ist angesichts ambitionierter Initiativen der brasilianischen Agrarindustrie durchaus denkbar.

Der Anteil von Reststoffen als Rohstoff gewinnt Bedeutung. Dies würde jedoch voraussetzen, dass sich erstens die Techniken zur Nutzung von Lignocellulose in wirtschaftlich aussichtsreicher Weise entwickeln und zweitens die Konkurrenz um die gleichfalls begrenzten Potenziale an Reststoffen zwischen stofflicher Nutzung und Bioenergie nicht zu stark ist.

Nutzungspotenziale weiterer Biomassequellen, wie z. B. Algen, sind derzeit schwer einzuschätzen. Die Lösung von Kostenfragen und vor allem auch der Energieeffizienz wird für diese Zukunftstechnologien maßgeblich sein.

Bewertung von Nutzungskonkurrenzen

3.

Um diese Ergebnisse hinsichtlich der Landnutzungen und der resultierenden Potenziale der Biomasseproduktion besser einschätzen zu können, sollen drei Aspekte angesprochen werden, die bei der Bewertung von Nutzungskonkurrenzen zu beachten sind – die Vernetzung der Märkte für die stoffliche und energetische Nutzung von Biomasse, die Schwierigkeiten bei der Modellierung sowie eine angemessene Rahmensetzung für Analyse und Steuerung von Landnutzungsänderungen.

Verwendungen von Biomasse: Trennung von stofflicher und energetischer Nutzung

Der agrarische Erzeuger von Biomasse weiß in der Regel weder bei Aussaat noch bei der Ernte, wozu seine Produkte verwendet werden. Rapsöl beispielsweise kann wie jedes andere Pflanzenöl auf den Spotmarkt gehandelt werden. Der Aufkäufer kann den Rohstoff in der Nahrungsmittelindustrie, der Energiewirtschaft oder der chemischen Industrie verarbeiten. Ethanol aus Biomasse kann in den Produktionsprozessen entweder als Biokraftstoff oder als Grundchemikalie für weitere Produktionsverfahren genutzt werden. Um eine saubere analytische Trennung zwischen der Nutzung von Biomasse für Biokraftstoffe oder als Rohstoff für die stoffliche Weiterverarbeitung im Rahmen der IBT erzielen zu können, müsste grundsätzlich eine getrennte Lieferkette gegeben sein, wie sie – aus anderen Gründen – zum Beispiel bei Produkten aus dem Ökolandbau erforderlich ist. Nur wenn Lieferant und Nutzer des Rohstoffs zweifelsfrei festgelegt sind, wäre eine von anderen Verwendungsmöglichkeiten abgegrenzte Bewertung denkbar. Dies entspricht jedoch in keiner Weise der aktuellen Praxis und wird auch in Zukunft kaum mit den auf Kosteneffizienz ausgelegten Beschaffungsprinzipien industrieller Produzenten in Einklang zu bringen



sein. Daraus folgt, dass die Ermittlung und Bewertung von Landnutzungskonkurrenzen durch Biomasseanbau für die stoffliche Verwertung in der IBT nicht von jener von anderen Anwendungen, insbesondere der Anwendung im Bereich der Bioenergie zu trennen ist.

Modelle zur Ermittlung und Bewertung von Nutzungskonkurrenzen

Mithilfe ökonomischer Modelle wird versucht, die möglichen Effekte einer zusätzlichen Biomasseproduktion auf die Agrarmärkte, auf die Produktionsweise im Agrarsektor und schließlich auf die Dynamik der Landnutzungsänderung zu quantifizieren. Aufgrund der umfangreichen Vernetzung der Weltwirtschaft über Sektoren, Länder und Regionen hinweg können nicht alle Einflussbeziehungen umfassend abgebildet werden. Für die Bewertung von Nutzungskonkurrenzen im Zusammenhang mit Biomasse werden daher unterschiedliche Modelle angewandt. Gleichzeitig besteht ein Trade-off zwischen der Breite, mit der wirtschaftliche Verflechtungen abgebildet werden können, und dem Detailierungsgrad der Analysen. Um Landnutzungseffekte abbilden zu können, müssen weitere, z.B. biophysikalische Modelle angekoppelt werden, insbesondere zur genaueren Abschätzung von Emissionen aus indirekten Landnutzungsänderungen. In der Praxis werden daher stets verschiedene Modellkombinationen gebildet. Aufgrund der Vielzahl und Unterschiedlichkeit der Modelle und genutzten Parameter sowie der jeweiligen Gewichtung und Rahmungen (Annahmen) weisen die Ergebnisse der Modellierungen in der Regel eine große Bandbreite auf.

Rahmensetzung für die Analyse und Steuerung von Landnutzungsänderungen

Welcher geographische Rahmen sollte für die Beantwortung der Fragen nach den Möglichkeiten und Grenzen einer nachhaltigen Produktion und Versorgung mit Biomasse gewählt werden? Da die Märkte, die es abzubilden gilt, global vernetzt sind, muss dieses Thema grundsätzlich global betrachtet werden und es müssen mögliche Landnutzungsänderungen, die Gewinner und Verlierer solcher Änderungen und die damit verbundenen Konflikte weltweit betrachtet werden. So muss z. B. bei der Bewertung von Rapsöl der globale Pflanzenölmarkt modelliert werden. In der Folge muss sowohl für die Bewertung von in Europa erzeugtem Rapsöl als auch für das in den Tropen gewonnene Palmöl ein »indirekter Landnutzungswandel-Faktor« eingerechnet werden, in den die Rodung von tropischem Regenwald einfließt. Etwas anders gelagert sind die Verhältnisse für den Bereich der holzartigen Biomasse, denn die Holzmärkte sind deutlich stärker regional verankert als andere Agrarmärkte.

Die Berücksichtigung der globalen Vernetzung der Märkte für nachwachsende Rohstoffe bedeutet jedoch nicht, dass auf der Maßnahmenebene lokal getroffene oder unternehmensbezogene Ansätze zur Begrenzung von Landnutzungskonflikten sinn- oder wirkungslos wären. Als ein Beispiel ist der von Ecofys et al. (2012) in Bezug auf Biomasse für die energetische Anwendung entwickelte LIIB-Ansatz (Low Indirect Impact Biofuels) zu nennen. Er zielt darauf ab, Produktionsweisen für Bioenergie zu charakterisieren, mit denen zusätzliche Biomasse hergestellt wird, ohne mit bestehenden Produkten in Konkurrenz zu treten (Proof of Additionality). Folgende vier Ansatzpunkte werden als Optionen genannt, um dieses Ziel zu erreichen:

- > Bioenergierohstoffe, die durch Ertragssteigerungen hergestellt wurden.
- > Bioenergierohstoffe, die durch Effizienzsteigerung des Gesamtsystems hergestellt wurden, beispielsweise durch Integration von Zuckerrohr und Viehzucht.
- > Bioenergierohstoffe von ungenutzten Flächen mit niedrigem Kohlenstoffbestand und niedriger Biodiversität.
- > Bioenergie aus End-of-Life-Produkten (Abfälle, Rückstände), die üblicherweise entsorgt werden müssten und keine alternative Nutzung in dieser Region haben.

Die letzten beiden Möglichkeiten spiegeln dabei die Strategie wider, Biomasse auf Flächen zu produzieren, die nicht in Flächenkonkurrenz mit der gegenwärtigen agrarischen Nutzung stehen, sodass indirekte Landnutzungsänderungen möglichst minimiert werden (Fehrenbach et al. 2008; Fritsche et al. 2004). Es muss dabei aber in Kauf genommen werden, dass damit u.U. nur marginale Potenziale realisiert werden. Solange diese Ansätze im Nischenbereich bleiben, ist die Wirkung auf die Großtrends bei Landnutzungskonflikten sehr klein.

Konzepte und Instrumente zur Förderung der Nachhaltigkeit der Biomasseproduktion

4.

Bei der Produktion der Biomasse, die die Rohstoffgrundlage der Produktion mithilfe der IBT bildet, können offensichtlich verschiedene Nutzungskonkurrenzen zu andern Formen und Zwecken der Landnutzung auftreten, die konfliktträchtig sind. Daher liegt es nahe, nach Ansatzpunkten und Instrumenten für die politische Regulierung zu fragen. Dabei muss grundsätzlich damit umgegangen werden, dass aufgrund der global vernetzten Märkte für nachwachsende Rohstoffe eine globale Steuerung notwendig wäre, aber nur eingeschränkt realistisch ist. Grundsätzlich sind zwei Wege denkbar, mit den potenziellen Nutzungskonkurrenzen und -konflikten umzugehen: Die mengenmäßige Steuerung



bzw. Einschränkung der Nutzung von Biomasse im stofflichen und energetischen Bereich sowie die möglichst nachhaltige Ausgestaltung des Anbaus. Gegenwärtig werden verschiedene Ansätze diskutiert: z.B. die mengenmäßige Einschränkung der Nutzung von landwirtschaftlichen Rohstoffen für die Produktion von Bioenergie bis hin zum Ausschluss dieser Nutzung. Aufgrund der beschränkten Anbaupotenziale liegt es nahe, langfristig eine hintereinander geschaltete, mehrfache Nutzung (sogenannte Kaskadennutzung) anzustreben. Der zunächst stofflichen Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen folgt hier anschließend ihre energetische Verwertung. Bei der Diskussion ist zu beachten, dass zumindest im Bereich der Bioenergieträger (Biokraftstoffe, Biogas, Energieholz) ein tatsächliches Verbot keine gangbare Option darstellt und aufgrund der Marktverhältnisse derzeit auch nicht erforderlich ist. Eher geht es darum, diese Art Biomassenutzung nicht weiter durch Quotenanrechnung, Steuervergünstigungen und Bonuszahlungen usw. zu fördern.

Die gezielte Förderung der Nutzung von Abfällen und Rückständen (Reststoffen). Hierbei ist zu beachten, dass durch die zwischenzeitlich massiven Förderabsichten der EU-Kommission (mittels Doppelt- und Vierfachtanrechnungen auf Biokraftstoffquoten) zwar positive Effekte in Richtung der Bioenergie vorangetrieben würden, jedoch gleichzeitig für die stofflich ausgerichtete Bioökonomie völlig gegenläufige Effekte hervorbrächte. Bei der Konkurrenz um die Reststoffe würde dadurch der Wettbewerb zu Lasten der stofflichen Nutzer erheblich verzerrt.

Der Anbau von Biomasse auf weniger ertragreichen und degradierten Flächen. Hierbei bestehen jedoch je nach genauer Flächenart ebenfalls starke Nutzungskonkurrenzen zu sonstigen Ansprüchen an Landnutzung, etwa Arten- und Biodiversitätsschutz etc.

Neben derartigen Ansätzen, die von einer politischen Mengensteuerung verschiedener Anbau- und Nutzungsarten von Biomasse mittels unterschiedlicher Instrumente ausgehen, existiert als weiterer, stärker dezentraler und damit auch auf global vernetzten Märkten anwendbarer Ansatz die Zertifizierung von Biomasseprodukten.

Zertifizierungssysteme für die Produktion und Anwendung von Biomasse

4.1

Die Zertifizierung der Biomasseproduktion stellt ein etabliertes Instrument zur Förderung nachhaltiger Erzeugung von Biomasse dar. Ein besonderer Vorteil besteht darin, dass dieses Instrument sich gut im Rahmen von globalen Rohstoffmärkten anwenden lässt.



VI. Biomasse: Landnutzungskonflikte, Umwelt und Nachhaltigkeit

System	Anwendungsbereich/Entstehungszusammenhang
2BSvs (Biomass Biofuels Sustainability voluntary scheme)	für Biokraftstoffe; entstanden aus Initiative französischer Unternehmen, als Prüfinstanz ausschließlich Bureau Veritas einbezogen
RBSA (Abengoa RED Bioenergy Sustainability Assurance)	für Ethanol; entstanden aus Initiative des Unternehmens Abengoa; rein industriintern (konzernintern), keine Drittpartei einbezogen
Greenenergy (Brazilian Bioethanol verification programme)	für Zuckerrohr(ethanol); gegründet vom UK Energiehändler Greenenergy fokussiert auf brasilianisches Zuckerrohrethanol
ENSUS voluntary Scheme under RED	für Ethanol; gegründet vom britischen Ethanolverband ENSUS; rein industriintern, keine Drittpartei einbezogen
Red Tractor (Red Tractor Farm Assurance Combinable Crops and Sugar Beet Scheme)	für Getreide und Zuckerrübe; britisches regionale System für Zertifizierungen in der Landwirtschaft
SQC (Scottish Quality Farm Assured Combinable Crops)	für Getreide und Zuckerrübe; schottisches regionale System für Zertifizierungen in der Landwirtschaft
RedCert	für Biokraftstoffe; gegründet von Branchenvertretern in Deutschland
NTA 8080	für Bioenergieträger aller Art; nationale niederländische Norm
RSPO RED (Roundtable on Sustainable Palm Oil RED)	für Palmöl; entstanden aus Initiative der Palmöl-Produktkette, hier RED-kompatible Spezialvariante des allgemeinen RSPO-Systems
Biograce	XLS-basiertes Rechentool für RED-kompatible Treibhausgasberechnungen
HVO Renewable Diesel Scheme for Verification of Compliance with the RED sustainability criteria for biofuels	für hydrierfähige und hydrierte Biomasse; keine weiteren Informationen verfügbar

Quelle: ifeu 2014b

Die EU-Kommission hat bis heute 15 Zertifizierungssysteme für den Nachweis der Nachhaltigkeitsanforderungen der RED (Artikel 17 bis 19) anerkannt (Tab VI.1). Darunter befinden sich Systeme mit sehr unterschiedlichen Entstehungsgeschichten und Herangehensweisen an die Zertifizierung. Grob und ohne Anspruch auf Vollständigkeit lassen sie sich einteilen in (Tab. VI.1):

- > global und vielseitig anwendbare Systeme, häufig mit breitem Multistakeholderbezug (z. B. RSB, ISCC),

4. Konzepte zur Förderung der Nachhaltigkeit der Biomasseproduktion



- › rohstoffspezifische Systeme mit breitem Multistakeholderbezug (z. B. Bonsucro, RTRS, RSPO),
- › produktspezifische, konzernbezogene oder auf nationale Wirtschaftsinitiativen gegründete Systeme (z. B. 2BvS, RBSA, Ensus, Red Tractor, SQC).

Die Zertifizierungssysteme »Roundtable for Sustainable Biomaterials« (RSB) und »International Sustainability & Carbon Accounting« (ISCC) sind sehr ambitioniert und gehen über die Mindestanforderungen der RED hinaus. Unter anderem bieten sie auch die Zertifizierung für stofflich genutzte Biomasse an, z. B. ISCC bietet als ISCCplus die Zertifizierung von Joghurtbechern aus PLA. Anders als alle übrigen Systeme enthalten RSB und ISCC auch Elemente, um Konflikte mit der Nahrungsmittelproduktion zu bewerten bzw. möglichst zu vermeiden.¹⁰²

Auch eine Bewertung, die der WWF (2013) für alle 15 von der EU-Kommission anerkannten Systeme unter der RED durchgeführt hat, führt zum Ergebnis, dass RSB und ISCC in die Spitzengruppe gehören. Dabei wurden folgende Kriterien angesetzt: gute Praxis der Zertifizierung (v. a. Beachtung des Code of Good Practice der ISEAL-Allianz¹⁰³), Transparenz (Prüfung durch Drittpartei), Stakeholderbeteiligung sowie Good Governance. Wie in Abbildung VI.4 zusammengefasst ist, kommt es zu erheblichen Unterschieden zwischen den Systemen.

Weitere Zertifizierungsansätze

In Deutschland gibt es zudem die »Initiative Nachhaltige Rohstoffbereitstellung für die stoffliche Biomassenutzung INRO¹⁰⁴ mit dem Ziel, den Weg zur freiwilligen Zertifizierung nachwachsender Rohstoffe zu ebnen. Dazu hat INRO eine Tabelle der einzuhaltenden Nachhaltigkeitskriterien verabschiedet. INRO hat zudem »Kriterien für ein gutes Zertifizierungssystem« entwickelt, um den betroffenen Unternehmen Anhaltspunkte bei der Auswahl ihres Zertifizierungssystems zu vermitteln und zugleich den Zertifizierungssystemen Anregungen zur Weiterentwicklung zu geben.

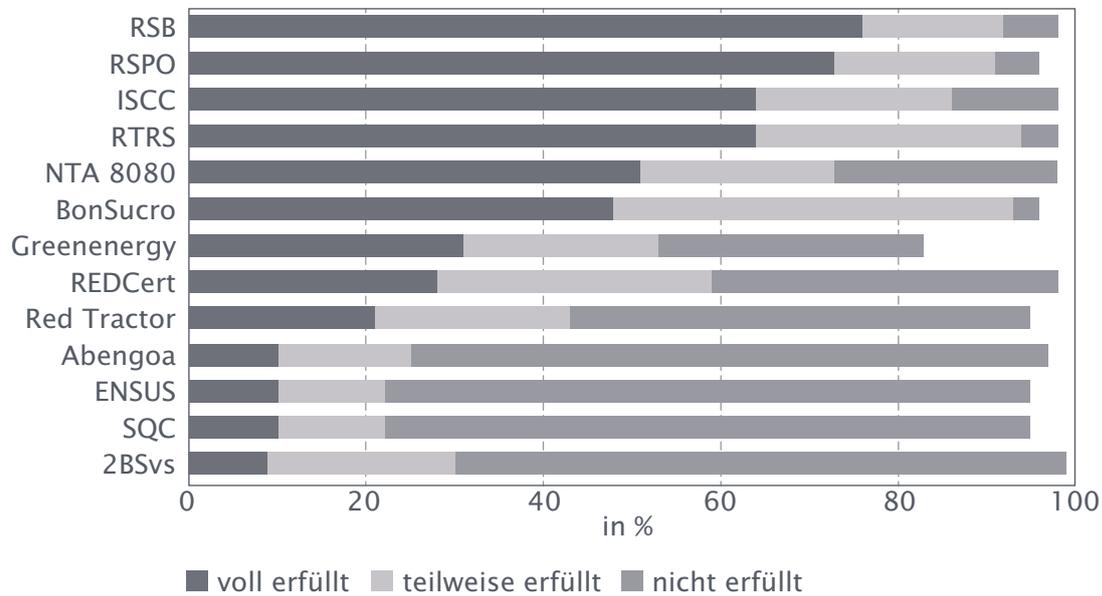
102 In das RSB-System ist z. B. das LIIB-Konzept (Kap. VI.3) integriert, wodurch ein Nachweis geringer bis keiner Nutzungskonkurrenz ermöglicht wird. Außerdem widmet RSB dem Thema ein ganzes »Prinzip« (6. Local Food Security) und bietet dem Nutzer spezielle »RSB Food Security Guidelines« als Tool an (RSB 2012). ISCC verlangt im Rahmen des »Prinzips Nr. 4«: »Die Erzeugung von Biomasse wirkt sich nicht nachteilig auf die Verfügbarkeit von Lebensmitteln aus« (www.iscc-system.org/zertifizierungsprozess/iscc-systemdokumente/ [22.1.2016]). Wie dies in der Praxis der Zertifizierung konkret nachgeprüft werden soll, ist jedoch weitgehend unklar.

103 www.isealliance.org/our-work/defining-credibility/codes-of-good-practice (22.1.2016)

104 www.inro-biomasse.de



Abb. VI.4 Vergleichende Analyse von anerkannten Zertifizierungssystemen nach dem »Certification Assessment Tool« (CAT) des ISEAL



Die Angaben beziehen sich auf die Anzahl der erfüllten bzw. nichterfüllten Kriterien.

Quelle: Fehrenbach (2014) auf Basis von Daten aus WWF (2013).

Auf EU-Ebene wird eine europäische Norm erarbeitet (CEN TC 411), die u. a. einen horizontalen Standard zu Nachhaltigkeitskriterien für die stoffliche Nutzung von Biomasse umfasst. Der Standard formuliert jedoch nur Dokumentationspflichten und keine konkret zu erfüllenden Anforderungen, wie sie bei Zertifizierungssystemen gesetzt werden. Deshalb ist zweifelhaft, ob die CEN-Norm einen nennenswerten Beitrag zur Sicherung der Nachhaltigkeit der stofflichen Biomassenutzung leisten wird.

Einschätzung des Zertifizierungsansatzes

Die Zertifizierung von Biomasse bzw. der aus Biomasse hergestellten Produkte ist die gegenwärtig am meisten verbreitete Vorgehensweise zum Nachweis bestimmter Produktions- bzw. Produkteigenschaften. Dennoch sind ihr verschiedene Grenzen gesetzt, sodass sich bestimmte Ziele und Anforderungen mit dem Instrument der Zertifizierung nicht erreichen lassen: Zunächst kann Zertifizierung durch nachlässige oder vorsätzliche falsche Handlungen konterkariert werden. Dies kann durch Kontrollmechanismen nur bedingt abgefangen werden. Systembedingte Probleme in Ländern der Anwendung (z. B. starke systemische Armut, Korruption, fehlende Good Governance und Rechtsstaatlichkeit)

bergen auch für den Erfolg von Zertifizierung hohe Risiken (Fehrenbach et al. 2008). Schließlich muss eine entsprechende Nachfrage nach zertifizierten Produkten gegeben sein oder über entsprechende Regulierung erzeugt werden, da in der Regel von höheren Erzeugerpreisen zertifizierter nachhaltig angebaute Produkte auszugehen ist.

Bereits zuvor wurden die grundsätzlichen Ansatzpunkte beschrieben, deren Förderung die zusätzliche biotechnologische Nutzung von Biomasse (für stoffliche wie für energetische Zwecke) als stärker oder schwächer nachhaltig erscheinen lässt. Der zentrale Aspekt liegt in dem aus der Nutzungskonkurrenz um Agrarland entstehenden Konfliktpotenzial zur Nahrungs-, Futtermittel- und Bioenergieproduktion, sowie dem Schutz von Arten, Biodiversität und natürlichen Ökosystemen, die durch intensive bzw. industriell betriebene Landwirtschaft beeinträchtigt werden.

Im Folgenden sollen einige Grundansätze zur Vermeidung oder Abmilderung dieser Nutzungskonkurrenzen eingehender betrachtet werden.

Nutzung von Abfällen und Reststoffen

4.2

Die »einfachen« Lösungen beziehen sich auf die Vermeidung von (Flächen-) Nutzungskonkurrenzen und setzen dabei hauptsächlich auf die Verwendung von Abfällen und Reststoffen. Damit wird die Problematik jedoch nur in dem Umfang gelöst, in welchem derartige Abfälle und Reststoffe »konkurrenzlos« zur Verfügung stehen. Das bedeutet, dass sie bislang keine nennenswert höherwertige Nutzung erfahren¹⁰⁵ und der Reststoff quasi zum ökologischen »Nulltarif« zu erhalten ist, d.h. durch die stoffliche Nutzung des Reststoffs keine anderweitigen ökologischen Nachteile entstehen.¹⁰⁶

Große Potenziale werden der sogenannten Kaskadennutzung zugeschrieben (z. B. Bioökonomierat 2013; BMEL 2014). Hierunter ist zu verstehen, dass Rohstoffe nicht gleich energetisch genutzt werden, sondern erst nach einer stofflichen Nutzung (in möglichst mehrfacher Folge). Hier wird die Praxis beweisen müssen, ob das theoretisch überzeugende Konzept trägt und nennenswert in den Stoffstromflüssen Relevanz gewinnen kann. Dies wird u. a. in einem laufenden Projekt des Umweltbundesamtes untersucht.¹⁰⁷

105 Ein Gegenbeispiel stellen gebrauchte Pflanzenöle oder Tierfette dar, für die bereits stoffliche Nutzungen etabliert sind.

106 Ein Gegenbeispiel ist Stroh, durch dessen verstärkte Entnahme dem Acker zusätzlich Nährstoffe entzogen werden und die Humusbilanz verschlechtert wird.

107 <https://biomassekaskaden.de>

Nutzung von zuvor ungenutztem Land

4.3

Deutlich problematischer als Lösungsansatz erscheint die Nutzung von zuvor »ungenutztem« Land. Hier ist zu fragen, um welche Art von Land es sich genau handelt und warum es als ungenutzt betrachtet wird. Häufig – und gerade in ärmeren Entwicklungsländern – ist es häufig so, dass die lokale Bevölkerung eine Form der extensiven landwirtschaftliche Bewirtschaftung betreibt, die im Lichte einer möglichen Investition fälschlicherweise als »Nichtnutzung« eingestuft und ignoriert wird. Es ist deshalb grundsätzlich zu fordern, dass die lokale Bevölkerung explizit in die Entscheidungsprozesse der Umnutzung einbezogen wird, um negative Folgen zu minimieren¹⁰⁸ bzw. mögliche positive Folgen solcher Investitionen zu realisieren.

Tatsächlich gibt es Beispiele, besonders in Osteuropa (Bulgarien, Rumänien, Ukraine), wo aufgrund der radikalen Umbrüche in der Landnutzungsstruktur – von den aufgelösten agrarischen Großeinrichtungen vielfach hin zu aufgegebener Nutzung – altes und ertragreiches Agrarland zurück in die landwirtschaftliche Nutzung gebracht werden kann. Die Frage ist, welche Potenziale hier konkret vorliegen. Werden bei der Erhebung dieser Potenziale und deren Umsetzung die Perspektiven der betroffenen Bevölkerung einbezogen, könnten hier u. U. nennenswerte Ressourcen in nachhaltiger Weise mobilisiert werden.

Ertragssteigerungen in der Landwirtschaft

4.4

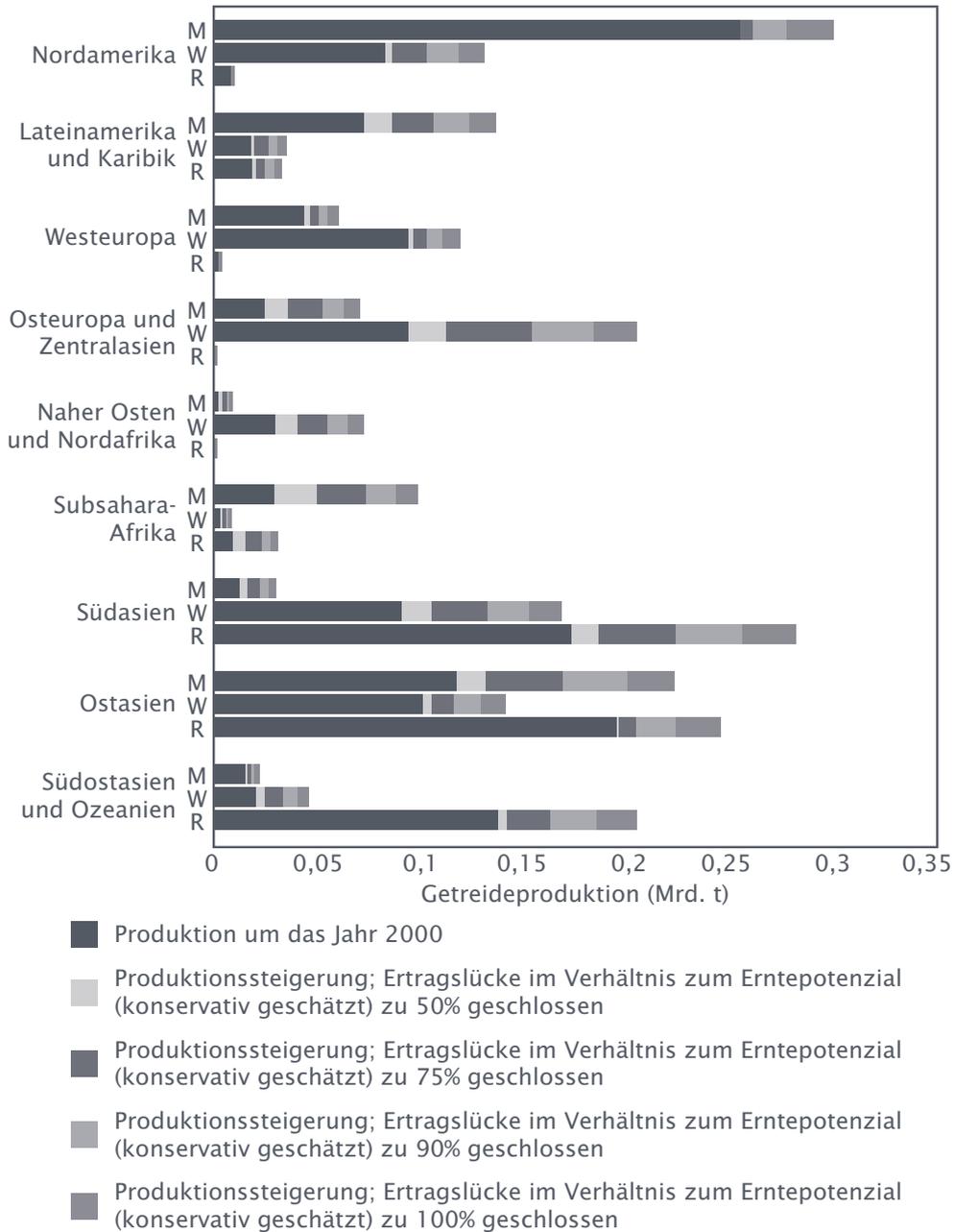
Diese Überlegungen führen letzten Endes zu der Frage, ob sich die landwirtschaftliche Produktion in der Breite zu insgesamt höheren Erträgen führen lässt, ohne die Bodenfruchtbarkeit zu reduzieren und andere negative Effekte auf die Umweltsysteme auszulösen. Die dahinterliegende Hoffnung besteht darin, dadurch den steigenden Nahrungsmittelbedarf (inklusive des globalen Trends zu mehr Fleischkonsum) zu befriedigen und dabei gleichzeitig auch nachwachsende Rohstoffe für die Bioenergie und Biotechnologie in ausreichender Menge bereitzustellen. Diese weitreichende Frage kann hier nur angerissen werden:

Globale Analysen zeigen Potenziale im Hinblick auf sogenannte Ertragslücken (»yield gaps«) und ineffiziente Nutzung von Stickstoffdünger. Mueller et al. (2012) zeigen auf, dass für Weizen in Osteuropa und Südasien deutlich höhere Erträge erreichbar wären, während die Potenziale zur weiteren Ertragssteigerung in Europa und Nordamerika bereits sehr viel stärker ausgeschöpft sind (Abb. VI.5).

108 Solche Investitionsprojekte werden dann in der öffentlichen Diskussion teilweise als »Landgrabbing« bezeichnet.

Abb. VI.5

Weltweite Produktion von Mais, Weizen und Reis, tatsächliche und potenziell erzielbare Erträge



M = Mais; W = Weizen; R = Reis

Quelle: nach Mueller et al. 2012

In Europa und Nordamerika sind nur rund 60% der eingesetzten Stickstoffdüngemittelmengen ertragswirksam (Mueller et al. 2012). Durch vermehrte Dün-



gung lassen sich Erträge in der Regel nicht mehr steigern. Gleichzeitig stellen diese Überschüsse Ineffizienzen dar und schlagen sich in Treibhausgasemissionen, Versauerung und Eutrophierung von Gewässern und in Biodiversitätsverlust nieder. In anderen Regionen der Welt hingegen besteht eine erhebliche Unterdeckung gegenüber der optimalen Versorgung mit Stickstoff, um die erzielbaren Erträge auch zu realisieren.

Diese global identifizierbaren »Lücken« und »Ineffizienzen« lassen sich jedoch in der Praxis sehr schlecht in einen »optimalen« Zielzustand überführen und schon gar nicht mit einfachen Maßnahmen. Gute Praxisbeispiele, die in nachhaltiger Weise den steigenden Bedarf an Nahrungsmitteln und die zusätzliche Nachfrage nach biobasierten Rohstoffen decken, mögen in Einzelfällen vorliegen. Um die teilweise konkurrierenden Ziele insgesamt zu erreichen, bedarf es jedoch großer Anstrengungen.

Ob es am Ende reichen wird, ist dennoch unsicher. Nach Ray et al. (2013) ist mit optimistischen Annahmen hinsichtlich der möglichen Ertragssteigerungen (2,4% jährliche Zunahme) eine Verdopplung der landwirtschaftlichen Erträge bis zum Jahr 2050 gegenüber 2008 zwar möglich, aber selbst das würde den Gesamtbedarf an Nahrungsmitteln und Rohstoffen für Bioenergie und Biotechnologie dann voraussichtlich nicht decken. Dies gilt auch ohne zusätzliche Inanspruchnahme von biobasierten Ressourcen für den Non-Food-Bereich.

Fazit

5.

Die Frage nach den Potenzialen für die (nachhaltige) Produktion von Biomasse ist entscheidend dafür, in welchem Umfang die IBT zur Vision einer auf nachwachsenden Rohstoffen basierenden Bioökonomie beitragen kann. Zu dieser Frage liegen zahlreiche Studien vor, die zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen kommen. Was die Anbaufläche in Deutschland betrifft, so werden ausgehend von den derzeitigen 2,3 Mio. ha (wovon heute etwa 12% für Industrierohstoffe genutzt werden) nach der Mehrzahl der Studien bis in die Jahre 2020 und 2030 zwischen 3 und 5 Mio. ha an verfügbarer Ackerfläche jenseits der Nahrungs- und Futtermittelproduktion erwartet. Würde man diese Fläche für die Erzeugung von Rohstoffen für die stoffliche Verwertung zur Verfügung stellen, könnte bei ausschließlicher Nutzung knapp der gegenwärtige Ethylenbedarf der Industrie in Deutschland abgedeckt werden. Diese Potenzialabschätzungen sind jedoch – wie die großen Bandbreiten der verschiedenen Arbeiten zeigen – grundsätzlich mit Vorsicht zu betrachten.

Welche Märkte tatsächlich bedient und welche Nutzungsweisen für agrarische Erzeugnisse verdrängt werden, bestimmen letztendlich die globalen Märkte, die jedoch wesentlich durch die Fördersysteme der Politik beeinflusst wer-

den. Das Thema der Nutzungskonkurrenz von landwirtschaftlich nutzbaren Flächen gilt dabei als eines der schwierigsten Probleme für den Bioenergiesektor. Da von allen Seiten auf die gleichen Rohstoffe zurückgegriffen wird, betrifft dieses Problem auch die Nutzung in der IBT.

Eine dezentrale Herangehensweise an das Problem, die nicht die vollständige Betrachtung aller Märkte im Zusammenhang erfordert, bietet für alle direkten Effekte das bereits etablierte Instrument der Zertifizierung. Die bestehenden Zertifizierungssysteme liegen jedoch in Qualität und ihren Ansprüchen weit auseinander. Nur anspruchsvolle Systeme, wie beispielsweise RSB und ISCC, sind wirklich zielführend, haben das Potenzial, bei Kunden und der kritischen Zivilgesellschaft entsprechende Glaubwürdigkeit zu erlangen, und ermöglichen hauptsächlich die Anwendung für die stoffliche Nutzung von Biomasse. Für die Zertifizierung von Biomasse als Lösungsansatz gilt jedoch allgemein, dass über eine sich ggf. selbst einstellende Nachfrage nach zertifizierten nachwachsenden Rohstoffen hinaus erst durch politische Regulierung (etwa Förderbedingungen) das volle Potenzial von Zertifizierungslösungen ausgeschöpft werden kann. Denn bei gleichen Rahmenbedingungen werden zertifizierte, d.h. nachhaltig hergestellte nachwachsende Rohstoffe immer einen Preisnachteil gegenüber nichtzertifizierten Produkten haben.

Die Frage der Nachhaltigkeit der biotechnologischen Nutzung von Biomasse ist fundamental mit der grundsätzlichen Notwendigkeit einer nachhaltigen Bewirtschaftung der zur Verfügung stehenden begrenzten Flächen, insbesondere auch für die Nahrungsmittelproduktion für eine noch immer wachsende Weltbevölkerung, verbunden. Deshalb kann ein einzelner Sektor (Energiewirtschaft, chemische Grundstoffindustrie etc.) darin nie ohne Blick auf den Gesamtzusammenhang betrachtet werden. Da umgekehrt die »globale Patentlösung« fehlt und die »richtigen« Lösungsansätze heute noch immer theoretisch (wenn nicht hypothetisch) klingen, sind gute Einzelbeispiele aus der Praxis von großer Wichtigkeit, sofern sie konkrete Wege für die Lösungsansätze zeigen, und zwar für

- > Ertragssteigerungen ohne zusätzliche negative Effekte auf die langfristige Bodenfruchtbarkeit sowie andere Umweltmedien und soziale Verwerfungen,
- > Nutzung von vormals ungenutztem Land, ohne negative Folgen für die Biodiversität wie auch ohne Ignoranz gegenüber bereits bestehenden extensiven Nutzungen,
- > Steigerung der Effizienz bei der Nutzung von Reststoffen, vor allem unter Beachtung von bereits bestehenden Nutzungen und mit zunehmender Umsetzung des Prinzips der Kaskadennutzung.

Die Politik in Deutschland und der EU hat zu diesen Lösungsansätzen bisher grundsätzliche Leitprinzipien formuliert. Völlig offen ist jedoch gegenwärtig, wie und mit welchen Instrumenten diese umzusetzen sind.



Der vorliegende Bericht beschäftigt sich mit Aspekten der Nachhaltigkeit eines relativ jungen Technologiefeldes, der industriellen Biotechnologie, der im Rahmen der angestrebten Transformation der gegenwärtigen Wirtschaft hin zu einer Bioökonomie eine hohe Relevanz beigemessen wird. Ein wesentlicher Grund dafür ist, dass durch die IBT der Aufschluss nachwachsender Rohstoffe für stoffliche Nutzung in großem Umfang möglich wird. Besonders der intensive Anbau dieser nachwachsenden Rohstoffe ist jedoch gleichzeitig mit einer Reihe von Problemen verbunden. So zeigen die ausgewerteten Querschnittstudien zu Umweltwirkungen und relativen Nachhaltigkeitsbeiträgen von Produkten der IBT zwar insgesamt gewisse Vorteile gegenüber konventionell hergestellten Produkten auf (insbesondere im Hinblick auf Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen). Diese werden jedoch oft durch Nachteile im Hinblick auf andere Umweltwirkungen (Eutrophierung, Bodenversauerung, stratosphärischer Ozonabbau), die im Zusammenhang mit dem Anbau der Biomasse stehen, relativiert. Auch erhoffte Vorteile bei der Entsorgung von bioabbaubaren Kunststoffen haben sich bisher nicht eingestellt. Es muss daher festgestellt werden, dass gegenwärtig auf der Ebene einzelner Produkte und Prozesse keine substantiellen generellen Vorteile bestehen, die eine massive Ausweitung biotechnologischer Produktion durch direkte politische Förderung rechtfertigen würden. Gleichzeitig bestehen nach gegenwärtigem Stand jedoch auch keine gravierenden Nachteile, wie beispielsweise Sicherheitsrisiken.

Verfahren und Produkte der IBT entwickeln sich in einem Marktumfeld und konkurrieren auf der Rohstoff- und Produktseite mit herkömmlichen, d. h. fossilbasierten und konventionell hergestellten Produkten. Technologien und Verfahren, die sich als besonders rohstoff- oder energieeffizient erweisen, die neue Produkte hervorbringen oder die bisher ungenutzte Rohstoffe zu erwünschten Produkten verarbeiten können, haben grundsätzlich gute Chancen, sich auf den jeweiligen Märkten durchzusetzen und zu etablieren. Die durch diese Marktkräfte gegebene Selbstselektion erscheint sinnvoll, weil sie dazu führt, dass sich Verfahren und Produkte der IBT dort durchsetzen, wo sie Effizienzvorteile aufweisen. Die im Bericht untersuchten Beispiele (Futter- und enzymhaltige Waschmittel) stützen diese Einschätzung.¹⁰⁹

109 Umgekehrt können massive Markteingriffe ohne entsprechend gesichertes Wissen über die Umwelt- und Nachhaltigkeitseffekte kontraproduktiv sein. In diesem Zusammenhang wird die massive Förderung der Herstellung von Biokraftstoffen der ersten Generation heute als kritisch bewertet. Sie hat sich nicht bewährt und kann als Negativbeispiel dienen, wenn zu früh die großskalige Anwendung einer Technologie mit massiven Eingriffen in die Marktgefüge gefördert wird. An diesem Beispiel zeigt sich, dass Hoffnungen, die auf Frühphasen einer Technologie beruhen, trügerisch sein können.



Ausgehend von dem Grundprinzip der Selbstselektion können dennoch einige Handlungsfelder für nachhaltigkeitsfördernde Politikmaßnahmen benannt werden.

Förderung von Forschung und Entwicklung **1.**

Auch wenn gegenwärtig viele Produkte der IBT bezüglich ihrer Umweltwirkungen im Vergleich zu fossilbasierten und konventionell hergestellten Vergleichsprodukten (noch) nicht uneingeschränkt positiv abschneiden, besteht doch kaum Zweifel daran, dass die IBT eine Schlüsseltechnologie bei der Realisierung einer Bioökonomie darstellt. Es ist damit sehr wahrscheinlich, dass die Entwicklung, Weiterentwicklung und Erprobung von Verfahren der IBT im Sinne der Generierung von Optionen für die Entwicklung der Wirtschaft hin zu einer Bioökonomie sinnvoll, im Sinne der Nachhaltigkeit wünschenswert und langfristig wohlfahrtssteigernd sind. Da die Forschung und Entwicklung im Bereich der IBT öffentliche Güter in Form von handlungsrelevantem Wissen produziert, ist die Beibehaltung bzw. sogar Ausweitung der staatlichen Förderung von Forschungsaktivitäten und Pilotanlagen sinnvoll, beispielweise durch gezielte Maßnahmen der Forschungs- oder Technologieförderung. Hierbei sind zwei Aspekte wichtig:

Die Frage des nachhaltigen Anbaus und der Bereitstellung von Biomasse als Hauptrohstoff für Prozesse und Produkte der IBT hat sich als entscheidender Faktor im Hinblick darauf herausgestellt, ob und wie weit die IBT einen wesentlichen Beitrag zu einer nachhaltigen Industriegesellschaft leisten kann. Besonders problematisch sind hier die Nutzungskonkurrenzen bzw. -konflikte um die Ressource Land sowie nachteiligen Umweltwirkungen durch den intensivlandwirtschaftlichen Anbau der nachwachsenden Rohstoffe. Es handelt sich hier um ein Grundproblem, mit dem die Vision einer Bioökonomie konfrontiert ist. Auch wenn diese Problematik vermutlich nicht durch die IBT gelöst werden kann, ist es im Sinne der Abschwächung der Problematik besonders wünschenswert, solche (bio)technologischen Verfahren zu entwickeln, die auch andere als klassisch landwirtschaftlich erzeugte nachwachsenden (beispielsweise Algen o. Ä.) Rohstoffe verarbeiten können.

Bei der Auswertung von Analysen hinsichtlich der Umweltwirkungen biotechnologischer Verfahren und Produkte hat sich immer wieder eine mangelnde Verfügbarkeit von Daten herausgestellt. Auch hierbei handelt es sich um ein Grundproblem, das mehrere Ursachen hat (junge Technologie, proprietäre Daten etc.) und kaum grundsätzlich lösbar ist. Dennoch kann bei der Ausgestaltung von Fördermaßnahmen besonderer Wert darauf gelegt werden, dass Daten hinsichtlich einer breiten Palette von Wirkungskategorien erhoben und möglichst weitgehend öffentlich zugänglich gemacht werden.

Nachhaltiger Anbau der Biomasse

2.

Die Forderung nach einem nachhaltigen Anbau der Biomasse ist zentral für die Gesamtbilanz der IBT im Hinblick auf Nachhaltigkeit. Gleichzeitig wird aber bereits aus groben Mengenabschätzungen deutlich, dass auf der Nutzung von Biomasse beruhende Verfahren der IBT unter Beibehaltung der sonstigen Rahmenbedingungen allein nicht hinreichend sein werden, um eine nachhaltige Wirtschaftsweise zu erreichen, da die Biomasse gegenwärtig nicht ausreichend in nachhaltiger Weise angebaut werden kann. Trade-offs zu anderen Umweltindikatoren und Landnutzungskonkurrenzen sind hier kritisch und werden immer kritischer, je größer die Mengenanteile werden. Auch dieses grundlegende Problem wird sich kaum vollständig lösen lassen. Es kann und sollte jedoch darauf hingearbeitet werden, dass der Biomasseanbau möglichst umweltfreundlich erfolgt.

Es wurde bereits darauf hingewiesen, dass der nachwachsende Rohstoff Biomasse auf globalen Märkten gehandelt wird. Die Nutzungskonkurrenz in Bezug auf die landwirtschaftlich nutzbaren Flächen zwischen Nahrungsmittelproduktion und energetischer sowie stofflicher Nutzung von Biomasse ist daher weltweit brisant, vor allem da die Nahrungsmittelproduktion aus ethischer Perspektive einen besonderen Stellenwert besitzt. Dazu kommt, dass mengenmäßig signifikante Beiträge zur stofflichen Rohstoffbasis der Industrieländer im Sinne einer Bioökonomie nur dann zu erzielen sind, wenn weltweit massive Nutzungsverschiebungen stattfinden. Hier ist eine hohe ethische und politische Sprengkraft gegeben. Weder scheint eine Abschottung der globalen Handelsströme in Bezug auf nachwachsende Rohstoffen realistisch und wünschenswert, noch kann alles dem freien Spiel der Märkte überlassen werden, weil ansonsten die Gefahr besteht, Landnutzungskonflikte in außereuropäische Länder auszulagern. Zur Lösung dieser Probleme müssen langfristige Strategien entwickelt werden, welche die Ernährungssouveränität und Biodiversität nicht gefährden, die flexibel auf Störungen reagieren können und die »planetarischen Leitplanken« (Rockström et al. 2009; WBGU 2014) einhalten.

Eine dezentrale Herangehensweise an das Problem der möglichst nachhaltigen Bereitstellung von Biomasse und gleichzeitig der Entschärfung von Landnutzungskonflikten, die mit globalen Handelsverflechtungen vereinbar ist, bietet das bereits bestehende Instrument der Zertifizierung. Wird die Nutzung nachwachsender Rohstoffe für stoffliche Nutzung gefördert, so ist es möglich und wichtig, über entsprechende Förderbedingungen analog zur energetischen Nutzung (z. B. im Rahmen der Richtlinie 2009/28/EG [Renewable Energy Directive]) eine Zertifizierung der Biomasseherstellung zu fordern. Denn nur so können international Rahmenbedingungen geschaffen werden, unter denen nachhaltig hergestellte nachwachsende Rohstoffe, die fast immer einen Preisnachteil



gegenüber nicht zertifizierten Produkten haben, konkurrenzfähig sind. Die bestehenden Zertifizierungssysteme liegen jedoch in Qualität und ihren Ansprüchen weit auseinander (Kap. VI.4.1). Hier ist wünschenswert, dass nur anspruchsvolle Systeme gefördert werden, denn nur dadurch kann ein wirklicher Nachhaltigkeitsbeitrag erreicht werden.

Mehrfachnutzung von Biomasse

3.

Es bestehen direkte Nutzungskonkurrenzen zwischen stofflicher Nutzung von Biomasse im Rahmen von Prozessen und Produkten der IBT und deren energetischer Verwertung, etwa im Bereich der Bioenergie oder von Biokraftstoffen. Potenzialabschätzungen machen deutlich, dass diese Nutzungskonkurrenzen kurz- und mittelfristig kaum vermeidbar sind. Es erscheint daher naheliegend, langfristig Systeme zu entwickeln und zu etablieren, die eine Mehrfachnutzung der nachwachsenden Rohstoffe ermöglichen. Denkbar ist zunächst eine – ggf. mehrfache – stoffliche Nutzung der Biomasse (Beispiel Biokunststoffe) und eine anschließende energetische Verwertung (sogenannte Kaskadennutzung). Dies setzt entsprechende Sammel- und Recyclingsysteme voraus, die grundsätzlich bereits bestehen. Verfolgt man diesen Ansatz, ist ein Vorrang bei der Förderung der stofflichen Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen gegenüber deren direkter energetischer Verwertung folgerichtig.

Sicherheit der industriellen Biotechnologie

4.

Es besteht eine positive Grundeinschätzung zur Biosicherheit der IBT, was zum einen auf die Prozessführung in geschlossenen Systemen und zum anderen auf das umfangreiche bestehende Regelungsregime zurückzuführen ist. Insofern besteht nach gegenwärtigem Stand des Wissens hier kein grundsätzlicher Regelungsbedarf. Es hat sich jedoch gezeigt, dass denkbare potenzielle Risiken, die mit einem nicht vollständig ausschließbaren Austrag von GVO aus den geschlossenen Systemen, etwa durch Unfälle, verbunden sein könnten, im realweltlichen Zusammenhang bislang kaum wissenschaftlich untersucht worden sind. Hier ist zu prüfen, ob die systematische Erforschung derartiger potenzieller Risiken mit in die Forschungsförderung der IBT (Kap. VII.1) aufgenommen werden sollte.

Offensichtlich werden hauptsächlich in den USA, aber auch in anderen Ländern, Antibiotika zur Desinfektion biotechnologischer Anlagen verwendet, was in der Vergangenheit zu Verunreinigungen von Produkten und Nebenprodukten bei der biotechnologischen Produktion mit Antibiotikarückständen

4. Sicherheit der industriellen Biotechnologie



geführt hat. Beispiele sind als Futtermittel eingesetzte Nebenprodukte aus der biotechnologischen Produktion von Ethanol sowie Enzympräparate zur Futter- und Lebensmittelverarbeitung aus Indien (Kap. II.6). Es sollte durch entsprechende Aufmerksamkeit und ein angemessenes Kontrollregime dafür Sorge getragen werden, dass derartige Antibiotikarückstände nicht durch den Import von Futtermitteln oder Vorprodukten der Lebensmittelverarbeitung in die Nahrungskette gelangen können.





Literatur

- acatech (Deutsche Akademie der Technikwissenschaften e.V.) (Hg.) (2012): Perspektiven der Biotechnologie-Kommunikation. Kontroversen – Randbedingungen – Formate. acatech POSITION, Heidelberg
- Adrio, J.L.; Demain, A.L. (2014): Microbial enzymes: Tools for biotechnological processes. In: *Biomolecules* 4(1), S. 117–139
- AFP (2011): Kritik an Activia: Öko-Joghurtbecher soll Verbrauchertäuschung sein. ZEIT ONLINE vom 26.11.2011, www.zeit.de/wissen/umwelt/2011-07/activia-danone-verbrauchertaeuschung (22.1.2016)
- Åkerman, C.O.; Gaber, Y.; Ghani, N.A.; Lämsä, M.; Hatti-Kaul, R. (2011): Clean synthesis of biolubricants for low temperature applications using heterogeneous catalysts. In: *Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic* 72(3–4), S. 263–269
- Angerer, G. (2007): Zukunftsmarkt synthetische Biokraftstoffe: Fallstudie im Auftrag des Umweltbundesamtes im Rahmen des Forschungsprojektes Innovative Umweltpolitik in wichtigen Handlungsfeldern (Förderkennzeichen 206 14 132/05). Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau
- Annevelink, E.; van den Oever, M. (2010): D 2.3 – Collection of information on biorefinery research funding and research organisations (projects) – Task 2.3.2 outside Europe. Project no.: 241535 – FP7. Star-COLIBRI (Strategic targets for 2020 – collaboration initiative on biorefineries)
- Antranikian, G. (2006): Weiße Biotechnologie: Status quo und Zukunft. In: *Nachrichten aus der Chemie* 54(12), S. 1202–1206
- Arendorf, J.; Bojczuk, K.; Sims, E.; Menkveld, R.; Golsteijn, L.; Gaasbeek, A.; Boyano, A.; Medyna, G.; Kaps, R. (2014): Revision of European ecolabel criteria for laundry detergents. Preliminary report for the revision of ecological criteria for laundry detergents: Domestic and industrial and institutional. Joint Research Centre/Institute for Prospective Technological Studies, http://susproc.jrc.ec.europa.eu/detergents/docs/LD_Preliminary_Report.pdf (22.1.2016)
- BACAS (Royal Belgian Academy Council of Applied Science) (2004): Industrial biotechnology and sustainable chemistry. Brüssel, www.sustentabilidad.uai.edu.ar/pdf/tec/bacas_report_en.pdf (22.1.2016)
- Basketter, D.; Berg, N.; Broekhuizen, C.; Fieldsend, M.; Kirkwood, S.; Kluin, C.; Mathieu, S.; Rodriguez, C. (2012): Enzymes in cleaning products: An overview of toxicological properties and risk assessment/management. In: *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 64(1), S. 117–123
- Basketter, D.A.; Kruszewski, F.H.; Mathieu, S.; Kirchner, D.B.; Panepinto, A.; Fieldsend, M.; Siegert, V.; Barnes, F.; Bookstaff, R.; Simonsen, M.; Concoby, B. (2015): Managing the risk of occupational allergy in the enzyme detergent industry. In: *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 12(7), S. 431–437
- Baumgärtner, S. (2000): Ambivalent joint production and the natural environment. An economic and thermodynamic analysis. Heidelberg/New York
- Benoît, C.; Mazijn, B. (Hg.) (2009): Guidelines for social life cycle assessment of products. UNEP (United Nations Environment Programme), Paris
- Bessou, C.; Ferchaud, F.; Gabrielle, B.; Mary, B., (2011): Biofuels, greenhouse gases and climate change. A review. In: *Agronomy for Sustainable Development* 31(1), S. 1–79



- Bier, J.M.; Verbeek, C.J.R.; Lay, M.C. (2011): Life cycle assessments of bioplastics: Applications and issues. In: *The International Journal of Environmental, Cultural, Economic and Social Sustainability* 7(4), S. 145–158
- Biobased Products Working Group – Biotechnology Industry Organization (2010): Position Paper: Principles for the accounting of biogenic carbon in product carbon footprint (PCF) standards. In: *Industrial Biotechnology* 6(6), S. 318–320
- Bioökonomierat (2013): Bioökonomie-Politikempfehlungen für die 18. Legislaturperiode. www.biooekonomierat.de/fileadmin/Publikationen/empfehlungen/Politikempfehlungen.pdf (22.1.2016)
- Bioökonomierat (o.J.): Auf dem Weg zur biobasierten Wirtschaft. http://www.biooekonomierat.de/fileadmin/Publikationen/Sonstige/Der_Biooekonomierat.pdf (22.1.2016)
- biotechnologie.de (2014): Die deutsche Biotechnologie-Branche 2014. Daten & Fakten. Berlin, www.biotechnologie.de/BIO/Redaktion/PDF/de/umfrage/2014-umfrage_property=pdf,bereich=bio,sprache=de,rwb=true.pdf (22.1.2016)
- biotechnologie.de (2015): Die deutsche Biotechnologie-Branche 2015. Daten & Fakten. Berlin, www.biotechnologie.de/BIO/Redaktion/PDF/de/umfrage/2015-umfrage_property=pdf,%20bereich=bio,sprache=de,rwb=true.pdf (22.1.2016)
- Biber, A.; Heinzle, E. (2004): Environmental assessment in early process development. In: *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 79(6), S. 597–609
- Blaser, H.-U.; Schmidt, E. (Hg.) (2010): *Asymmetric catalysis on industrial scale: Challenges, approaches, and solutions*. Weinheim
- BMBF (Bundesministerium für Bildung und Forschung) (2006): *Die Hightech-Strategie für Deutschland*. Bonn/Berlin, www.fona.de/pdf/publikationen/die_hightech_strategie_fuer_deutschland.pdf (22.1.2016)
- BMBF (2010): *Nationale Forschungsstrategie BioÖkonomie 2030. Unser Weg zu einer bio-basierten Wirtschaft*. Berlin/Bonn, www.bmbf.de/pub/biooekonomie.pdf (22.1.2016)
- BMBF; BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2014): *Bioökonomie in Deutschland. Chancen für eine biobasierte und nachhaltige Zukunft*. Bonn/Berlin, www.bmbf.de/pub/Biooekonomie-in-Deutschland_001.pdf (22.1.2016)
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2009): *Aktionsplan der Bundesregierung zur stofflichen Nutzung nachwachsender Rohstoffe*. Berlin, www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/AktionsplanNaWaRo.pdf?__blob=publicationFile (22.1.2016)
- BMEL (2014): *Nationale Politikstrategie Bioökonomie. Nachwachsende Ressourcen und biotechnologische Verfahren als Basis für Ernährung, Industrie und Energie*. Bonn/Berlin, www.bmbf.de/files/BioOekonomiestrategie.pdf (22.1.2016)
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit); BMELV (2010): *Nationaler Biomasseaktionsplan für Deutschland. Beitrag der Biomasse für eine nachhaltige Energieversorgung*. Berlin, www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/BiomasseaktionsplanNational.pdf?__blob=publicationFile (22.1.2016)
- BMVBS (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung) (Hg.): (2010): *Globale und regionale Verteilung von Biomassepotenzialen. Status-quo und Möglichkeiten der Präzisierung*. BMVBS-Online-Publikation Nr. 27/2010, http://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/Veroeffentlichungen/BMVBS/Online/2010/DL_ON272010.pdf?__blob=publicationFile&v=2 (22.1.2016)

- Börjesson, P.; Tufvesson, L.M. (2011): Agricultural crop-based biofuels – resource efficiency and environmental performance including direct land use changes. In: *Journal of Cleaner Production* 19(2–3), S. 108–120
- Brandão, M.; Heath, G.; Cooper, J. (2012): What can meta-analyses tell us about the reliability of life cycle assessment for decision support? In: *Journal of Industrial Ecology* 16(Supplement s1), S. 3–7
- Braun, M.; Teichert, O.; Zweck, A. (2006): Biokatalyse in der industriellen Produktion: Fakten und Potenziale zur weißen Biotechnologie: Übersichtsstudie. Zukünftige Technologien Consulting, Düsseldorf
- Buchholz, K.; Kasche, V. (1997): Biokatalysatoren und Enzymtechnologie. Weinheim u. a. O.
- Buchholz, K.; Kasche, V.; Bornscheuer, U.T. (2012): Biocatalysts and enzyme technology. Weinheim
- Bug, T. (2010): German investments in industrial biotechnology. In: *Industrial Biotechnology* 6(5), S. 241–243
- Bundesregierung (2014): Roadmap Bioraffinerien: Im Rahmen der Aktionspläne der Bundesregierung zur stofflichen und energetischen Nutzung nachwachsender Rohstoffe. www.bmbf.de/pub/RoadmapBioraffinerien_2014_bf_1.pdf (22.1.2016)
- BVL (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit) (2008): Stellungnahme der Zentralen Kommission für die Biologische Sicherheit (ZKBS) zur Sicherheitsbewertung von Antibiotika-Resistenzgenen im Genom gentechnisch veränderter Pflanzen. Az.: 6790-10-62, www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/06_Gentechnik/ZKBS/01_Allgemeine_Stellungnahmen_deutsch/04_Pflanzen/Antibiotika_Resistenzgene_in_Pflanzen_2008.pdf?__blob=publicationFile&v=3 (22.1.2016)
- Caroll, K. (2014): Deadly chloramphenicol laces nutritional supplements and more. *GreenMedInfo* 7.1.2014, www.greenmedinfo.com/blog/deadly-chloramphenicol-laces-nutritional-supplements-and-more (22.1.2016)
- CDU/CSU; SPD (2008): Forschung und Entwicklung für die industrielle stoffliche Nutzung nachwachsender Rohstoffe in Deutschland bündeln und stärken. Antrag der Abgeordneten Axel E. Fischer ... und der Fraktionen CDU/CSU und SPD, Drucksache 16/9757, Deutscher Bundestag, Berlin
- Chauhan, M.; Chauhan, R.S.; Garlapati, V.K. (2013): Evaluation of a new lipase from *Staphylococcus* sp. for detergent additive capability. In: *Journal of Biomedicine and Biotechnology* 2013(2013), S. 1–6
- Chen, G.-Q.; Patel, M.K. (2011): Plastics derived from biological sources: Present and future: A technical and environmental review. In: *Chemical Reviews* 112(4), S. 2082–2099
- Cherubini, F.; Bird, N.D.; Cowie, A.; Jungmeier, G.; Schlamadinger, B.; Woess-Gallasch, S. (2009): Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. In: *Resources, Conservation and Recycling* 53(8), S. 434–447
- Cherubini, F.; Jungmeier, G. (2010): LCA of a biorefinery concept producing bioethanol, bioenergy, and chemicals from switchgrass. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15(1), S. 53–66
- Clever Consult BVBA (2010): The Knowledge Based Bio-Economy (KBBE) in Europe: Achievements and challenges. EWI Department of Economy, Science and Innovation – Flemish Government, European Commission, Brüssel, www.bio-economy.net/reports/files/KBBE_2020_BE_presidency.pdf (22.1.2016)



- Cok, B.; Tsiropoulos, I.; Roes, A.L.; Patel, M.K. (2014): Succinic acid production derived from carbohydrates: An energy and greenhouse gas assessment of a platform chemical toward a bio-based economy. In: *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 8(1), S. 16–29
- Compart, D.M.P.; Carlson, A.M.; Crawford, G.I.; Fink, R.C.; Diez-Gonzalez, F.; DiCostanzo, A.; Shurson, G.C. (2013): Presence and biological activity of antibiotics used in fuel ethanol and corn co-product production. In: *Journal of Animal Science* 91(5), S. 2395–2404
- Council of the European Union (Hg.) (2007): *En Route to the Knowledge-Based Bio-Economy*. Köln, www.bio-economy.net/reports/files/koln_paper.pdf (22.1.2016)
- Creutzig, F.S.; Kammen, D.M. (2009): The post-Copenhagen roadmap towards sustainability: Differentiated geographic approaches, integrated over goals. In: *Innovations: Technology, Governance, Globalization* 4(4), S. 301–321
- Curzons, A.D.; Jiménez-González, C.; Duncan, A.L.; Constable, D.J.C.; Cunningham, V.L. (2007): Fast life cycle assessment of synthetic chemistry (FLASC™) tool. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12(4), S. 272–280
- DBFZ (Deutsches Biomasseforschungszentrum GmbH) (2009): *Folienauszug zum Leipziger Biokraftstoff-Fachgespräch, September 2010, zur Verfügung gestellt durch Herrn Stefan Majer, DBFZ, Leipzig*
- DeFrancesco, L. (2014): Behind closed doors. In: *Nature Biotechnology* 32(6), S. 528–535
- Demain, A.L. (2007): The business of biotechnology. In: *Industrial Biotechnology* 3(3), S. 269–283
- Detzel, A.; Kauertz, B.; Derreza-Greeven, C.; Reinhardt, J.; Kunze, S.; Krüger, M.; Fehrenbach, H.; Volz, S. (2012): *Untersuchung der Umweltwirkungen von Verpackungen aus biologisch abbaubaren Kunststoffen*. Umweltbundesamt, Texte 52/2012, Dessau-Roßlau
- Detzel, A.; Krüger, M. (2006): *Life cycle assessment of polyactide (PLA): A comparison of food packaging made from NatureWorks® PLA and alternative materials: Final Report*. ifeu, Heidelberg, [www.ifeu.de/oekobilanzen/pdf/LCA_of_clam_shells_from_PLA_and_traditional_polymers_\(Oct_2006\).pdf](http://www.ifeu.de/oekobilanzen/pdf/LCA_of_clam_shells_from_PLA_and_traditional_polymers_(Oct_2006).pdf) (22.1.2016)
- Dewaele, J.; Pant, R.; Schowanek, D.; Salducci, N. (2006): *Comparative life cycle assessment (LCA) of Ariel »Actif à froid« (2006), a laundry detergent that allows to wash at colder wash temperatures with previous Ariel laundry detergents (1998, 2001). Comparing the environmental burdens of home laundry detergent products and laundry habits in France 1998–2006*. Procter & Gamble, Brüssel, www.jmu.edu/EnvironmentalMgt/Courses/ISAT422/Supplements/Laundry%20S_oap%20LCA.pdf (22.1.2016)
- Dewan, S.S. (2014): *Global markets for enzymes in industrial applications*. Report Code: BIO030H, June 2014, www.bccresearch.com/market-research/biotechnology/enzymes-industrial-applications-bio030f.html (22.1.2016)
- Diep, N.Q.; Sakanishi, K.; Nakagoshi, N.; Fujimoto, S.; Minowa, T.; Tran, X.D. (2012): *Biorefinery: Concepts, current status, and development trends*. In: *International Journal of Biomass & Renewables* 1(2), S. 1–8
- Dinkel, F.; Pohl, C.; Ros, M.; Waldeck, B. (1996): *Ökobilanz stärkehaltiger Kunststoffe*. Schriftenreihe Umwelt Nr. 271, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern

- DOE (U.S. Department of Energy); EERE (Office of Energy Efficiency and Renewable Energy) (2014): Integrated biorefineries. www.energy.gov/sites/prod/files/2014/06/f16/ibr_portfolio_overview.pdf (22.1.2016)
- Drepper, T.; Eggert, T.; Hummel, W.; Leggewie, C.; Pohl, M.; Rosenau, F.; Jaeger, K.E. (2006): Neue Biokatalysatoren für die Weiße Biotechnologie. In: *Chemie Ingenieur Technik*. Special Issue: Weiße Biotechnologie 78(3), S. 239–248
- EAA (Federal Environment Agency Austria); IFF/IFZ (Inter-University Research Center for Technology, Work and Culture) (2002): Collection of information on enzymes: Final report. European Commission, Luxemburg
- Eberle, U.; Griesßhammer, R. (2001): Ökobilanzierung zu Wasch- und Reinigungsmittelrohstoffen und deren Anwendung in der gewerblichen Wäscherei. Umweltbundesamt, Texte 43/2001 (Forschungsbericht 296 64 145), Berlin
- EC (European Commission) (2005): New perspectives on the knowledge-based bioeconomy (KBBE). Conference report. Transforming life sciences knowledge into new, sustainable, eco-efficient and competitive products. o. O., http://ec.europa.eu/research/conferences/2005/kbb/pdf/kbbe_conferencereport.pdf (22.1.2016)
- EC (Hg.) (2009): Taking bio-based from promise to market – measures to promote the market introduction of innovative bio-based products. A report from the Ad-hoc Advisory Group for bio-based products in the framework of the European Commission's Lead Market Initiative, Brüssel
- EC (2012): Innovating for sustainable growth. A bioeconomy for Europe. Brüssel
- EC (Hg.) (2014): Summary report of the standing committee on the food chain and animal health held in Brussels on 21 October 2013. Brüssel, http://ec.europa.eu/food/committees/regulatory/scfcah/toxic/docs/sum_20131021_en.pdf (22.1.2016)
- Ecofys; EPFL (École Polytechnique Fédérale de Lausanne); WWF International (2012): Low indirect impact biofuel methodology – version Zero (Authors: van de Staaij, J.; Peters, D.; Dehue, B.; Meyer, S.; Schueler, V.; Toop, G.; Junquera, V.; Máthé, L.). www.ecofys.com/files/files/12-09-03-liib-methodology-version-0-july-2012.pdf (22.1.2016)
- Ekman, A.; Börjesson, P. (2011a): Environmental assessment of propionic acid produced in an agricultural biomass-based biorefinery system. In: *Journal of Cleaner Production* 19(11), S. 1257–1265
- Ekman, A.; Börjesson, P. (2011b): Life cycle assessment of mineral oil-based and vegetable oil-based hydraulic fluids including comparison of biocatalytic and conventional production methods. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16(4), S. 297–305
- Elleuche, S.; Sahn, K.; Grote, R.; Antranikian, G. (2012): Extremozyme – Neue Biokatalysatoren für die industrielle Anwendung. In: *Biologie in unserer Zeit* 42(3), S. 166–173
- Endres, H.J.; Siebert-Raths, A. (2009): Technische Biopolymere. München
- Enquete-Kommission (1998): Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung. Abschlussbericht der Enquete-Kommission »Schutz des Menschen und der Umwelt – Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung«, Drucksache 13/11200, Deutscher Bundestag, Bonn
- EP (Europäisches Parlament) (2013): Entwurf eines Berichts über eine europäische Strategie für Kunststoffabfälle in der Umwelt. – 2013/2113(INI). Ausschuss für Umweltfragen, öffentliche Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (9.9.2013) o. O., www.bvse.de/pdf/oeffentlich/Kunststoff/Strategie_Kunststoffabfalle.pdf (22.1.2016)



- Essel, R.; Carus, M. (2012): Meta-Analyse von Ökobilanzen für bio-basierte Polymere in der Produktion von Proganic®. nova-Institut GmbH, Hürth
- EuBP (European Bioplastics e.V.) (2014): Informationen auf der Internetseite des europäischen Verbands der Biokunststoffbranche European Bioplastics. <http://en.european-bioplastics.org> (22.1.2016)
- Fargione, J.; Hill, J.; Tilman, D.; Polasky, S.; Hawthorne, P. (2008): Land clearing and the biofuel carbon debt. In: *Science* 319(5867), S. 1235–1238
- Farrell, A.E.; Plevin, R.J.; Turner, B.T.; Jones, A.D.; O'Hare, M.; Kammen, D.M. (2006): Ethanol can contribute to energy and environmental goals. In: *Science* 311(5760), S. 506–508
- Fehrenbach, H. (2014): Agrotreibstoff im Flugverkehr – Kurzstudie im Auftrag von Brot für die Welt. Heidelberg
- Fehrenbach, H.; Giegrich, J.; Reinhardt, G.A.; Schmitz, J.; Sayer, U.; Gretz, M.; Lanje, K. (2008): Criteria for a sustainable use of bioenergy on a global scale. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, www.ifeu.de/nachhaltigkeit/pdf/IFEU_Report_criteria_for_sustainable_bioenergy_UBA.pdf (22.1.2016)
- Festel, G. (2011): Emerging business models to improve commercial success in industrial biotechnology. In: 4th Annual European Forum for Industrial Biotechnology and The Bio-based Economy, October 20, Amsterdam
- Flaschel, E.; Bott, M.; Buchholz, S.; Daußmann, T.; Gent, R.; Karos, M.; Liese, A.; Renken, E.; Reuss, M.; Scriba, A.; Sell D. et al. (2004): Weiße Biotechnologie: Chancen für Deutschland. Positionspapier der DECHEMA Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V., Frankfurt a.M.
- Fritsche, U.R.; Dehoust, G.; Jenseit, W.; Hünecke, K.; Rausch, L.; Schüler, D.; Wiegmann, K.; Heinz, A.; Hiebel, M.; Ising, M.; Kabasci, S. et al. (2004): Stoffstromanalyse zur nachhaltigen energetischen Nutzung von Biomasse. Öko-Institut e.V., Freiburg, Darmstadt, Berlin, www.oeko.de/forschung-beratung/projekte/pr-details/stoffstromanalyse-zur-nachhaltigen-energetischen-nutzung-von-biomasse/ (22.1.2016)
- Gottwald, F.-T.; Krätzer, A. (2014): Irrweg Bioökonomie. Kritik an einem totalitären Ansatz. Berlin
- Guinée, J. B.; Gorrée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; de Koning, A.; van Oers, L.; Wegener Sleeswijk, A.; Suh, S.; de Haes, H.A.U.; de Bruijn, H. et al. (Hg.) (2002): Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. Dordrecht u. a. O.
- Guinée, J.B.; Heijungs, R. (2011): Life cycle sustainability analysis. In: *Journal of Industrial Ecology* 15(5), S. 656–658
- Hall, M. (2014): Biofuels debate continues, despite EU agreement. www.euractiv.com/section/sustainable-dev/news/biofuels-debate-continues-despite-eu-agreement/ (22.1.2016)
- van der Harst, E.; Potting, J. (2014): Variation in LCA results for disposable polystyrene beverage cups due to multiple data sets and modelling choices. In: *Environmental Modelling and Software* 51(0), S. 123–135
- Hasan, F.; Shah, A. A.; Javed, S.; Hameed, A. (2010): Enzymes used in detergents: Lipases. In: *African Journal of Biotechnology* 9(31), S. 4836–4844
- Heath, G.A.; Mann, M.K. (2012): Background and reflections on the LCA harmonization project. In: *Journal of Industrial Ecology* 16(issue supplement s1), S. 8–11
- Heinzle, E.; Biwer, A.; Cooney, C. L. (2006): Development of sustainable bioprocesses: Modelling and assessment. Chichester, UK

- Henderson, R.K.; Jiménez-González, C.; Preston, C.; Constable, D.J.C.; Woodley, J.M. (2008): EHS and LCA assessment for 7-ACA synthesis. A case study for comparing biocatalytic and chemical synthesis. In: *Industrial Biotechnology* 4(2), S. 180–192
- Hermann, B.G.; Blok, K.; Patel, M.K. (2007): Producing bio-based bulk chemicals using industrial biotechnology saves energy and combats climate change. In: *Environmental Science and Technology* 41(22), S. 7915–7921
- Herrman, S. (2011a): »Reine Marketinghülsen«: WWF-Becher von Danone treibt Foodwatch auf die Barrikaden. www.wuv.de/marketing/reine_marketinghuelen_wwf_becher_von_danone_treibt_foodwatch_auf_die_barrikaden (22.1.2016)
- Herrmann, S. (2011b): Danone zieht Kampagne für Umwelt-Becher zurück. www.wuv.de/marketing/danone_zieht_kampagne_fuer_umwelt_becher_zurueck (22.1.2016)
- Hetherington, A.C.; Borrion, A.L.; Griffiths, O.G.; McManus, M C. (2014): Use of LCA as a development tool within early research: Challenges and issues across different sectors. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 19(1), S. 130–143
- van Hoof, G.; Schowanek, D.; Feijtel, T.C.J. (2003a): Comparative life-cycle assessment of laundry detergent formulations in the UK. Part I: Environmental fingerprint of five detergent formulations in 2001. In: *Tenside Surfactants Detergents: Journal for theory, technology and application of surfactants* 40(5), S. 266–275
- van Hoof, G.; Schowanek, D.; Feijtel, T.C.J.; Boeije, G.; Masscheleyn, P.H. (2003b): Comparative life-cycle assessment of laundry detergent formulations in the UK. Part II: Time trend analysis and wash equivalent comparison (1988 – 2001). In: *Tenside Surfactants Detergents: Journal for theory. technology and application of surfactants* 40(5), S. 276–287
- Hoppenheidt, K.; Mücke, W.; Peche, R.; Tronecker, D.; Roth, U.; Würdinger, E.; Hottenroth, S.; Romme, W. (2005): Entlastungseffekte für die Umwelt durch Substitution konventioneller chemisch-technischer Prozesse und Produkte durch biotechnische Verfahren. Umweltbundesamt, Berlin
- Hottle, T.A.; Bilec, M.M.; Landis, A.E. (2013): Sustainability assessments of bio-based polymers. In: *Polymer Degradation and Stability* 98(9), S. 1898–1907
- Huijbregts, M.A.J.; Norris, G.; Bretz, R.; Ciroth, A.; Maurice, B.; von Bahr, B.; Weidema, B.; de Beaufort, A.S.H. (2001): Framework for modelling data uncertainty in life cycle inventories. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 6(3), S. 127–132
- ifeu (Institut für Energie- und Umweltforschung gGmbH) (2014a): Umweltbedeutung von Biokunststoffen. Kurzgutachten, Heidelberg
- ifeu (2014b): Nachhaltigkeitsaspekte der industriellen Biotechnologie (Autoren: Fehrenbach, H.; Detzel, A.). Kurzgutachten, Heidelberg
- IKW (Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel e.V.) (2013): Bericht – Nachhaltigkeit in der Wasch-, Pflege- und Reinigungsmittelbranche in Deutschland: 2011–2012. Frankfurt a. M.
- Jegannathan, K.R.; Nielsen, P.H. (2013): Environmental assessment of enzyme use in industrial production – a literature review. In: *Journal of Cleaner Production* 42, S. 228–240
- Jiménez-González, C.; Constable, D.J.C.; Ponder, C.S. (2012): Evaluating the »greenness« of chemical processes and products in the pharmaceutical industry – a green metrics primer. In: *Chemical Society Reviews* 41(4), S. 1485–1498



- Jiménez-González, C.; Woodley, J.M. (2010): Bioprocesses: Modelling needs for process evaluation and sustainability assessment. In: *Computers and Chemical Engineering* 34(7), S. 1009–1017
- Kaltschmitt, M.; Hartmann, H.; Hofbauer, H. (Hg.) (2009): *Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken und Verfahren*. Berlin/Heidelberg
- Kauertz, B.; Detzel, A.; Volz, S. (2011): *Ökobilanz von Danone Activia-Verpackungen aus Polystyrol und Polylactid*. Endbericht. ifeu (Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH), Heidelberg
- Kendall, A.; Yuan, J. (2013): Comparing life cycle assessments of different biofuel options. In: *Current Opinion in Chemical Biology* 17(3), S. 439–443
- Klöpffer, W. (2006): The role of SETAC in the development of LCA. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 11(1), S. 116–122
- Klöpffer, W. (2009): *Ökobilanz (LCA): Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf*. Weinheim
- Klöpffer, W.; Renner, I.; Schmidt, E.; Tappeser, B.; Gensch, C.-O.; Gaugitsch, H. (2001): *Methodische Weiterentwicklung der Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen (LCA) gentechnisch veränderter Pflanzen*. Umweltbundesamt, Wien
- Kopfmüller, J.; Brandl, V.; Jörissen, J.; Paetau, M.; Banse, G.; Coenen, R.; Grunwald, A. (2001): *Nachhaltige Entwicklung integrativ betrachtet: Konstitutive Elemente, Regeln, Indikatoren*. Berlin
- Kruschwitz, A.; Augsburg, A.; Stamminger, R. (2013): How effective are alternative ways of laundry washing? In: *Tenside Surfactants Detergents* 50(4), S. 263–269
- Kruschwitz, A.; Karle, A.; Schmitz, A.; Stamminger, R. (2014): Consumer laundry practices in Germany. In: *International Journal of Consumer Studies* 38(3), S. 265–277
- Kuhn, D.; Kholiq, M.A., Heinzle, E.; Buhler, B.; Schmid, A. (2010): Intensification and economic and ecological assessment of a biocatalytic oxyfunctionalization process. In: *Green Chemistry* 12(5), S. 815–827
- Luguel, C. (2011): European biorefinery joint strategic research roadmap for 2020. Star-COLIBRI: Strategic Targets for 2020 – Collaboration Initiative on Biorefineries. http://beaconwales.org/uploads/resources/Vision_2020__EuropeanBio_refinery_Joint_Strategic_Research_Roadmap.pdf (22.1.2016)
- Macombe, C.; Falque, A.; Feschet, P.; Garrabe, M.; Gillet, C.; Lagarde, V.; Loeillet, D. (2013): *Social LCAs. Socio-economic effects in value chains*. Montpellier
- Madsen, T.; Buchardt Boyd, H.; Nylén, D.; Rathmann Pedersen, A.; Petersen, G.I.; Simonsen, F. (2001): Environmental and health assessment of substances in household detergents and cosmetic detergent products. Environmental Project No. 615. CETOX, www2.mst.dk/udgiv/publications/2001/87-7944-596-9/pdf/87-7944-597-7.pdf (1.12.2014)
- Majer, S.; Stecher, K.; Adler, P.; Thrän, D.; Müller-Langer, F. (2013): *Biomassepotenziale und Nutzungskonkurrenzen*. Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung, Ludwig-Bölkow-Systemtechnik, Deutsches Biomasseforschungszentrum, www.bmvi.de/SharedDocs/DE/Anlage/MKS/mks-kurzstudie-nutzungskonkurrenzen.pdf?__blob=publicationFile (22.1.2016)
- Margeot, A.; Hahn-Hagerdal, B.; Edlund, M.; Slade, R.; Monot, F. (2009): New improvements for lignocellulosic ethanol. In: *Current Opinion in Biotechnology* 20(3), S. 372–380

- Marris, C.; Jefferson, C. (2013): Workshop on »Synthetic biology: Containment and release of engineered micro-organisms« held on 29 April 2013 at King's College London. Scoping report. Centre for Synthetic Biology and Innovation (CSynBI), www.kcl.ac.uk/sspp/departments/sshm/research/csynbiPDFs/Scoping-Report.pdf (20.11.2015)
- McCormick, K.; Kautto, N. (2013): The bioeconomy in Europe: An overview. In: *Sustainability* 5(6), S. 2589–2608
- McKinsey & Company (Inc.) (2009): White biotechnology. Press briefing, February, 2009, www.dsm.com/content/dam/dsm/cworld/en_US/documents/white-biotech-mckinsey-feb-2009.pdf (22.1.2016)
- Menten, F.; Chèze, B.; Patouillard, L.; Bouvart, F. (2013): A review of LCA greenhouse gas emissions results for advanced biofuels: The use of meta-regression analysis. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 26(0), S. 108–134
- Meyer, H.-P. (2011): Sustainability and biotechnology. In: *Organic Process Research and Development* 15(1), S. 180–188
- Milà i Canals, L.; Azapagic, A.; Doka, G.; Jefferies, D.; King, H.; Mutel, C.; Nemecek, T.; Roches, A.; Sim, S.; Stichnothe, H.; Thoma, G.; Williams, A. (2011): Approaches for addressing life cycle assessment data gaps for bio-based products. In: *Journal of Industrial Ecology* 15(5), S. 707–725
- MIWF-NRW (Ministerium für Innovation, Wissenschaft und Forschung des Landes Nordrhein-Westfalen) (o.J.): Eckpunkte einer Bioökonomiestrategie für Nordrhein-Westfalen. www.wissenschaft.nrw.de/fileadmin/Medien/Dokumente/Forschung/Fortschritt/Biooekonomiestrategie_NRW.pdf (22.1.2016)
- Mueller, N.D.; Gerber, J.S.; Johnston, M.; Ray, D.K.; Ramankutty, N.; Foley J.A. (2012): Closing yield gaps through nutrient and water management. In: *Nature* 490(7419), S. 254–257
- Murphy, C.W.; Kendall, A. (2015): Life cycle analysis of biochemical cellulosic ethanol under multiple scenarios. In: *GCB Bioenergy* 7(5), S. 1019–1033
- Murphy, R.J.; Gareth, D.; Payne, M. (2008): Life cycle assessment (LCA) of biopolymers for single-use carrier bags. London
- MWK-BW (Ministerium für Wissenschaft, Forschung und Kunst des Landes Baden-Württemberg) (Hg.) (2013): Bioökonomie im System aufstellen. Konzept für eine baden-württembergische Forschungsstrategie »Bioökonomie«. Stuttgart
- Nielsen, P.H. (2005). Life Cycle Assessment supports cold – wash enzymes. In: *International Journal for Applied Science, SÖFW Journal* 131(10), S. 1–4, www.novozymes.com/en/sustainability/Published-LCA-studies/Documents/LCA-supports-cold-wash-enzymes.pdf (22.1.2016).
- Nielsen, P.H.; Oxenbøll, K. M.; Wenzel, H. (2007): Cradle-to-gate environmental assessment of enzyme products produced industrially in Denmark by novozymes A/S. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12(6), S. 432–438
- Nielsen, P.H. (2006): Environmental assessment of enzyme application in the tanning industry. In: *Leather International* (August/September), S. 18–24
- Nielsen, P.H.; Skagerlind, P. (2007): Cost-neutral replacement of surfactants with enzymes – a short-cut to environmental improvement for laundry washing. In: *Household and Personal Care Today* 4/2007, www.novozymes.com/en/sustainability/Published-LCA-studies/Documents/Cost-neutral-replacement-of-surfactants-with-enzymes.pdf (22.1.2016)
- Novozymes A/S (2013): The Novozymes Report 2013. Bagsvaerd, www.report2013.novozymes.com/ (22.1.2016)



- O'Brien, M.; Doig, A.; Clift, R. (1996): Social and environmental life cycle assessment (SELCA). In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 1(4), S. 231–237
- Oberbacher, B.; Nikodem, H.; Klöpffer, W. (1996): An early systems analysis of packaging for liquids. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 1(2), S. 62–65
- Odum, J. (2010): Closed systems in bioprocessing. In: Flickinger, M.C. (Hg.): *Encyclopedia of industrial biotechnology*. Hoboken, NJ, S. 655–675
- OECD (The Organisation for Economic Co-operation and Development) (1998): *Biotechnology for clean industrial products and processes. Towards industrial sustainability*. Paris
- OECD (2009): *The bioeconomy to 2030: Designing a policy agenda. Main findings and policy conclusions*. OECD International Futures Project. Paris, www.oecd.org/futures/long-termtechnologicalsocietalchallenges/thebioeconomyto2030designingapolicyagenda.htm (22.1.2016)
- OECD (2010a): *Towards the development of OECD best practices for assessing the sustainability of bio-based products*. Paris, www.oecd.org/sti/biotech/45598236.pdf (22.1.2016)
- OECD (2010b): *OECD Workshop on »Outlook on industrial biotechnology«*. Discussion Paper – Session Trends in Technology and Applications. Working Party on Biotechnology, Paris, www.oecd.org/sti/biotech/44777203.pdf (22.1.2016)
- OECD (2011): *Future prospects for industrial biotechnology*. Paris
- Office of Industries (2008): *Industrial biotechnology: Development and adoption by the U.S. chemical and biofuel industries*. U.S. International Trade Commission Publication 4020, Washington, D.C.
- Öko-Institut (e.V.); ifeu (Institut für Energie- und Umweltforschung GmbH) (2010): *Nachhaltige Bioenergie: Stand und Ausblick. Entwicklung von Strategien und Nachhaltigkeitsstandards zur Zertifizierung von Biomasse für den internationalen Handel. Zusammenfassung bisheriger Ergebnisse des Forschungsvorhabens*. Darmstadt/Heidelberg
- Olmstead, J. (2009): *Fueling Resistance? Antibiotics in ethanol production*. IATP (Institute for Agriculture and Trade Policy), Minneapolis, www.iatp.org/files/258_2_106420.pdf (22.1.2016)
- Olmstead, J. (2012): *Bugs in the system – how the FDA fails to regulate antibiotics in ethanol production*. IATP (Institute for Agriculture and Trade Policy), Minneapolis, www.iatp.org/files/2012_05_02_AntibioticsInEthanol_JO_0.pdf (22.1.2016)
- Patel, M.; Crank, M.; Dornburg, V.; Hermann, B.; Hüsing, B.; Overbeek, L.; Terragni, F.; Recchia, E. (2006): *Medium and long-term opportunities and risks of the biotechnological production of bulk chemicals from renewable resources – The potential of white biotechnology. The BREW project. Final report*. Utrecht
- Pavanan, K.C.; Bosch, R.A.; Cornelissen, R.; Philp, J.C. (2013): *Biomass sustainability and certification*. In: *Trends in Biotechnology* 31(7), S. 385–387
- Pladerer, C.; Meissner, M.; Dinkel, F.; Zschokke, M.; Dehoust, G.; Schüler, D. (2008): *Vergleichende Ökobilanz verschiedener Bechersysteme beim Getränkeauschank an Veranstaltungen. Expertise von Österreichisches Ökologie-Institut, Carbotech AG, Öko-Institut e.V., Wien u. a. O.*
- PlasticsEurope (Association of Plastics Manufacturers) (2013): *Plastics – the Facts 2013. An analysis of European latest plastics production, demand and waste data*. Brüssel

- Plevin, R.J.; Kammen, D.M. (2013): Indirect land use and greenhouse gas impacts of biofuels. In: Levin, S.A. (Hg.): *Encyclopedia of biodiversity*. Waltham, S. 293–297
- Quirin, M.; Gärtner, S.O.; Pehnt, M.; Reinhardt, G.A. (2004): CO₂ mitigation through biofuels in the transport sector, status and perspectives: Main report. ifeu (Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH), Heidelberg, www.ifeu.de/landwirtschaft/pdf/co2mitigation.pdf (22.1.2016)
- Ray, D.K.; Mueller, N.D.; West, P.C.; Foley, J.A. (2013): Yield trends are insufficient to double global crop production by 2050. In: *PLoS ONE* 8(6), S. e66428, www.plosone.org/article/fetchObject.action?uri=info:doi/10.1371/journal.pone.0066428&representation=PDF (22.1.2016)
- Renner, I.; Klöpffer, W. (2005): Untersuchung der Anpassung von Ökobilanzen an spezifische Erfordernisse biotechnischer Prozesse und Produkte (Forschungsbericht 201 66 306). Umweltbundesamt, Texte 2005/02, Berlin
- Rettenmaier, N.; Harter, R.; Himmeler, H.; Keller, H.; Kretschmer, W.; Müller-Lindenlauf, M.; Pajula, T.; Pihkola, H.; Raamsdonk, L.; Redl, A.; Reinhardt, G.; Scheurlen, K. et al. (2013): Environmental sustainability assessment of the BIOCORE biorefinery concept. Report prepared for the BIOCORE project, Heidelberg, [www.biocore-europe.org/file/D7_5 Environmental sustainability assessment of the BIOCORE biorefinery concept.pdf](http://www.biocore-europe.org/file/D7_5%20Environmental%20sustainability%20assessment%20of%20the%20BIOCORE%20biorefinery%20concept.pdf) (22.1.2016)
- Rettenmaier, N.; Köppen, S.; Gärtner, S.O.; Reinhardt, G.A. (2010): Life cycle assessment of selected future energy crops for Europe. In: *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 4(6), S. 620–636
- Rhein, H.-B.; Endler, K.; Ulber, R.; Muffler, K.; Müller, F. (2011): Anreize für die Entwicklung und Anwendung umweltfreundlicher biotechnischer Produkte und Verfahren. Umweltbundesamt, Texte 03/2011, Dessau-Roßlau
- Richardson, B. (2012): From a fossil-fuel to a biobased economy: The politics of industrial biotechnology. In: *Environment and Planning C: Government and Policy* 30(2), S. 282–296
- Rockström, J.; Steffen, W.; Noone, K.; Persson, A.; Chapin, F. S.; Lambin, E.F.; Lenton, T. M.; Scheffer, M.; Folke, C.; Schellnhuber, H.J.; Nykvist, B.; de Wit, C.A. et al. (2009): A safe operating space for humanity. In: *Nature* 461, S. 472–475
- Rösch, C.; Maga, D. (2012): Indicators for assessing the sustainability of microalgae production. In: *Technikfolgenabschätzung – Theorie und Praxis* 21(1), S. 63–71
- Royal DSM N.V. (2009): Life sciences and materials sciences. Staying the course II. Annual Report 2009, Heerlen, www.beursgorilla.nl/jaarverslagen/DSM-Annual-Report-2009.pdf (22.1.2016)
- RSB (Roundtable on Sustainable Biofuels) (2012): RSB Food Security Guidelines. <http://rsb.org/pdfs/guidelines/12-30-04-RSB-GUI-01-006-01-RSB-Food-SecurityGuidelines.pdf> (22.1.2016)
- Sacramento-Rivero, J.C. (2012): A methodology for evaluating the sustainability of biorefineries: Framework and indicators. In: *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 6(1), S. 32–44
- Saling, P.; Kicherer, A.; Dittrich-Krämer, B.; Wittlinger, R.; Zombik, W.; Schmidt, I.; Schrott, W.; Schmidt, S. (2002): Eco-efficiency analysis by BASF: the method. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 7(4), S. 203–218
- Sauter, E.; van Hoof, G.; Feijtel, T.C.J.; Owens, J.W. (2002): The effect of compact formulations on the environmental profile of Northern European granular laundry detergents Part II: Life Cycle assessment. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 7(1), S. 27–38



- Saouter, E.; van Hoof, G.; Pittinger, C.A.; Feijtel, T.C.J. (2001): The effect of compact formulations on the environmental profile of Northern European granular laundry detergents. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 6(6), S. 363–372
- Sarlo, K.; Kirchner, D.B.; Troyano, E.; Smith, L.A.; Carr, G.J.; Rodriguez, C. (2010): Assessing the risk of type 1 allergy to enzymes present in laundry and cleaning products: Evidence from the clinical data. In: *Toxicology* 271(3), S. 87–93
- Schmidt, M. (2011): Material- und Energieflussanalysen. In: *Chemie Ingenieur Technik* 83(10), S. 1523–1523
- Schmitz, N. (2006): Marktanalyse. Nachwachsende Rohstoffe. BMELF (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten), FNR (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.), Gülzow
- Schmitz, S.; Paulini, I. (1999): Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungsindikatoren, und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Umweltbundesamt, Berlin
- SDA (The Soap and Detergent Association) (2005): Risk assessment guidance for enzyme-containing products. Washington, D.C., www.aciscience.org/docs/SDA_Enzyme_Risk_Guidance_October_2005.pdf (22.1.2016)
- Searchinger, T.; Heimlich, R.; Houghton, R.A.; Dong, F.; Elobeid, A.; Fabiosa, J.; Tokgoz, S.; Hayes, D.; Yu, T.H. (2008): Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. In: *Science* 319(5867), S. 1238–1240
- Shen, L.; Haufe, J.; Patel, M.K. (2009): Product overview and market projection of emerging bio-based plastics. Utrecht University, Utrecht
- Shen, L.; Worrell, E.; Patel, M.K. (2012): Comparing life cycle energy and GHG emissions of bio-based PET, recycled PET, PLA, and man-made cellulose. In: *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 6(6), S. 625–639
- Shimizu, S. (2008): Vitamins and related compounds: Microbial production. In: Rehm, H.-J. Reed, G. (Hg.): *Biotechnology Set*. New York, S. 318–340
- SIAB (Sächsisches Institut für Angewandte Biotechnologie e.V.) (2014): Umweltwirkungen und Nachhaltigkeit bei der Herstellung und dem Einsatz von Enzymen und Vitaminen mit Verfahren der Weißen Biotechnologie (Autoren: König, S.; Kerns, G.). Leipzig
- Sijbesma, F.; Schepens, H. (2003): White biotechnology: Gateway to a more sustainable future. EuropaBio, Brüssel, http://cinbios.be/files/downloads/White_biotech_gateway_to_a_more_sustainable_future_EuropaBio.pdf (22.1.2016)
- Simpson, T.W.; Sharpley, A.N.; Howarth, R.W.; Paerl, H.W.; Mankin, K.R. (2008): The new gold rush: Fueling ethanol production while protecting water quality. In: *Journal of Environmental Quality* 37(2), S. 318–324
- Sims, R.; Taylor, M.; Saddler, J.; Mabee, W. (2008): From 1st to 2nd generation biofuel technologies. An overview of current industry and RD&D activities. OECD (The Organisation for Economic Co-operation and Development), IEA (International Energy Agency), Paris, <http://task39.org/files/2013/05/From-1st-to-2nd-generation-biofuel-technologies.pdf> (22.1.2016)
- Skals, P.B.; Krabek, A.; Nielsen, P.H.; Wenzel, H. (2008): Environmental assessment of enzyme assisted processing in pulp and paper industry. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13(2), S. 124–132

- Slade, R.; Bauen, A.; Shah, N. (2009): The greenhouse gas emissions performance of cellulosic ethanol supply chains in Europe. In: *Biotechnology for Biofuels* 2(1), S. 1–19
- Slade, R.; Bauen, A.; Gross, R. (2014): Global bioenergy resources. In: *Nature Climate Change* 4(2), S. 99–105
- Spatari, S.; MacLean, H. L. (2010): Characterizing model uncertainties in the life cycle of lignocellulose-based ethanol fuels. In: *Environmental Science and Technology* 44(22), S. 8773–8780
- Spelsberg, G. (2012): Geschlossenes System und freie Natur. Oder: Die Wandlungen der Gentechnik-Kritik. 22. Mai 2012, www.gute-gene-schlechte-gene.de/gentechnik-im-geschlossenen-system/ (22.1.2016)
- Stichnothe, H. (2014): Country report Germany. July 2014. Thünen Institute of Agricultural Technology, [www.iea-bioenergy.task42-biorefineries.com/upload_mm/4/1/0/965bc2d8-b5e4-4063-a4bb-40db1fc10f7f_Biorefinery Country Report Germany August 2014.pdf](http://www.iea-bioenergy.task42-biorefineries.com/upload_mm/4/1/0/965bc2d8-b5e4-4063-a4bb-40db1fc10f7f_Biorefinery%20Country%20Report%20Germany%20August%202014.pdf) (22.1.2016)
- TAB (Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag (2007): Industrielle stoffliche Nutzung nachwachsender Rohstoffe (Autorin: Oertel, D.). TAB-Arbeitsbericht Nr. 114, Berlin
- TAB (2010): Chancen und Herausforderungen neuer Energiepflanzen (Autoren: Meyer, R.; Rösch, C.; Sauter, A.). TAB-Arbeitsbericht Nr. 136, Berlin
- TAB (2012): Ökologischer Landbau und Bioenergieerzeugung – Zielkonflikte und Lösungsansätze (Autoren: Meyer, R.; Priefer, C.). TAB-Arbeitsbericht Nr. 151, Berlin
- TAB (2015): Synthetische Biologie – die nächste Stufe der Bio- und Gentechnologie (Autoren: Sauter, A.; Albrecht, S.; van Doren, D.; König, H.; Reiß, T.; Trojok, R.; unter Mitarbeit von Elsbach, S.). TAB-Arbeitsbericht Nr. 164, Berlin
- TAB (2016): Weiße Biotechnologie – Innovationsanalyse Teil I. Stand und Perspektiven der industriellen Biotechnologie: Verfahren, Anwendungen, ökonomische Perspektiven (Autoren: Aichinger, H.; Hüsing, B.; Wydra, S.). TAB-Arbeitsbericht Nr. 168, Berlin
- TechNavio (2014): Global vitamins market 2014-2018. TechNavio – SKU: IRTNTR 3198. www.technavio.com/report/global-vitamins-market-2014-2018 (22.1.2016)
- Thakore, Y.B. (2008): Enzymes for industrial applications. BCC Research Report Code: BIO030E, www.bccresearch.com/market-research/biotechnology/enzymes-industrial-applications-bio030e.html (22.1.2016)
- The Freedonia Group (2014): World enzymes: Industry study with forecasts for 2017 & 2022. The Freedonia Group, Study #3104, Cleveland, www.freedoniagroup.com (22.1.2016)
- Thum, O.; Oxenbøll, K. M. (2008): Biocatalysis – A sustainable method for the production of emollient Esters. In: *SOFW – International Journal for Applied Science* 134(1/2), S. 44–47
- Tufvesson, L.M.; Tufvesson, P.; Woodley, J.M.; Börjesson, P. (2013a): Life cycle assessment in green chemistry: Overview of key parameters and methodological concerns. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18(2), S. 431–444
- Tufvesson, P.; Ekman, A.; Sardari, R.R.; Engdahl, K.; Tufvesson, L. (2013b): Economic and environmental assessment of propionic acid production by fermentation using different renewable raw materials. In: *Bioresource Technology* 149, S. 556–564



- UBA (Umweltbundesamt) (2014a): Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger – Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2013. Climate Change 29/2014, Dessau-Roßlau, www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/climate_change_29_2014_schrempf_komplett_10.11.2014_0.pdf (22.1.2016)
- UBA (2014b): Ökologische Innovationspolitik – Mehr Ressourceneffizienz und Klimaschutz durch nachhaltige stoffliche Nutzungen von Biomasse. UBA-Texte 1/2014, Dessau-Roßlau
- Uhlig, H. (1991): Enzyme arbeiten für uns: Technische Enzyme und ihre Anwendung. München, Wien
- VCI (Verband der Chemischen Industrie e.V.) (2015): Chemiewirtschaft in Zahlen 2015. Frankfurt a.M.
- VDI (Verein Deutscher Ingenieure e.V.) (2014): Klassifikation und Gütekriterien von Bioraffinerien. VDI-Richtlinie VDI 6310, Berlin
- VDP (Verband Deutscher Papierfabriken e.V.) (2014): Papier Kompass 2014. www.vdp-online.de/de/publikationen/angebot.html (22.1.2016)
- Verma, N.; Thakur, S.; Bhatt, A.K. (2012): Microbial lipases: Industrial applications and properties (a review). In: International Research Journal of Biological Sciences 1(8), S. 88–92
- Wagner, G. (2010): Waschmittel: Chemie. Umwelt. Nachhaltigkeit. Weinheim
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (2011): Welt im Wandel. Gesellschaftsvertrag für eine Große Transformation – Hauptgutachten. Berlin
- WBGU (2014): Zivilisatorischer Fortschritt innerhalb planetarischer Leitplanken. Politikpapier Nr. 8, Berlin, www.wbgu.de/fileadmin/templates/dateien/veroeffentlichungen/politikpapiere/pp2014-pp8/wbgu_politikpapier_8.pdf (22.1.2016)
- Weeks, J.A.; Harper, R.A.; Simon, R.A.; Burdick, J.D. (2011): Assessment of sensitization risk of a laundry pre-spotter containing protease. In: Cutaneous and Ocular Toxicology 30(4), S. 272–279
- Wehling, P. (2003): Die Schattenseite der Verwissenschaftlichung. Wissenschaftliches Nichtwissen in der Wissensgesellschaft. In: Böschen, S.; Schulz-Schaeffer, I. (Hg.): Wissenschaft in der Wissensgesellschaft. Wiesbaden, S. 119–142
- Weiss, M.; Haufe, J.; Carus, M.; Brandão, M.; Bringezu, S.; Hermann, B.; Patel, M.K. (2012): A review of the environmental impacts of bio-based materials. In: Journal of Industrial Ecology 16, S. 169–181
- White House (2012): National Bioeconomy Blueprint. Washington, D.C.
- Wieland, T. (2012): Rote Gentechnik und Öffentlichkeit. Von der grundlegenden Skepsis zur differenzierten Akzeptanz. In: Weitze, M.-D.; Pühler, A.; Heckl, W.M.; Müller-Röber, B.; Renn, O.; Weingart, P.; Wess, G. (Hg.): Biotechnologie-Kommunikation. Kontroversen, Analysen, Aktivitäten. Heidelberg/Berlin, S. 69–111
- Williamson, M.A. (2010): U.S. biobased products market potential and projections through 2025. USDA (The United States Department of Agriculture), New York, www.usda.gov/oce/reports/energy/BiobasedReport2008.pdf (22.1.2016)
- Wiloso, E.I.; Heijungs, R.; de Snoo, G.R. (2012): LCA of second generation bioethanol: A review and some issues to be resolved for good LCA practice. In: Renewable and Sustainable Energy Reviews 16(7), S. 5295–5308

- Würdinger, E.; Roth, U.; Wegener, A.; Peche, R.; Borken, J.; Detzel, A.; Fehrenbach, H.; Giegrich, J.; Möhler, S.; Patyk, A.; Reinhardt, G.A. et al. (2002): Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Vergleichende Ökobilanz für Loose-fill-Packmittel aus Stärke bzw. Polystyrol. o. O.
- WWF (World Wildlife Fund) (2013): Der Nachhaltigkeit auf der Spur. Vergleichende Analyse von Zertifizierungssystemen für Biomasse zur Herstellung von Biokraftstoffen. http://mobil.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/WWF_Studie_Zertifizierung_Biokraftstoffe_Der_Nachhaltigkeit_auf_der_Spur_2013.pdf (22.1.2016)
- Zah, R.; Binder, C.; Bringezu, S.; Reinhard, J.; Schmid, A.; Schütz, H. (2010): Future perspectives of 2nd generation biofuels. TA-Swiss. 55/2010, Zentrum für Technologiefolgen-Abschätzung, Zürich
- Zah, R.; Böni, H.; Gauch, M.; Hischier, R.; Lehmann, M.; Wäger, P. (2007): Ökobilanz von Energieprodukten: Ökologische Bewertung von Biotreibstoffen. Schlussbericht. Bundesamt für Energie, Bundesamt für Umwelt, Bundesamt für Landwirtschaft, Bern
- Zeddies, J.; Bahrs, E.; Schönleber, N.; Gamer, W. (2012): Globale Analyse und Abschätzung des Biomasse-Flächennutzungspotentials. Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre, Universität Hohenheim, www.uni-hohenheim.de/i410b/download/publikationen/Globale%20Biomassepotenziale%20_%20FNR%2022003911%20Zwischenbericht%202012.pdf (22.1.2016)





Anhang

Abbildungsverzeichnis		1.
Abb. II.1	Tätigkeitsschwerpunkte der dedizierten Biotechnologieunternehmen aller Bereiche (nur eine Angabe pro Unternehmen)	36
Abb. II.2	Arten von Biomasse, die in der chemischen Industrie Deutschlands 2011 eingesetzt wurden	39
Abb. II.3	Grundelemente der IBT in einem stilisierten Produktionsablauf	41
Abb. III.1	Vereinfachtes Schema eines IBT-Produktlebenszyklus	64
Abb. III.2	LCA, Datenverfügbarkeit und Unsicherheiten in den einzelnen Phasen der Technologieentwicklung	68
Abb. V.1	Globale Produktionskapazitäten für Biokunststoffe (2012)	107
Abb. V.2	Erwartete Entwicklung der globalen Produktionskapazitäten für Biokunststoffe (2012 und 2016)	108
Abb. V.3	Weltweite Produktionskapazitäten für Biokunststoffe 2012 (nach Marktsegment)	110
Abb. V.4	Erwartete weltweite Produktionskapazitäten für Biokunststoffe 2017 (nach Marktsegment)	111
Abb. V.5	Regionale Verteilung der Produktionskapazitäten (2012 und 2017)	112
Abb. V.6	Vergleich von Kunststoffschalen aus PLA und Polystyrol im Hinblick auf zehn Umweltindikatoren	119
Abb. V.7	Ackerfläche für verschiedene Biokunststoff- und Biokraftstoffszenarien	125
Abb. V.8	Verteilung des Marktes für industrielle Enzyme auf die jeweiligen Sparten im Jahr 2007	130
Abb. V.9	Schematischer Vergleich der chemisch-technischen und der biotechnologischen Vitamin-B2-Produktion	143



Abb. V.10	Gegenüberstellung der Umweltbelastung durch die Herstellung von 1.000 kg Vitamin B2 durch den biotechnologischen (A) und den chemisch-technischen Prozess (B)	144
Abb. V.11	Schematische Darstellung Bioraffinerien	146
Abb. VI.1	Flächenpotenziale für Bioenergie nach Sicherung der Welternährung für verschiedene Regionen (Referenzszenario)	155
Abb. VI.2	Entwicklung des Flächenbedarfs Deutschlands und Freisetzung von Potenzialen für Biomasse zu energetischen oder anderen Zwecken	156
Abb. VI.3	Zusammenschau von Studien zum Flächenpotenzial für Biomasse in Deutschland, Prognose für das Jahr 2020	157
Abb. VI.4	Vergleichende Analyse von anerkannten Zertifizierungssystemen nach dem »Certification Assessment Tool« (CAT) des ISEAL	166
Abb. VI.5	Weltweite Produktion von Mais, Weizen und Reis, tatsächliche und potenziell erzielbare Erträge	169

Tabellenverzeichnis **2.**

Tab. II.1	Hauptprodukte der IBT, eingruppiert nach ihrer jährlichen Produktionsmenge	35
Tab. V.1	Kunststoffmarkt und Szenarioannahmen zur Substitution durch Biokunststoffe	124
Tab. V.2	Anteil der heutigen Weltagrarfläche für verschiedene Biokunststoff- und Biokraftstoffszenarien	125
Tab. V.3	Materialverbrauch zur Gewinnung von 500 t 6-Aminopenicillansäure – enzymatische und chemische Hydrolyse von Penicillin G im Vergleich	132
Tab. V.4	Vergleich der Waschleistung eines Waschmittels mit kaltwasseraktiven Enzymen (in unterschiedlicher Dosierung) mit einem Standardwaschmittel	136
Tab. V.5	Produktion von Waschmitteln in Europa in Wert und Menge im Jahr 2013	140

Tab. V.6	Waschmittelgebrauch in Deutschland (1994–2011)	140
Tab. V.7	Biotechnologische Produktion von Vitaminen und vitaminähnlichen Substanzen	142
Tab. VI.1	Zertifizierungssysteme, von der EU-Kommission gemäss RED anerkannt	163

Glossar

3.

aerob – Sauerstoff zum Leben brauchend (von Organismen). Lebewesen, die für ihren Stoffwechsel Sauerstoff verwenden, werden als aerob bzw. Aerobier bezeichnet. Unter aeroben Bedingungen (z. B. in einem biotechnologischen Produktionsprozess) versteht man, dass eine ausreichend hohe Sauerstoffkonzentration für die entsprechenden Stoffwechselfvorgänge vorhanden ist.

anaerob – ohne Sauerstoff lebend. Anaerobe Organismen (Anaerobier) verwenden für ihren Stoffwechsel keinen Sauerstoff. Neben Organismen, für die Sauerstoff toxisch ist, gibt es auch fakultativ anaerobe Organismen, die sowohl unter aeroben als auch anaeroben Bedingungen leben können, beispielsweise die Back- und Brauhefe *Saccharomyces cerevisiae*.

Ausgangsstoffe – Rohstoffe für die industrielle Verarbeitung.

biobasiert – ausgehend von Biomasse hergestellt. Die Bezeichnung biobasiert erlaubt keine Rückschlüsse auf das Herstellungsverfahren, z. B. ob der Prozess biotechnologische Verfahrensschritte umfasst.

Biomasse – Stoffe biologischen Ursprungs, d. h. die von Lebewesen stammen. Hierzu zählen üblicherweise lebende und tote Mikroorganismen und Pilze, Pflanzen (darunter Bäume, landwirtschaftliche Nutzpflanzen, Algen) und Tiere. Außerdem werden Reststoffe biologischen Ursprungs zur Biomasse gezählt: Dies sind beispielsweise Reststoffe aus der Forstwirtschaft und Pflanzenproduktion (z. B. Rinden, Stroh, Kraut und Stängel), aus der Tierproduktion (z. B. Gülle, Mist), Reststoffe aus der Lebensmittel- und Getränkeherstellung (z. B. Melasse, Trester, Schlempen), Belebtschlamm aus der biologischen Abwasserreinigung und die organische Fraktion des Hausmülls. Biomasse ist ein komplexes Substanzgemisch. Sie besteht durchschnittlich zu 75 % aus Kohlenhydraten (vor allem Stärke, Cellulose, Chitin und Saccharose), zu 20 % aus Lignin und zu ca. 5 % aus Fetten und Ölen, Proteinen und verschiedenen anderen Inhaltsstoffen. Die Gehalte variieren sowohl in qualitativer als auch quantitativer Hinsicht je nach Organismus, der die jeweilige Biomasse liefert, in weiten Grenzen.

Biokatalyse – die industrielle Anwendung von Enzymen, um eine Vielzahl chemischer Reaktionen zu beschleunigen.

Biokatalysator – ein biologisches Molekül, das eine chemische Reaktion beschleunigt. Als Biokatalysatoren werden Enzyme bezeichnet sowie auch ganze Mikroorganismen, die als Biokatalysatoren für komplexe Stoffumwandlungen aufgefasst werden können.

Biokraftstoff – Kraftstoff, der aus Biomasse hergestellt wurde.

Biopolymere – Polymere, die aus Biomasse hergestellt wurden.



- Bioraffinerie – technische Verarbeitungsanlage, in der Biomasse in verschiedene Produkte umgewandelt wird, z. B. in Chemikalien, Kraftstoffe und Kunststoffe.
- Bioreaktor – auch als Fermenter bezeichnet; technische Umgebung, in der eine Bioreaktion stattfindet. In der industriellen Biotechnologie kommen Bioreaktoren vom Mikrolitermaßstab bis hin zu einem Volumen von 100 m³ oder größer zum Einsatz. Je nach Produktionssystem unterscheiden sich Bioreaktoren grundlegend voneinander. Für die Fermentation von Mikroorganismen kommen typischerweise Rührkesselreaktoren zum Einsatz, bei denen viele Prozessparameter (pH, Temperatur, Begasung etc.) reguliert werden können.
- Biotechnologie – Die Anwendung von Wissenschaft und Technologie auf lebende Organismen sowie auf deren Bestandteile, Produkte und Modelle mit dem Ziel, lebende und nicht lebende Materialien für die Produktion von Wissen, Waren und Dienstleistungen zu verändern.
- Bulkchemikalien – Chemikalien, deren Jahresproduktion 20.000 t im Jahr übersteigt.
- cradle to grave/gate (von der Wiege bis zur Bahre/zum Werktor) – bezeichnet typische Rahmensetzungen beim Life Cycle Assessment (LCA). Der umfassendere Cradle-to-Grave-Rahmen betrachtet also Umwelteffekte vom Herstellungsprozess, über die Nutzung bis hin zur Entsorgung des Produkts.
- Enzym – ein biologisches Molekül, meist ein Protein, das chemische Reaktionen initiiert bzw. deren Geschwindigkeit erhöht, d. h. katalysiert (vgl. Biokatalysator).
- Feinchemikalien – hochwertige Chemikalien wie etwa Arzneimittel, Kosmetika und Lebensmittelzusatzstoffe. Werden in der Regel nach ihrem Einsatzbereich klassifiziert (siehe auch Spezialchemikalien).
- Fermentation – technisches Verfahren, in dem die Stoffwechsellleistungen von Mikroorganismen, wie etwa Bakterien, Hefen und Pilze, genutzt werden, um Substrate, wie z. B. Biomasse, Zucker oder Öle in die gewünschten Moleküle oder Produkte umzuwandeln.
- grüne Biotechnologie – Anwendung biotechnologischer Verfahren im Bereich der Landwirtschaft.
- Grundchemikalien – Chemikalien, die das Ausgangsmaterial für viele andere Industrieerzeugnisse darstellen. Grundchemikalien sind meist chemisch sehr einfach aufgebaute Substanzen. Grundchemikalien werden in großen Mengen hergestellt und weiterverarbeitet und sind deshalb auch zugleich Bulkchemikalien (Produktionsmenge über 20.000 t/Jahr).
- industrielle Biotechnologie – auch als weiße Biotechnologie bezeichnet, nutzt biotechnologische Instrumente zur Verarbeitung und Herstellung von Chemikalien, Materialien und Energie. Die industrielle Biotechnologie verwendet hauptsächlich Mikroorganismen oder Enzyme zur Herstellung vielfältigster Produkte von Zitronensäure (eine Grundchemikalie) über Säfte, Bier, Polymilchsäure (ein Biokunststoff) und Vitamine bis hin zu Reinigungsmitteln, Papier, Textilien und Biokraftstoffen wie Ethanol. Die biotechnologische Verarbeitung kann an beliebigen Stellen des Produktionsprozesses stattfinden, unabhängig von der Art des genutzten Rohstoffes (z. B. erneuerbare Rohstoffe, fossile Brennstoffe oder anorganische Stoffe).
- Life Cycle Assessment (LCA) – Verfahren, das zur Bewertung der Umweltwirkungen eines Produkts/einer Dienstleistung unter Einbeziehung aller Stadien des jeweiligen Lebenszyklus, von der Rohstoffgewinnung über die Produktion, den Verkauf, die Anwendung bis hin zur Entsorgung oder Wiederverwendung («cradle to grave») genutzt wird. Wird häufig im Vergleich zu einem Konkurrenzprodukt durchgeführt. LCA mit speziell definiertem Vorgehen werden auch Ökobilanz genannt.



Metabolic Engineering – Anwendung gentechnischer Verfahren zur Optimierung von genetischen und regulatorischen Prozessen in Zellen, um die Produktion einer bestimmten Substanz in den Zellen zu erhöhen.

Mikroorganismus – eine einfache Lebensform mikroskopischer oder submikroskopischer Größe, wie etwa Bakterien, Hefen, Pilze oder Archaea. Mikroorganismen werden in der Herstellung von flüssigen Biobrennstoffen und biobasierten Chemikalien eingesetzt sowie zur Erzeugung von Enzymen.

Ökobilanz – siehe Life Cycle Assessment

Plattformchemikalien – können mit einer geringen Anzahl von Prozessschritten aus Biomasse gewonnen werden und zeichnen sich dadurch aus, dass sich aus ihnen ganze Produktstammbäume von Industriechemikalien ableiten lassen. Sie werden daher in großen Mengen benötigt (siehe auch Bulkchemikalien).

rote Biotechnologie – wird in Medizin und im Gesundheitswesen angewendet. Typische Produkte: Stammzellen, Antibiotika.

Spezialchemikalien (auch als Performance- oder Effektchemikalien bezeichnet) – hochwertige Produkte, die meist für einen speziellen Bedarf auf dem Markt zusammengesetzt und hergestellt werden. Sie haben im Vergleich zu Bulkchemikalien i. d. R. geringe Produktionsvolumina (< 10.000 t im Jahr). Beispiele sind Schmierstoffe, Enzyme, Fettsäuren, Steroide. Sie werden meist nach ihrer Funktion beschrieben.

weiße Biotechnologie – siehe industrielle Biotechnologie.



**BÜRO FÜR TECHNIKFOLGEN-ABSCHÄTZUNG
BEIM DEUTSCHEN BUNDESTAG**

KARLSRUHER INSTITUT FÜR TECHNOLOGIE (KIT)

Neue Schönhauser Straße 10
10178 Berlin

Fon +49 30 28491-0
Fax +49 30 28491-119

buero@tab-beim-bundestag.de
www.tab-beim-bundestag.de