

Zur Anwendung des Optimalitätsprinzips in der Ökotechnologie

Beitrag zur Grundlegung einer nachhaltigen Produktion

Habilitationsschrift

vorgelegt am 15. März 2003

der Fakultät für Bauingenieurwesen
der Bauhaus-Universität Weimar

von

Dr.-Ing. Konrad Soyez

geb. am 23.02.1946 in Hohenstein-Ernstthal/Sa.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand als Ergebnis langjähriger projektbezogener Forschungsarbeiten am früheren Institut für Biotechnologie in Leipzig und der Universität Potsdam.

Dem Direktorium des früheren Zentrums für Umweltwissenschaften der Universität Potsdam, insbesondere Herrn Professor Dr. H.-R. Bork, gilt mein Dank für die beständige Unterstützung meiner Arbeitsgruppe Ökotechnologie, innerhalb derer diese Arbeit vorbereitet wurde.

Dem Leiter des Lehrstuhls Umweltbildung der Universität Potsdam, Herr Professor Dr. K.-P. Berndt, bin ich für die Unterstützung bei der Anfertigung der Arbeit dankbar verpflichtet.

Herrn Professor Dr. W. Bidlingmaier, Leiter des Lehrstuhls Abfallwirtschaft an der Bauhaus-Universität Weimar, danke ich für die Anregung, die Arbeit als Habilitationsschrift einzureichen, sowie für sein stetes förderliches Interesse.

Die methodische Basis fußt auf früheren Arbeiten meines akademischen Lehrers, Herrn Professor Dr. S. Kattanek von der TU Magdeburg, dem ich für diese Fundierung meiner wissenschaftlichen Arbeiten danke. Wesentliche Anregungen zur Vertiefung des Optimalitätsprinzips in der Ökotechnologie entstammen der Zusammenarbeit mit Herrn Hochschuldozenten Dr. habil. M. Prause, Leiter der Arbeitsgruppe Modellierung/Optimierung am ehemaligen Institut für Biotechnologie Leipzig, sowie dem Chairman der Arbeitsgruppe Ecological bioprocessing der Europäischen Föderation Biotechnologie, Herrn Professor Dr. Anton Moser von der TU Graz.

Die fachlichen Einzelergebnisse zur Modellierung und Optimierung von Bioprozessen, zur ökologischen Bewertung, zum Stoffstrommanagement, zur Kompostierung und zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung wurden in enger Zusammenarbeit mit meinen früheren und derzeitigen Mitarbeitern und Kollegen ausgearbeitet. Mein Dank dafür gilt vor allem Herrn Dipl.-Ing. D. Baier, Herrn Dipl.-Ing. T. Herrmann, Herrn Dr. J. Kaiser, Herrn Dipl.-Ing. M. Koller, Herrn Dipl.-Ing. S. Plickert, Herrn Dipl.-Ing. Th. Schorr, Frau Dr. D. Thrän und Frau Dipl.-Ing. D. Völker.

Inhaltsverzeichnis

Kapitel 1: Einleitung und Problemstellung.....	8
Kapitel 2: Ökologische Technologie und Optimalitätsprinzip.....	11
2.1 Zur Definition der ökologischen Technologie	11
2.2 Ökologische Prinzipien	12
2.3 Zum Optimalitätsprinzip in der ökologischen Technologie.....	16
2.4 Zur Formulierung der grundsätzlichen Optimierungsaufgabe	19
2.5 Überblick über Optimierungskriterien für die Ökotechnologie	21
2.5.1 Erweiterte Kostenfunktionen.....	22
2.5.2 Gebrauchswert orientierte Bewertungsgrößen.....	22
2.5.3 Ökologische Bewertungsgrößen.....	23
2.5.4 Zielgrößen für Nachhaltigkeitsbewertungen	25
Kapitel 3: Kurzbeschreibung und Einordnung der untersuchten Technologien.....	30
3.1 Prozessbeispiel 1: Bioprotein-Produktion	30
3.2 Prozessbeispiel 2: Kompostierung unter CO ₂ -Nutzung	32
3.3 Prozessbeispiel 3: Mechanisch-biologische Abfallbehandlung	34
Kapitel 4: Untersuchungen zur Optimierung von Prozessen.....	37
4.1 Untersuchungen an Kostenfunktionen	37
4.2 Optimierung unter Nutzung von Gebrauchswerten.....	39
4.3 Untersuchungen zur Optimierung nach ökobilanziellen Wirkungskategorien	42
4.3.1 Minimierung der Umweltbelastungen des Gesamtsystems von Vorbehandlung und Ablagerung von MBA-Prozessen.....	42
4.3.2 Optimale Emissionsminderung durch verbesserte Gasreinigung.....	44
4.3.3 Optimierung der MBA durch Ausschleusung von Wertstoffen	47
4.4 Untersuchungen an nachhaltigkeitsbezogenen Zielfunktionen	49
Kapitel 5: Zur Anwendung des Optimalitätsprinzips bei der Modellerstellung.....	51
5.1 Einige Überlegungen zur Modellierung	51
5.2 Auswahl der Messanordnung und der Messgenauigkeit zur Bestimmung von Prozessparametern bei SCP-Prozessen	52
5.3 Modellierung des Temperatureinflusses bei der SCP-Produktion	54
5.4 Untersuchungen zur Steuerung der Kompostierung unter Nutzung einfacher Modellansätze.....	57
5.4.1 Simulation von Anfahrverläufen der Kompostierung mit einfachen kinetischen Ansätzen (SOYEZ, 1995).....	57
5.4.2 Simulation der Steuerung von Temperaturverläufen	60
5.4.3 Prozessbeschreibung mit einem erweiterten kinetischen Ansatz	61

Kapitel 6: Aspekte der Optimalität unter weiteren Ökoprinzipien.....	64
6.1 Aspekte der Bewahrung der Biodiversität.....	64
6.2 Aspekte der optimalen Prozessdimension - dezentrale Produktion	67
6.2.1 Optimale dezentrale SCP-Produktion aus Abfall-Methanol	67
6.2.2 Ökologisch optimale Transportentfernungen für MBA-Produkte	69
6.3 Aspekte der Assimilationskapazität	70
6.3.1 Vergleich der Reaktivität von Behandlungsprodukten und natürlichen Habitaten	72
6.3.2 Tolerabilität von emissionsseitigen Umweltwirkungen der Ablagerung	74
Kapitel 7: Zusammenfassung und Thesen	76
7.1 Ökologische Technologie und Optimalitätsprinzip.....	76
7.2 Ergebnisse zu den speziellen Prozessen.....	78

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1	Schematische Darstellung zum Optimalpunkt	19
Abbildung 2-2	Iterationsfolge der Optimierung	20
Abbildung 2-3	Indikatoren für die Bestimmung von Aspekten der Nachhaltigkeit	Fehler! Textmarke nicht
Abbildung 2-4	Zielsystem „Nachhaltiges Stoffstrommanagement“	26
Abbildung 3-1	Konzept des Carboferm-Verfahrens	33
Abbildung 3-2	Vereinfachte Materialflussdiagramme einer MBA	35
Abbildung 4-1	Gebrauchswertorientierte Bewertung der SCP-Produktion	41
Abbildung 4-2	Einfluss von Rottedauer und Methanoxidationskapazität auf das Treibhauspotenzial	44
Abbildung 4-3	Einfluss von Emissionen von MBA-Rohgas auf ökobilanzielle Wirkungskategorien	45
Abbildung 4-4	Grenznutzen der Abluftreinigung bezüglich des Treibhauspotenzials	46
Abbildung 4-5	Auswirkung stofflicher Verwertungsoptionen auf die Potenziale zur Versauerung und Eutrophierung	48
Abbildung 4-6	Tatsächliche Biomasseflüsse der Untersuchungsregion	Fehler! Textmarke nicht definiert.
Abbildung 4-7	Optimierte Biomasseflüsse der Untersuchungsregion	50
Abbildung 5-1	Meßanordnungen zur Bestimmung der stöchiometrischen Koeffizienten	53
Abbildung 5-2	Optimaler Aufwand der SCP-Produktion in Abhängigkeit von Prozesstemperatur und Biomasseertrag	55
Abbildung 5-3	Schema des Reaktionssystems der Kompostierung	Fehler! Textmarke nicht definiert.
Abbildung 5-4	Temperatur und Wärmemengen im kleintechnischen Kompostierungsreaktor	58
Abbildung 5-5	Vergleich der gemessenen und mit Modell bestimmten Rottetemperatur	59
Abbildung 5-6	Einfluss der Temperatur der Rotteausgangsmasse auf charakteristische Prozesszeitpunkte	60
Abbildung 5-7	Simulation der Luftmengeneinstellung für die Steuerung der Rotteguttemperatur	61
Abbildung 5-8	Vergleich von Experiment und Simulation	63
Abbildung 6-1	Auswirkung von Transportentfernungen auf das Sommersmogpotenzial	70
Abbildung 6-2	Steuerung der Deponieanforderungen durch Ökosystemparameter und Einpassung der Abfallwirtschaft in die Ökosphäre	71
Abbildung 6-3	Im Atmungstest entstandener CO ₂ -Kohlenstoff von unvorbehandelten und mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen im Vergleich zu Erlenstreu und einem Oberboden	73

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1	Formulierung von Ersatzgrößen für die Nachhaltigkeitsbewertung	Fehler! Textmarke nicht d
Tabelle 2-2	Ökobilanzielle Wirkungskategorien und ihre ökologische Relevanz	23
Tabelle 2-3	Bearbeitungsstufen für ein Zielsystem	25
Tabelle 2-4	Indikatorenansatz zur Beurteilung des regionalen Holz-Stoffstroms	28
Tabelle 3-1	Beispiele für Produktionsorganismen für Bioprotein.....	31
Tabelle 4-1	Kostenfaktoren der Optimierung.....	38
Tabelle 4-2	Optimierungsergebnisse für die SCP-Produktion nach Zielgrößen	41
Tabelle 4-3	Substanzgruppen des Abgases von MBA und ihre Klimarelevanz.....	44
Tabelle 4-4	Treibhauseffekt-Bilanz der regenerativen thermischen Abgasreinigung	47
Tabelle 5-1	Abhängigkeit des Fehlers der Sauerstoff-Verbrauchskoeffizienten	53
Tabelle 5-2	Einfluss der Temperatur auf die SCP-Produktion.....	54
Tabelle 6-1	Ausgewählte Parameter von SCP-Produktionskulturen	65
Tabelle 6-2	Vergleich von SCP-Produktionsstämmen nach Qualitätskennziffern	66
Tabelle 6-3	Relevanzkriterien für die ökologische Verträglichkeit der MBA	72
Tabelle 6-4	AT ₄ -Werte von natürlichen Böden und Restabfall (PICHLER, 1999)	73

Abkürzungen

AbfAbfV	Abfallablagerungsverordnung
AETP	Aquatic toxic potential; aquatisches Toxizitätspotenzial
AP	Acidification potential; Versauerungspotenzial
AT ₄	Sauerstoffverbrauchskoeffizient („Atmungsaktivität“) zur Kennzeichnung der Reaktivität von Abfall
BImSchV	Bundesimmissionsschutzverordnung
Carboferm [®]	Warenzeichen des Carboferm-Verfahrens
C _{org}	Organischer Kohlenstoff
DECHEMA	Deutsche Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V.
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
Fermosin [®]	Warenzeichen des Fermosin-Futterhefe-Verfahrens
GWP	Global warming potential, Globale Erwärmung, Treibhauspotenzial
H _o	Oberer Heizwert
HTP	Human toxic potential; Humantoxisches Potenzial
k	Kinetische Konstante
krit. Vol.	Kritisches Volumen; Maßzahl für die Ökobilanzierung
MBA	Mechanisch-biologische Abfallbehandlung
Mg	Megagramm, Tonne
MVA	Müllverbrennungsanlage
N ₂ O	Distickstoffoxid (Lachgas)
NE-Metalle	Nichteisenmetalle
NMVOC	Flüchtige organische Verbindungen außer Methan
NP	Nutritional potential; Eutrophierungspotenzial
ODP	Ozone depletion potential, Ozonabbaupotenzial
PCB (DIN)	Polycyclische chlorierte Biphenyle (gemessen nach DIN-Methode)
PCOP	Photochemical ozone creation potential, Photochemisches Ozonbildungspotenzial, Sommersmogpotenzial
RTO	Regenerativ thermische Oxidation
s	Substratkonzentration
SBS	Sekundärbrennstoff
SCP	Single cell protein, Einzellerprotein
T	Temperatur
TASi	Technische Anleitung Siedlungsabfall
TETP	Terrestrial toxic potential; terrestrisches Toxizitätspotenzial
TOC	Total organic carbon, organischer Gesamtkohlenstoff
x	Biomassekonzentration
Y	Ertragskoeffizient bei Biomassebildungsprozessen
Z	Zielgröße
Z*	Optimierte Zielgröße

Kapitel 1: Einleitung und Zielstellung

Um eine kontinuierliche ökonomische und soziale Entwicklung heute und zukünftig zu gewährleisten und gleichzeitig die natürliche Umwelt und damit die Lebensgrundlagen zu bewahren, reicht die herkömmliche Betrachtung einzelner Aspekte der gesellschaftlichen Realität nicht mehr aus. Ein neuer Ansatz ist erforderlich, der alle gesellschaftlichen Bereiche umfasst. Mit dem Leitbild der „Nachhaltigen Entwicklung“ ist ein solcher zukunftsfähiger Zugang zur Problemlösung beschrieben.

Nachhaltige Entwicklung erfordert auch im Bereich der Produktion, Forderungen aus Ökonomie, Ökologie und sozialen Bedingungen gleichermaßen zu berücksichtigen. Das bedeutet u.a., Umweltschutz direkt in die Produktionsprozesse zu integrieren, die Wertschöpfung unter gleichzeitiger Berücksichtigung von Produzenten- und von Konsumenteninteressen auszurichten und Zukunftsbedarfe einzubeziehen.

Als ein neues technologisches Paradigma zur Erweiterung der klassischen, auf ökonomische und (eingeschränkt) soziale Belange konzentrierten Technologie ist dafür eine „Ökologische Technologie“ zu erarbeiten, die Produktionsprozesse unter Anwendung ökologischer Prinzipien gestaltet (MOSER, 1994)¹.

Die dabei anzuwendenden ökologischen Prinzipien beziehen sich einerseits darauf, Technologien biozentrisch zu entwerfen, d.h., sie in das vorgegebene tragende System der Biosphäre unter Berücksichtigung von deren Eigenschaften und deren Leistungsfähigkeit sowie ohne irreversible Störung des langfristig etablierten dynamischen Gleichgewichts einzuordnen und primär ihr Potential biosystembezogen zu nutzen².

Andererseits ist die Spezifik technologischer gegenüber natürlichen Systemen zu berücksichtigen: Sie sind durch Ressourcenverbrauch gekennzeichnet, sind immer zweckbestimmt und werden in einem komplexen dynamischen Entwurfsprozess ausgearbeitet, wobei für jede Aufgabenstellung prinzipiell mehrere Lösungen möglich sind (WOLFFGRAM, 1978). Zielrichtungen technologischer Entwurfsarbeit sind die umfassende Bilanzierung aller Material- und Energieströme mit dem Ziel ihrer Reduzierung sowie der Ausschöpfung der naturgesetzlich vorgegebenen Leistungsgrenzen der Produktionsprozesse.

Bereits der Umstand, dass mehrere Lösungen vorliegen können, erzwingt Auswahl und Entscheidungen. Das ist für jede Technologie der Fall. Darüber hinaus bestehen aber auch zwischen den Forderungen natürlicher Prinzipien und dem tatsächlichen Gestaltungsspielraum technologischer Prozesse Spannungen. Zudem ist zu erwarten, dass sich die einzelnen Prinzipien zumindest teilweise gegenseitig ausschließen. Um dennoch zu praktischen Lösungen zu kommen, sind Kompromisse zu bilden. Diese können nur an Hand eines geeigneten Bewertungskriteriums aufgelöst werden. Die Lösung soll die bezüglich dieses Bewertungskriteriums günstigste sein. Damit ist ein Optimierungsproblem gegeben. Das Prinzip der Optimalität, in den siebziger Jahren von Kattanek (KATTANEK, 1971) in die Technologie eingeführt, erscheint daher auch als ein konstituierendes Prinzip der Ökotechnologie. Es muss näher wissenschaftlich untersucht, für die

¹ Analog wird der Begriff „Industrial ecology“ verwendet (z.B. GARNER, 1995). Gemeinsamkeiten bestehen auch mit dem Produktionsintegrierten Umweltschutz (PIUS) als Teil der integrierenden vorsorgenden Produktpolitik (VDI, 2002).

² Es gehört zu den allgemein anerkannten Grundansichten über Nachhaltigkeit, dass die Befriedigung heutiger wie künftiger menschlicher Bedürfnisse nur dann möglich sein wird, wenn die Natur (Biosphäre) als Lebens- und Produktionsgrundlage erhalten bleibt (ENERGIE-ENQUETE, 2001).

Anwendung aufbereitet, mit Beispielen demonstriert und so praxisbezogen implementiert werden.

Ziel der Arbeit ist es, das Arbeitsgebiet der Ökotechnologie durch die praxisbezogene Prüfung von ökologischen Prinzipien und ihre Umsetzung im Rahmen des Optimalitätsprinzips zur Prozess- und Verfahrensentwicklung weiter zu fundieren. Das soll auch dazu beitragen, Entscheidungen für die Gestaltung von stoffwandelnden Prozessen sowie deren Einbindung in gesamtgesellschaftliche Prozesse auf einer nachhaltigkeitsbezogenen richtigen objektiven Basis und unter jeweiliger Abwägung von Aufwand und Nutzen, gemessen an dem ausgewählten Zielkriterium, zu treffen.

Dazu werden in einem ersten Kapitel Vorstellungen zu solchen ökologischen Prinzipien zusammengestellt und die Notwendigkeit des Optimalitätsprinzips an Hand der typischen Charakteristika von technologischen Prozessen sowie der ökologischen Prinzipien begründet. Es geht jedoch nicht darum, weitere Prinzipien abzuleiten, diese zu bewerten oder zu einem geschlossenen System zusammen zu fügen; vielmehr ist Ziel, klar zu stellen, dass die Prinzipien beim Prozessdesign zu beachten sind, und dabei zu berücksichtigen, dass sie sich - wie zu zeigen sein wird - mindestens teilweise ausschließen.

Bereits eingangs ist darauf hinzuweisen, dass es sich bei dem hier behandelten Optimalitätsprinzip um ein technologisches Prinzip handelt, das die beste Lösung aus der Kompromissmenge aller betrachteten Faktoren wirtschaftlicher, ökologischer und sozialer Art herbeiführen soll. Es unterscheidet sich von der Optimierung im Sinne bester Leistungen z.B. von Organismen in der biotechnologischen Forschung, wo es auf die Ausschöpfung von (ggf. zu bestimmenden) Leistungsgrenzen ankommt, ohne die Einbindung in das System nachhaltigen Wirtschaftens explizit zu erfassen. In gewissem Sinne wird mit dieser Art der Optimierung der gesamte Definitionsbereich möglicher Lösungen der technologischen Optimierung bereitgestellt. In vielen Fällen können auch auf dieser Ebene Ausschließungen von ungeeigneten Varianten von Lösungen erfolgen.

In einem zweiten Kapitel wird als Voraussetzung für die Optimierung ein für die Nachhaltigkeitsbewertung geeignetes Zielkriterium diskutiert. Die an sich anzustrebende Schaffung eines globalen Bewertungsmaßstabes, der alle Forderungen der Nachhaltigkeit komplex einschließt, erscheint allerdings derzeit nicht möglich, ist aber auch nicht unumgänglich erforderlich. Denn auch ein schrittweises Vorgehen kann zu sinnvollen Ergebnissen führen.

So bietet es sich an, zunächst von den Forderungen auszugehen, die die heutige Ökonomie stellt, d.h. Orientierung am wirtschaftlichen Aufwand unter Nutzung von Preisen. Da aber die Preise nicht alle ökologischen Wirkungen beschreiben, unter Nachhaltigkeitsaspekten Wirtschaftlichkeit allein nicht ausreicht und die heute angewendeten ökonomischen Bewertungskriterien eine Einbeziehung anderer Effekte nicht ausreichend gewährleisten, sind hier Erweiterungen angezeigt. Sie können in der Vergrößerung des Betrachtungshorizontes über den Einzelprozess hinaus bestehen, Produkteigenschaften und Gebrauchswerte einbeziehen, aber auch ökologische und direkter an Nachhaltigkeit orientierte Teilziele berücksichtigen. Entsprechend wird eine geeignete Hierarchie von Bewertungskriterien erstellt.

An Hand der im Ergebnis dieser Kapitel vorliegenden ökologischen Prinzipien und von geeigneten Modellen von Zielfunktionen erfolgt die Untersuchung an ausgewählten technologischen Prozessen in Fallstudien. Bei deren Auswahl ist volkswirtschaftliche Relevanz bezüglich der Größenordnung der Produktion und der Branchenzuordnung berücksichtigt, so dass die Untersuchungen auch verallgemeinerbare Ergebnisse erbringen.

Behandelt werden drei Prozessbeispiele aus der Biotechnologie und der Abfallwirtschaft, die am ehemaligen Institut für Biotechnologie Leipzig und an der Universität Potsdam, teils in öffentlich geförderten Forschungsprojekten, teils im Auftrag der Wirtschaft, im Zusammenhang mit der Lösung praktischer Probleme bearbeitet wurden:

- die Produktion von Einzellerprotein aus Erdöldestillaten (SCP),
- ein Verfahren zur Kombination von Kompostierung und Gewächshausproduktion,
- die mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA).

Die Einzelprozesse werden im Kapitel 3 jeweils kurz beschrieben, um die verfahrenstechnischen Spezifika zu verdeutlichen. Das schließt eine grobe orientierende Einstufung der Einzelprozesse unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten ein.

Die Anwendung des Optimalitätsprinzips wird an praxisrelevanten Beispielen der drei ausgewählten Prozesse in Kapitel 4 behandelt; wo möglich werden verallgemeinerbare Ergebnisse abgeleitet.

Das Optimalitätsprinzip setzt eine Behandlung auf der Basis von Modellen voraus. Die Erstellung der Modelle wird daher in einem besonderen Kapitel 5 beschrieben. Dabei geht es speziell um eine methodische Orientierung, Modelle mit geringem Aufwand und angepasst an die jeweilige Zielstellung zu entwickeln, wobei auch der Aufwand für die Modellerstellung in die Gesamtoptimierung eingeht und so der optimale Modellierungsaufwand gefunden wird.

Im Kapitel 6 sind Betrachtungen zu den Problemkreisen Biodiversität, dezentrale Produktion und Assimilationskapazität zusammengestellt, die sich im Zusammenhang mit dem Optimalitätsprinzip ergeben.

Abschließend werden die inhaltlichen und methodische Ergebnisse zusammengefasst und einige Schlussfolgerungen für die weitere Entwicklung des Gebiets der ökologischen Technologie gezogen, die der Diskussion um die Nachhaltigkeit im Bereich der Produktion Impulse in Richtung Ökotechnologie geben, eine Prozessgestaltung unter Berücksichtigung der ökologischen Prinzipien unterstützen und das Prinzip der Optimalität im Entwurfsgeschehen technologischer Prozesse sowie darüber hinaus bei Entscheidungen gesellschaftlicher Prozesse weiter verankern helfen.

Kapitel 2: Ökologische Technologie und Optimalitätsprinzip

Allgemein unterscheiden sich technologische gegenüber Naturprozessen durch ihre Zielgerichtetheit zur Erfüllung von Bedürfnissen des Menschen. Das schließt neben der sozialen und der ökonomischen auch die ökologische Komponente der Nachhaltigkeit ein. Ökologische Technologie³ verlangt über die Forderungen allgemeiner Technologie hinaus, die natürlichen Bedingungen umfassend zu berücksichtigen, was seine beste Ausprägung dann erfährt, wenn sich Technologien in das natürliche System vollständig integrieren lassen. Diese Integration ist dann gewährleistet, wenn natürliche Prinzipien befolgt werden. In ihrem Charakter als „Technologien“ werden „ökologische Technologien“ aber gleichzeitig Anforderungen aus dem klassischen Entwurfsprozess zu berücksichtigen haben, so dass auch die „natürlichen Prinzipien“ im Zusammenhang mit der technologischen Entwicklungsaufgabe angewendet werden müssen, d.h. sich insgesamt am Maßstab der Nachhaltigkeit messen lassen. Die einfache Übertragung natürlicher Prinzipien auf Technologien genügt nicht; Betrachtung im Zusammenhang ist erforderlich. Der Entwurfsprozess kann nur durch einen Abgleich von Alternativen über eine Optimierung unter richtig gewählter Zielgröße zu einem sinnvollen Ergebnis führen.

2.1 Zur Definition der ökologischen Technologie

Die Entwicklung einer ökologischen Technologie ergibt sich aus den Forderungen der Nachhaltigkeit in der materiellen Produktion. Diese verlangt, neben den ökonomischen und sozialen Anforderungen an Produktionsprozesse auch ökologische Bedingungen einzuhalten. Die ökonomische und die soziale Komponente sind bereits Gegenstand der klassischen Technologie⁴ - einer zielgerichteten menschlichen Tätigkeit, den dem Endzweck dient, die menschliche Wohlfahrt zu erhöhen. Technologie ist von komplexem Charakter. Sie wird in einem dynamischen Prozess entwickelt. Eine Vielzahl von Lösungen für eine gegebene Aufgabenstellung sind möglich. Sie benötigt Aufwendungen (WOLFFGRAM, 1978; zu den Einzelheiten siehe 2.3).

Der ökologische Aspekt kommt bereits ins Spiel, wenn der Aufwandscharakter von Technologie und insbesondere der Verbrauch von natürlichen Ressourcen mit den Rückwirkungen auf das natürliche System berücksichtigt werden. Entscheidend ist aber der Umstand, dass Technologie generell nur im Rahmen der Funktionsfähigkeit des ökologischen Systems möglich ist, da dieses die tragende Sphäre jeglicher menschlicher Tätigkeit darstellt.

Ihre Einbindung in das tragende ökologische System und die Aufrechterhaltung der vollen Funktionsfähigkeit sind daher Hauptforderungen an die ökologische Technologie. Sie stellt daher eine Erweiterung der klassischen Technologie dar. Sie baut auf den rationellen Entwurfsprinzipien der Technologie auf und berücksichtigt ökologische Prinzipien, um die Funktionsfähigkeit des ökologischen Systems sicher zu stellen.

³ Zu unterscheiden ist zwischen „Technologie“ als der Wissenschaft von der Gestaltung von technischen Prozessen allgemein und der konkreten Ausprägung einer Technologie als der Gesamtheit der technischen Prozesse für die Herstellung eines Produktes oder einer Dienstleistung. In dieser Arbeit ist primär von der allgemeinen Technologie die Rede, die dann auf technologische Prozesse im Besonderen angewendet wird.

⁴ Es bleibt dahin gestellt, wie weit die klassische Technologie und die daraus entwickelten Produktionsverfahren beide Forderungen - ökonomisch und sozial - auch tatsächlich erfüllen.

Ökologische Technologie kann daher definiert werden als Technologie, die vollständig in die Biosphäre eingebettet⁵ ist und die gesamte Breite der Biodiversität in einer ganzheitlichen und gering invasiven⁶ Weise nutzt, um unter Anwendung ökologischer Prinzipien den Nutzen für die Menschheit zu erhöhen (MOSER, 1994).

2.2 Ökologische Prinzipien

Ökologische Prinzipien sind die Gestaltungsprinzipien ökologischer Technologien. In ihrer Anwendung sind sie keine Vorschriften für die Gestaltung der Technologien im einzelnen (MOSER, 1993). Sie sind für konkrete Prozesse jeweils weiter zu operationalisieren und in Handlungsanweisungen umzusetzen⁷.

Derartige Prinzipien sind von mehreren Autoren beschrieben worden. DALY (1989) nennt z.B. 76 natürliche Designprinzipien. Die von der Enquete-Kommission des deutschen Bundestages entwickelten Nachhaltigkeitsregeln⁸ (ENQUETE, 1994) sind ebenfalls ökologische Prinzipien, die sich speziell auf den Stoffhaushalt beziehen und in der Stoffwirtschaft auch angewendet werden (VDI, 2002). Bereits seit den siebziger Jahren werden Produkt- und Prozessplanungen nach ökologischen Kriterien gefordert bzw. durchgeführt (HERRMANN, 1977).

Die folgende Darstellungsweise ökologischer Prinzipien fußt auf den Ergebnissen der Task Force Ecological bioprocessing der Europäischen Föderation Biotechnologie (MOSER, 1994).

Danach werden zwei Gruppen ökologischer Prinzipien unterschieden:

In einer ersten Gruppe werden zwei Ökoprinzipien erfasst, die aus der Natur, d. h. von den natürlichen Vorgängen ableitbar sind. Als solche stellen sie Prinzipien dar, die von der Evolution hervorgebracht und demzufolge grundlegend ökologisch verträglich sind (Ökoprinzip 1 und 2). Allerdings müssen solche Prinzipien für ihre Anwendung in technologischen Prozessen an den Forderungen der Nachhaltigkeit gemessen werden, weil natürliche Prozesse nicht notwendig zu gesellschaftlicher Nachhaltigkeit führen. Daher werden in einer zweiten Gruppe Prinzipien der rationalen technologische Entwurfsarbeit⁹ erfasst. Sie stellen bewährte Methodiken dar, die sich insbesondere auf den wirtschaftlichen Einsatz von Materialien und Energie beziehen. Wirtschaftlichkeit ist dabei verstanden als Methode, mit beschränkten Ressourcen maximale Ausbeuten zu erzielen bzw. bei vorgegebener Ausbeute mit dem minimalen Einsatz der Ressourcen auszukommen (Ökoprinzip 3 und 4)¹⁰.

⁵ Einbettung bedeutet, dass Technologien in engem Wechselspiel mit den natürlichen Randbedingungen stehen und nicht losgelöst von ihnen entworfen werden dürfen, damit sie nicht das außer ihnen vorhandene dynamische Wechselspiel in der Natur stören.

⁶ Invasivität: Durch das Maß der Invasivität werden harte und weiche Technologien unterscheidbar. Eine Technologie wird als invasiv oder hart bezeichnet, wenn die technische Manipulation auf der Ebene der zugrundeliegenden Wirkprinzipien erfolgt, im Falle von Bioprocessen z.B. auf der Ebene der Gene; bei den Energieprozessen z.B. auf der Ebene der atomaren Reaktionen wie Kernspaltung. Gering invasive Prozesse kommen mit Manipulationen auf der Ebene der Phänomene aus, in der Biotechnologie z.B. die Selektion und Nutzung von natürlicherweise vorkommenden Mikroorganismenarten statt der gentechnischen Neuschaffung von Organismen (nach v. GLEICH, 1994).

⁷ Eine derartige Operationalisierung wurde beispielsweise für die Abfallwirtschaft durchgeführt und auf das Herhof-Trockenstabilat-Verfahren angewendet (SOYEZ, 2000).

⁸ Nachhaltigkeitsregeln: Nutzung erneuerbarer Ressourcen unterhalb der Regenerationsrate; Freisetzung von Stoffen kleiner als die Aufnahmefähigkeit der Umwelt; Minimierung der Nutzung nicht erneuerbarer Ressourcen, wobei der Nutzungsumfang auf das Maß beschränkt sein soll, in dem gleichwertiger Ersatz in Form erneuerbarer Ressourcen geschaffen wird; Berücksichtigung des Zeitmaßes natürlicher Prozesse.

⁹ Schaltungsprinzipien wie Stromführung (Gegenstrom, Gleichstrom), Kaskadenschaltung; Prozessführung nahe dem Gleichgewichtszustand.

¹⁰ Hinzuweisen ist ausdrücklich darauf, dass die im Rahmen dieser Arbeit dargestellten Ökoprinzipien sowie die Zuordnung von Forderungen an Technologien zu diesen Ökoprinzipien vorläufig sind und daher auch kein geschlos-

Ökoprinzip 1:

Einbettung der Technosphäre in die Ökosphäre mit dem Ziel, das dynamische Gleichgewicht der Natur nicht irreversibel zu stören

Die Einpassbarkeit von Technologien in die Ökosysteme („Konsistenzprinzip“, ENQUETE, 1994) stellt das Basisprinzip ökologischer Technologie dar und muss daher eine grundlegende Rolle in der technologischen Arbeit spielen. Die technologischen Material- und Energieflüsse sind mit den natürlichen Prozessen in Umfang und Intensität abzugleichen. Zu berücksichtigen sind die lokalen und globalen dynamischen Gleichgewichte, die globalen Zyklen, Atmosphäre und Klima, Meeres-, Küsten- und terrestrischen Systeme, Frischwasser-Ressourcen und Biodiversitätsaspekte. Zu berücksichtigen ist auch, dass alle Prozesse abhängig von einander ablaufen.

Abgeleitete Forderungen:

- Die Nutzung von erneuerbaren an Stelle von nicht erneuerbaren Rohstoffen aus Land- und Forstwirtschaft hat hohe Priorität. Sie hat entsprechend den klimatischen, regionalen und sozialen Bedingungen zu erfolgen und die natürliche Reproduktionsrate zu berücksichtigen.
- Um Stoffwandlungsreaktionen zu katalysieren, sollen erneuerbare Biokatalysatoren anstelle toxischer Schwermetalle eingesetzt werden.
- Bei der Herstellung von Gebrauchsgütern sind bioabbaubare Erzeugnisse vorzuziehen.
- Nicht abbaubare Produkte wie Minerale sind nach Maßgabe der zulässigen Schadstoffanreicherungen und unter Nutzung von Senken zur Ausschleusung von Schadstoffen zu rezyklieren.
- Die Produktionszyklen sind möglichst weitgehend in die natürlichen Zyklen einzupassen.
- Solarenergie ist in allen Varianten zu nutzen. Dafür ist ein technologisches Mix von Photovoltaik, Solarthermie, Geothermie, Wind- und Wasserkraft, Biomasse und Wasserstofftechnologie angepasst an die regionalen Verhältnisse bereit zu stellen.

Ökoprinzip 2:

Nutzung des Potentials der Biosphäre in biozentrischer Weise

Das Prinzip steht in engem Zusammenhang mit dem 1. Ökoprinzip. Es stellt klar, dass die Nutzung des Potentials möglich und zulässig ist, allerdings betrachtet unter Berücksichtigung der auf die Natur wirkenden Rückkopplungen, nicht lediglich aus Sicht der menschlichen Bedürfnisse und technischer Erfordernisse. Diversität in biologischer, technologischer, kulturellen Hinsicht ist das erfolgreichste natürliche Prinzip; es muss übertragen angewendet werden. Die Regeneration der natürlichen Leistungsfähigkeit muss sicher gestellt werden („Regenerationsprinzip“, ENERGIE-ENQUETE, 2002). Ein essentieller Faktor ist hierbei die Einhaltung der Assimilationsfähigkeit sowie der Regenerations- und Pufferkapazitäten der natürlichen Systeme für Stoffe und Produkte, Nebenprodukte und Abfälle.

senes widerspruchsfreies System darstellen. Vielmehr sind sie als erweiterbares Handwerkszeug auf zu fassen, das als Heuristik zu betrachten und in den je konkreten Situationen auszugestalten ist.

Abgeleitete Forderungen:

- Genutzt werden kann die gesamte genetische Information der Erde einschließlich aller Tiere, Pflanzen und Zellen. Allerdings schließt die Nutzung die Verantwortung für das Überleben der Arten und das Wohlbefinden der Individuen ein.
- Das natürliche Potential sollte genutzt bzw. ausgeschöpft werden, bevor neue Organismen z. B. durch Gentechnik geschaffen werden. Das verlangt nach breiterer Kenntnis der verfügbaren Diversität. Neuartige Potenzen sind besonders in extremen Habitaten zu suchen.
- Die natürliche Assimilationsfähigkeit des Ökosystems kann ausgeschöpft werden. Daher sind Nullemissionen nicht zu verlangen: Richtschnur zulässiger Emissionen, z.B. von Schadstoffen, sind die Assimilationsleistungen, Regenerations- und Pufferkapazitäten der natürlichen Systeme. Die vom Menschen induzierten Emissionen dürfen diese nicht überschreiten. In Fällen unbekannter Leistungen müssen geogene Referenzen und deren Schwankungsbreiten zugrunde gelegt werden. Um sicher zu gehen, sind sämtliche negativen Umweltwirkungen von vorn herein zu minimieren.
- Natürlichen (Bio-)Prozessen soll möglichst Vorrang vor Syntheseprozessen der Chemieproduktion eingeräumt werden.
- Die komplexen Interaktionen sind zu berücksichtigen und ihrem natürlichen Status zu belassen.
- Die Zeitmaße der natürlichen Prozesse müssen eingehalten werden, um die evolutionär entwickelten Reaktionsmöglichkeiten des natürlichen Systems nutzen zu können und sie nicht zu überfordern.
- Die Fruchtbarkeit von Land ist zu bewahren; es ist vor Übernutzung und Erosion zu schützen. Das ist besonders zu berücksichtigen, wenn nachwachsende Rohstoffe als neue Basis für die industrielle Produktion bereitgestellt werden sollen.
- Unmittelbar mit der Forschung für Technologien sind ökologische Forschungen zu verknüpfen, um von vornherein die Vereinbarkeit der technologischen Effekte mit den Erfordernissen der natürlichen Systeme zu gewährleisten. Es genügt also nicht, im Nachhinein die Umweltverträglichkeit zu konstatieren, sondern die Umweltsituation ist in den Designprozess der Technologie einzubeziehen.
- Der Diversität der natürlichen Systeme angepasst sind diverse Technologien zu entwickeln. Alle Aktivitäten sind an die existierenden Randbedingungen anzupassen, d.h. dezentrale Technologien und Realisierungen zu schaffen und dafür ein technologisches Mix bereitzuhalten.
- Bei der Prozessgestaltung sind die Akteure - die Menschen - zu berücksichtigen. Die Humanressourcen aller Menschen sind gerecht (d.h. ungeachtet Alter, Geschlecht, Rasse, Nation) zu nutzen.

Einige Forderungen aus den Ökoprinzipien 1 und 2 lassen sich gemäß ihrem Rang für die technologische Entwurfsarbeit als abgeleitete technologische Ökoprinzipien fassen.

Ökoprinzip 3:

Problemlösung auf kleinstmöglichem Niveau unter Berücksichtigung der globalen Randbedingungen (Kriterium Regionalität)

Die Auswirkung einer Handlung, Maßnahme etc. soll in den regionalen Kontext gestellt und so betrachtet werden. Übergeordnete Zielstellungen im globalen Rahmen sind in der jeweils konkreten Situation angepasst anzuwenden. Ein solches „Naheverhältnis“ ist insbesondere zum Ressourcen- und Regenerationskriterium mit Bezug auf die geologischen Bedingungen („geogene Referenz“) gegeben. In gewisser Weise entspricht dieses Kriterium der Subsidiarität, nunmehr aber in ökologischer statt sozialer Betrachtung angewendet (STARK, 2002). Der regionale Aspekt wird auch durch das Schlagwort „Global denken, lokal handeln“ zum Ausdruck gebracht.

Abgeleitete Forderungen:

- Die Produktion hat zuerst für die Erfüllung der lokalen Bedürfnisse und Bedingungen (Rohstoffe, Arbeit, gewachsene Sozialstrukturen) zu erfolgen, ehe Forderungen von überregionalen Märkten erfüllt werden.
- Dezentrale Produktionen sind zu entwickeln.
- Die lokalen Bioressourcen sind zuerst zu nutzen.
- Abprodukte sind nach Maßgabe der lokalen geogenen Verhältnisse zu konditionieren und abzulagern (falls Verwertungen nicht möglich sind)¹¹.
- Transportaufwendungen sind zu minimieren; Produktion und Verwertung sollten möglichst in unmittelbarer Nachbarschaft erfolgen (dezentrale Produktion)
- Regionale Ressourcen und Senken sollen nicht überbeansprucht werden. Nur so ist ihre Leistungsfähigkeit zu erhalten. Diesem Umstand ist höhere Bedeutung einzuräumen als der Vermeidung von Transporten.

Ökoprinzip 4:

Sicherung höchster Effektivität

Im technischen Bereich ist die Effizienz von Technologien zu steigern, um dadurch Einsparungen an Stoff und Energie und damit Effekte für Nachhaltigkeit zu erzielen. Das muss den gesamten technologischen Prozess einschließlich des Entwurfsprozesses umfassen. Dabei ist das Gesamtsystem mit geeigneten Schnittstellen zur gesellschaftlichen Produktion zu definieren. Das Prinzip entstammt direkt der ingenieurtechnischen Entwurfsarbeit und kann für die Gestaltung von ökologischen Technologien übernommen werden. Es basiert auf der Erkenntnis, dass das in der Technologie entscheidende Kriterium der „Effizienz“ kein „natürliches“ Prinzip ist; in der Natur herrscht Geschwindigkeit vor Effizienz (BLEY, 2002).

Abgeleitete Forderungen:

- Die für Prozesse und Dienstleistungen einzusetzenden Stoff- und Energiemengen sind zu minimieren. Das entspricht zum einen der Grundforderung nach schonendem Umgang mit den nur begrenzt verfügbaren Ressourcen. Ergänzend ist aber zu beachten, dass bereits der Umgang mit

¹¹ Dem entspricht u.a. das Prinzip „Gleiches zu Gleichem“, wie es derzeit in den Bodengesetzgebung in Deutschland favorisiert wird (UBA, 2002).

Stoffen zu Umweltbelastungen führt und deshalb auch ohne den Ressourcenaspekt eine Minimierung des Stoffeinsatzes durch geeignetes Stoffstrommanagement erforderlich ist (SCHMIDT-BLEEK, 1993; BRINGEZU, 2000).

- Die Prozesse sind ganzheitlich zu betrachten unter Berücksichtigung der wesentlichen¹² Effekte und der Schnittstellen zu vor- und nachgeschalteten Prozessen.
- Forschungsaktivitäten sind in die Entwurfsprozesse zu integrieren und mit ihnen unter gemeinsamer Zielgröße zu behandeln. Entscheidend ist der Gesamtaufwand aus Forschung und nachfolgender Produktion.
- Die technologische Entwurfsarbeit ist auf der Basis von Modellen zu gestalten, wobei die Modelle eine an die Aufgabenstellung und den Grad der Zielerreichung angepasste Genauigkeit haben müssen. Am Anfang des Entwurfsprozesses genügen einfache Modelle und formale Analogien (MOSER, 1994A). Modelle sind für die wesentlichen Prozessaspekte gleichmäßig zu entwickeln (Homogenitätsprinzip; KATTANEK, 1971; 1972), da das Gesamtergebnis von der geringsten Modellgüte bestimmt wird.

2.3 Zum Optimalitätsprinzip in der ökologischen Technologie

Die technologische Entwurfsarbeit muss zu einem widerspruchsfreien Ergebnis führen, das im gesellschaftlichen Reproduktionsprozess umgesetzt werden kann. Die Untersuchung der technologischen Prinzipien ergibt dabei, dass ihre Anwendung allein diese widerspruchsfreie Lösung nicht sicherstellt, da stets eine Vielzahl von technischen Lösungen möglich sind. So ist ein weiteres, übergeordnetes Prinzip nötig, um aus den möglichen Alternativen des technologischen Gestaltungsprozesses eine Auswahl zu treffen. Diese Alternativen spannen die Lösungsmenge auf, aus der ein Kompromiss zu finden ist. Dabei wird allerdings nicht irgendein, sondern der im Sinne eines Bewertungskriteriums beste Kompromiss gesucht. Das führt zu einem Optimierungsproblem. Sinnvolle, d.h. bezüglich des Bewertungskriteriums beste technologische Lösungen und in Sonderheit ökologische Problemlösungen sind daher nur unter Anwendung der Optimierung erzielbar. Es liegt daher nahe, ein Optimalitätsprinzip als konstituierendes Prinzip jeder Technologie anzusehen (KATTANEK, 1971; PRAUSE, 1984A).

Die im folgenden dargestellten Überlegungen zu den Charakteristika jeder Technologie (WOLFFGRAM, 1978; PRAUSE, 1984) verdeutlichen das. Sie zeigen auch, dass die Anwendung von ökologischen Prinzipien ohne den Einsatz des Optimalitätsprinzips nicht sinnvoll ist. Das unterstreicht, dass das Optimalitätsprinzip auch für die Ökotechnologie zur Geltung gebracht werden muss.

Zielorientierung. Aufgabe der Technologie ist die Erfüllung menschlicher Bedürfnisse¹³. In der Ökotechnologie ist das zwar ebenfalls eine grundlegende Forderung, sie schließt hier aber ein, dass die Ökosphäre in ihrer vollen Funktionsfähigkeit zumindest erhalten wird, weil sie die natürliche Basis für das menschliche Leben darstellt, in die alle technologischen Aktivitäten eingebettet werden müssen. Ohne natürliches Trägersystem keine Technologie! So ist in der Ökotechnologie zu akzeptieren, dass die Bedürfnisse auch tatsächliche reale Bedürfnisse der Gesellschaft

¹² Ob eine Einflußgröße „wesentlich“ ist, kann allerdings erst am Ende eines Entwurfsprozesses an Hand des Einflusses auf die Zielfunktion (s.u.) definitiv bestimmt werden, woraus sich ein trial and error-Prozess des technologischen Entwurfs ergibt.

¹³ Die Sinnfälligkeit der Bedürfnisse soll hier nicht bewertet werden. Generell ist allerdings voraus zu schicken, dass eine ökologische Technologie nicht darauf ausgerichtet sein kann, unbegründete oder dem Gemeinwohl entgegenstehende Bedürfnisse zu befriedigen.

und der Menschen sind und nicht Konsumbedarfe von Minderheiten, und dass sie in einer Weise befriedigt werden, durch welche die Wohlfahrt der Menschheit tatsächlich erreicht werden kann. Daraus folgt, dass nicht alle Wunschvorstellungen bis zu dem individuell erwünschten Ziel erfüllt werden können, zumal nicht gleichzeitig. Das Optimalitätsprinzip hat zu steuern, welche speziellen Prozesse ablaufen können, auf welche Weise, und mit welchem Aufwand.

Komplexer und aktiver Charakter. Grundsätzlich kann ein Produktionsprozess nur dann realisiert werden, wenn verschiedene Arten von Bedingungen gleichzeitig erfüllt sind: Mehrere Disziplinen der Naturwissenschaften, der Technik und der Sozialwissenschaften müssen zusammenwirken und in einer Weise geregelt werden, dass diese Kombination der Disziplinen ein qualitativ neues Resultat ermöglicht und erreicht. Welche wissenschaftlichen Disziplinen im speziellen Fall genutzt werden, muss unter Anwendung des Optimalitätsprinzips ermittelt werden¹⁴.

Da Technologien nicht gegen Naturgesetze verstoßen können und sie ohne Freiheitsgrade einhalten müssen (BENEDEK, 1967), ist aktives Handeln in der Technologie diesbezüglich nicht möglich; insoweit ist der Charakter der Technologie passiv. Aber andererseits beeinflusst die Technologie aktiv den Forschungs- und Entwicklungsprozess, wenn und indem sie vorgibt, was zu erforschen ist, um bessere Verfahren und bessere Resultate zu erzielen. Eine solche Vorgabe ist allerdings wiederum nur möglich, wenn eine Betrachtung aller Effekte gleichzeitig und ganzheitlich, d.h. auf holistische Weise erfolgt, wobei Zeit und Aufwand zu berücksichtigen sind, für die der günstigste Wert gefunden werden muss. Diese methodische Basis ist nur durch das Optimalitätsprinzip gegeben.

Varietät möglicher Lösungen. In den Naturwissenschaften ist nur eine, die "wahre" Lösung möglich - diejenige, welche den Naturgesetzen entspricht, in der Technologie jedoch mehrere unterschiedliche Lösungen, wie die offenbare Vielzahl von Verfahrensentwicklungen zeigt - auch wenn technologieintern jeweils nur die den Naturgesetzen entsprechende Gestaltungsmenge (BENEDEK, 1967) vorrätig ist. Die technologischen Lösungen können gleichzeitig vorliegen. Wenn aber mehrere parallele Lösungen denkbar sind, bezogen auf Prozesse, Apparate, Prozessführungen etc., welche alle die Anforderungen an das Produkt und die von der Produktion ausgehenden Wirkungen im Grundsatz erfüllen, dann stellt sich die Frage, welche dieser Lösungen vorzuziehen ist. Hier ist die beste Lösung unter Anwendung des Optimalitätsprinzips zu finden.

Dynamischer Charakter. Der dynamische Charakter der Technologie ergibt sich zunächst bereits aus der Abfolge von technologischen Lösungen für ein- und dieselbe Aufgabe durch Fortentwicklung des Standes der Technik. Hinzu kommt aber die Zeitabhängigkeit für die Erstellung der einzelnen Lösung. Der Zeitaufwand für die Erstellung der Lösungen ist offenkundig, da sich die Lösung eines technologischen Problems als das Ergebnis von Forschung, Entwicklung, Produktion, Vermarktung etc. darstellt. Um all diese Stufen zu durchlaufen, braucht es Zeit, um so mehr, als diese Prozessetappen nicht einlinig verlaufen, sondern als trial and error. Fallweise werden die Systemantworten auch längere Zeit brauchen, z. B. bei Praxisexperimenten. Je größer der Zeitaufwand, mit desto besseren Ergebnissen kann gerechnet werden, allerdings steigt dann auch der materielle Aufwand, und die Lösung wird erst später erreicht; mit negativen Folgen für Wirtschaftlichkeit und andere Bewertungskriterien. Hier ist nach dem optimalen Zeitverlauf zu fragen, der auch die Entscheidung über den tatsächlich zu treibenden Aufwand beinhaltet¹⁵.

¹⁴ Darüber hinaus sind ökonomische und soziale Voraussetzungen zu erfüllen, auf die hier nicht näher eingegangen wird.

¹⁵ Unberührt davon ist der nicht zu vernachlässigende Umstand, dass bestimmte Wirkungen von Technologien oftmals erst nach sehr langen Zeiträumen überhaupt bekannt werden (z.B. Umwelteffekte bestimmter Stoffe wie halogenierte Kohlenwasserstoffe etc). Solche Langzeiteffekte können vermutlich auch nicht durch sorgfältigere Untersu-

Ressourcenverbrauchscharakter. Jede technische Lösung beinhaltet Aufwand in Form materieller und immaterieller Leistungen. Bezogen auf den Materialeinsatz ist zu berücksichtigen, dass Material nicht unbegrenzt verfügbar ist und dass dieses zu einem bestimmten Zeitpunkt erschöpft sein wird. Daraus ergibt sich die Aufforderung, die vorhandenen Ressourcen entsprechend aufzuteilen. Diese Aufteilung sollte rational sein, d.h. entsprechend den tatsächlichen Bedürfnissen, und sie sollte gerecht sein, entsprechend den Bedürfnissen aller, nicht nur einiger individueller Gruppen. Weiterhin ist die Ausnutzung der Ressourcen mit Belastungen für die Ökosysteme verbunden, die als Rohstoffentnahmen sowie mit der Rückgabe von Abfallstoffen als Produkte des industriellen Metabolismus in die Natur verbunden ist. Der Umfang dieser Einflussnahmen darf die Reaktivität oder Assimilationsfähigkeit der natürlichen Systeme nicht übersteigen und die Leistungsfähigkeit nicht über einen zulässigen Grad hinaus beeinflussen - da das technische System ohne die tragende Biosphäre eben nicht existieren kann.

Mit Bezug auf die unbegrenzten natürlichen Ressourcen, wie die Solarenergie, muss berücksichtigt werden, dass auch diese nur unter Aufwand - mit technischen Mitteln - gewinnbar sind. Weiterhin sind die menschlichen Ressourcen, z.B. die Kreativität und das Problemlösungspotenzial, als immaterielle Ressourcen der Technologie - zwar generell nicht limitiert, aber das aktuelle Potential für die Problemlösung ist jeweils doch beschränkt. Ihre Reproduktion verlangt ebenfalls Aufwand. Daher wird auf diesem Gebiet die Frage nach der richtigen Aufteilung der verfügbaren Ressourcen auf die aussichtsreichsten Ziele zu fragen und durch das Optimalitätsprinzip zu beantworten sein.

Widersprüchlichkeit der Wirkungen von Ökoprinzipien. Bezüglich der Ökotechnologie erhält das Optimalitätsprinzip eine weitere Dimension mit Bezug auf die Anwendung der ökologischen Prinzipien, und zwar aus zwei Gründen: zum einen ist die Optimierung der Effektivität und der Ressourceneinsparung für sich selbst ein Ökoprinzip. Dabei darf Effizienz sich nicht nur auf ein spezielles Produktionssystem beziehen, wie das bei betriebswirtschaftlichen Optimierungen üblich (und notwendig) ist - sondern das technische Gesamtsystem, den Entwurfsprozess sowie übergreifend auch gesellschaftliche und ökologische Auswirkungen berücksichtigen. Zu erfüllen sind Forderungen von Nachhaltigkeit; diesbezüglich ist Optimalität gefragt¹⁶.

Zum anderen wird das Optimalitätsprinzip essentiell in Hinsicht auf die Anwendung der Ökoprinzipien. Nur mit Hilfe des Optimalitätsprinzips können diese Prinzipien rationell und effektiv eingesetzt werden. Der Grund ist, dass die Ökoprinzipien einander teilweise ausschließen. In ihrer Anwendung auf konkrete Technologien stellen sie ggf. unterschiedlich gerichtete Forderungen und spannen damit eine Kompromissmenge auf, die (nur) durch Optimierung gelöst werden kann.

Beispiele sind Gegenstand dieser Arbeit (s. Kapitel 4:). In verkürzter Form soll an dieser Stelle auf einige hingewiesen werden (SOYEZ, 1994). So können sich die Forderung nach Regionalität bzw. Dezentralität von Anlagenkonzepten und die gleichzeitige Forderung nach höchster Effizienz¹⁷ ausschließen: Denn Effizienz ist - im allgemeinen - besser in großen Anlagen erreichbar. Hier ist also ein Kompromiss bezüglich der richtigen Kapazitätswahl zu treffen (s. 4.1). Ein weiteres Beispiel ist die Forderung nach maximaler Rezirkulation von Produktströmen, um Um-

chungen zur Früherkennung von Effekten, etwa durch Technikfolgenforschung, ermittelt werden, da die Kenntnisbasis fehlt. Sie können daher im unmittelbaren Entwurfsprozess auch keine Rolle spielen.

¹⁶ Streng genommen gilt das für jede Technologie; um so mehr eine Technologie in diese Richtung gesteuert wird, um so mehr gewinnt diese Elemente von Ökotechnologie.

¹⁷ Effizienz ist hier zu verstehen als Quotient aus Ergebnis und Aufwand des technologischen Systems insgesamt. Die Effizienz der Stoffwandlung ist dabei nur ein Faktor. Höchste Stoffwechseleffizienz muss nicht mit höchster Gesamteffizienz einher gehen.

weltbelastungen zu minimieren bzw. die Assimilationskapazität der Biosphäre nicht über zu beanspruchen. Jedoch sind dem Rezirkulationsgrad Grenzen gesetzt, weil sich Produktqualitäten verändern und Prozessmedien bei höherer Rezirkulation Eigenschaften erhalten können, die dem Produktionsziel abträglich sind, so dass auch hier Effizienzeinbußen, verbunden z.B. mit höheren spezifischen Verbräuchen von Rohstoffen und Energie verbunden sein können¹⁸. Ein drittes Beispiel ist die Forderung nach dem Einsatz von erneuerbaren Rohstoffen für eine nachhaltige Stoffproduktion. Unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit sind hierfür Formen der extensiven Landwirtschaft zu nutzen. Mit diesen lässt sich jedoch - bei begrenzter Fläche - eine ausreichende Produktion nicht sicherstellen. Daher sind Intensivformen der Produktion anzuwenden, die durch Dünger- und Pestizideinsatz, ggf. auch durch Nutzung von gentechnisch manipulierten Pflanzen charakterisiert sind (SOYEZ, 1998). Die Gesamtwirkungen sind zu betrachten und unter Maßgabe eines Nachhaltigkeitskriteriums zu optimieren.

2.4 Zur Formulierung der grundsätzlichen Optimierungsaufgabe

Die typische Arbeitsaufgabe der technologischen Optimierung ist es, die speziellen Prozesskonditionen zu ermitteln, unter denen ein Produkt bei minimalem Gesamtaufwand bezüglich einer Zielgröße Z im Rahmen der vorgegebenen Rahmenbedingungen hergestellt werden kann. Vorbedingung für ein Optimierungspotenzial ist, dass eine Kompromissituation vorliegt, d.h. dass Einflussgrößen auf das Prozessresultat in unterschiedliche Richtungen wirken. Die beste Lösung wird dann als Kompromiss der je eigennützigen Forderungen aus den beteiligten Prozessgrößen gefunden werden. Abbildung 2-1 illustriert die Verhältnisse schematisch.

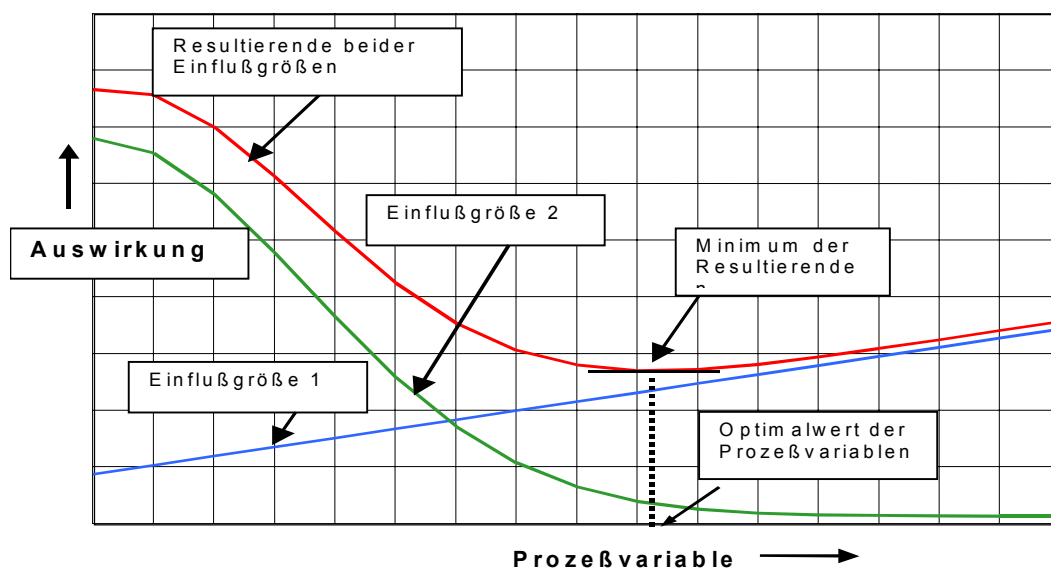


Abbildung 2-1 Schematische Darstellung zum Optimalpunkt

Bei der Optimierung ist eine in der Technologie etablierte Arbeitssequenz iterativ abzuarbeiten (Abbildung 2-2):

¹⁸ Das gilt auch für die volkswirtschaftliche Dimension der Kreislaufwirtschaft. Eine Mehrfachnutzung von Stoffen durch Recycling wird durch die Anreicherung von Schadstoffen limitiert. Zur Realisierung der Kreislaufwirtschaft sind daher auch Entscheidungen über die Führung von Schadstoffströmen zu treffen und ggf. Senken für Schadstoffe vorzusehen (SOYEZ, 2002).

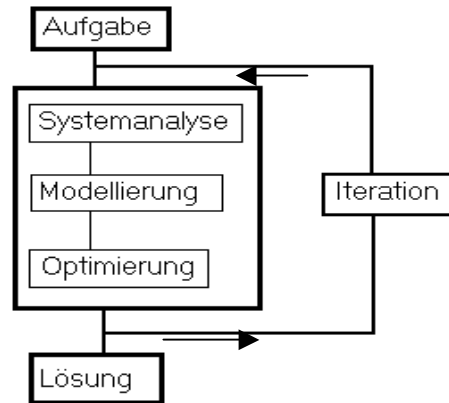


Abbildung 2-2 Bearbeitungssequenz der Optimierung (PRAUSE, 1985)

Sie besteht aus

- der Analyse der gegebenen technologischen Aufgabe,
- der Analyse des zu optimierenden Gesamtsystems (Systemanalyse),
- der Auswahl eines passenden Bewertungs- (Optimierungs-)kriteriums (Zielgröße Z)¹⁹,
- dem Aufbau eines Prozessmodells (Zielfunktion, $Z(a,b,c)$) für alle relevanten Prozessschritte unter Berücksichtigung der Prozessparameter und Randbedingungen,
- der Wahl der Steuerparameter, nach denen die Prozessoptimierung erfolgen soll,
- der Durchführung der Optimierung als mathematischer Aufgabe,
- der Formulierung der nächsten Iterationsschritte,
- der Interpretation der Resultate.

Dabei ist die Zielfunktion $Z(a, b, c)$ für die Zielgröße Z zu optimieren

$$Z = Z(a, b, c) \tag{1}$$

$$Z^* = \min Z \tag{2}$$

- wobei
- Z - Zielgröße mit Bezug auf das Bewertungskriterium
 - Z^* - optimierter Wert von Z
 - a - Vektor der Steuervariablen
 - b - Vektor der Prozessparameter
 - c - Vektor der makro- und mikroökonomischen Parameter

Ziel des Optimierungsprozesses ist es dann, diejenige Kombination der Variablen zu finden, die den kleinst möglichen Wert ergibt.

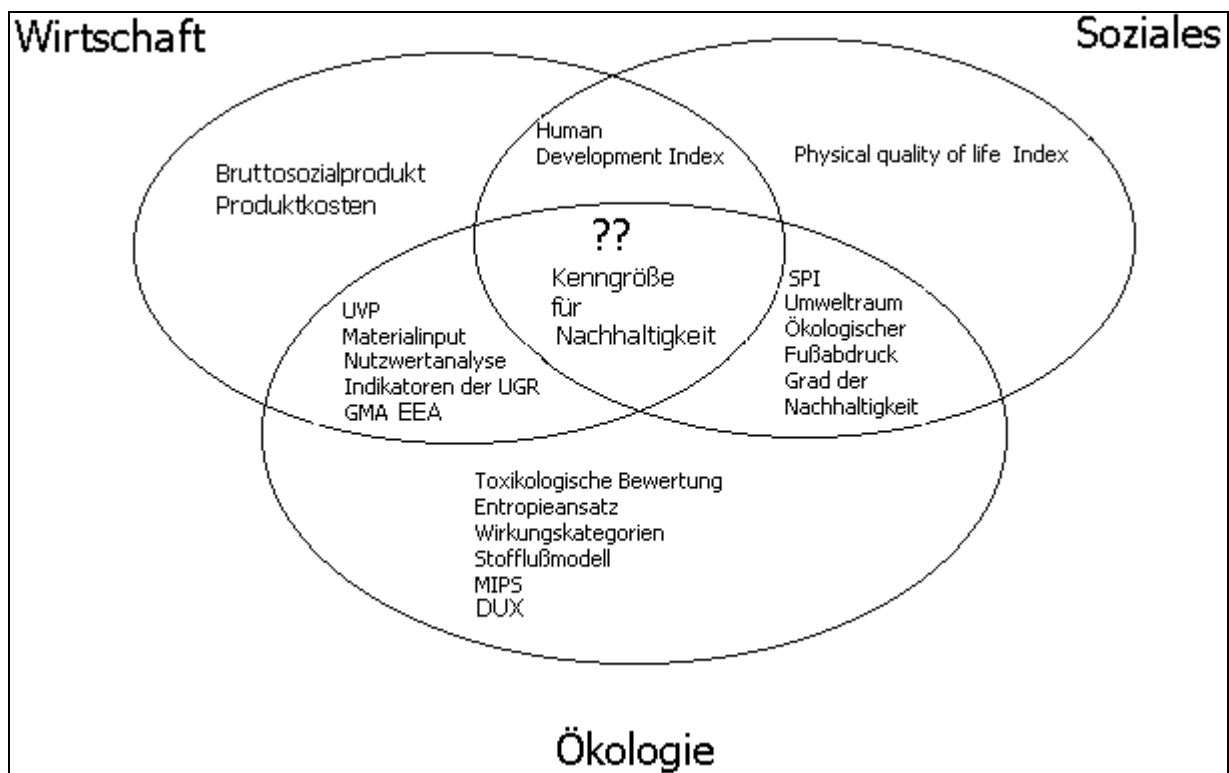
¹⁹ Methodisch hat die Zielgröße eine formale Bedingung zu erfüllen: sie muss skalar sein, da nur eine skalare Größe nach ihrem Wert in einer Reihenfolge geordnet (skaliert) werden kann.

2.5 Überblick über Optimierungskriterien für die Ökotechnologie

Die richtige Festlegung des Bewertungskriteriums Z ist eine entscheidende Voraussetzung für problemadäquate Bewertungen. Ein solches Bewertungskriterium ist mit einem Aufwandsterm gegeben, der den Aufwand pro Produkteinheit²⁰ beschreibt. Dieser kann sich auf beliebige Größen beziehen, traditionell auf Wirtschaftlichkeit, aber auch auf Kenngrößen von Nachhaltigkeit. Letzteres ist für die Betrachtung ökotechnologisch ausgerichteter Prozesse zu fordern. Allerdings ist eine für die Nachhaltigkeit geeignete skalare Bewertungsgröße nicht verfügbar und möglicherweise auch nicht zu finden. Denn die verschiedenen Aspekte von Nachhaltigkeit - wirtschaftlich, sozial und ökologisch - werden durch eine so große Anzahl von überdies unterschiedlich bedeutungsvollen Kriterien beschrieben, dass sich daraus eine einzelne, alle Aspekte gleichermaßen erfassende skalare Größe kaum ableiten lässt.

Einige der gegenwärtig diskutierten Indikatoren für bestimmte Aspekte der Nachhaltigkeit zeigt Abbildung 2-3 (ergänzt nach MOSER, 1994).

Das Schema verdeutlicht, dass für die einzelnen Aspekte sowie für die Schnittmenge von jeweils zwei Aspekten der Nachhaltigkeit Vorschläge vorliegen, die als Ersatzlösungen für die Nachhaltigkeitsbeschreibung dienen können. Dazu müssen sie die für eine konkrete Situation jeweils wesentlichsten Aspekte berücksichtigen.



Legende: MIPS: Materialintensität pro Serviceeinheit; SPI: Sustainable Production Index; UGR: Index der umweltökonomischen Gesamtrechnung; UVP: Index nach Umweltverträglichkeitsprüfung; GMA: Gesamtmaterialaufwand; DUX: Deutscher Umweltindex; EEA: Ecological efficiency analysis (Ökoeffizienzanalyse).

Abbildung 2-3 Indikatoren für die Bestimmung von Aspekten der Nachhaltigkeit

²⁰ Produkt im allgemeinen Sinne, u.a. Dienstleistungen

Sie bieten daher auch Zugänge für Aussagen zur Nachhaltigkeit und sind als Basis für Zielgrößen zur Bewertung ökotechnologischer Prozesse nutzbar bzw. im Gebrauch (s. Tabelle 2-1):

- **Für Ökonomie und Ökologie:** Erweiterungen klassischer Kostenfunktionen unter Einbeziehung der ökologische Kosten
- **Für Ökonomie und Soziales:** Kenngrößen unter Berücksichtigung des Gebrauchswertes²¹ eines Produktes
- **Für Ökologie und Soziales:** Ökologische Bilanzierungsgrößen, die neben den Umweltbelastungen auch Gesundheitsaspekte berücksichtigen können
- **Für Ökologie, Ökonomie und Soziales** (d.h. alle Nachhaltigkeitseffekte): Kenngrößen, die für einen bestimmten Problemausschnitt jeweils mehrere kombinierte Teileffekte zusammenbringen, wie z.B. Ressourceneffizienz (Wirtschaft und Ökologie) mit lokalen Akteursaktivitäten (Wirtschaft und Soziales)

Tabelle 2-1 Formulierung von Ersatzgrößen für die Nachhaltigkeitsbewertung

	Ökologie	Ökonomie	Soziales	Unterziele	Beschreibung der Zielgröße
1	x	x		-	erweiterte Kostenfunktionen
2		x	x	-	Gebrauchswert orientierte Zielgrößen
3	x		x	-	Ökobilanzkriterien
4	x	x		Ressourceneffizienz	Kombinierte Nachhaltigkeitskennzahlen
		x	x	Akteursverhalten	

2.5.1 Erweiterte Kostenfunktionen

Ein sinnvoller Ausgangspunkt auch für die ökologische Bewertung von Technologien sind die klassischen Kostenfunktionen. Diese sind in der existierenden Ökonomie akzeptiert; jedes Unternehmen hat sie zu respektieren, um wirtschaftlich nachhaltig agieren zu können. Ein breites Datenmaterial und methodischer Hintergrund sind vorhanden. Über die Kosten der Arbeit sind soziale Bezüge hergestellt; durch die Kosten für Umweltgüter wie Energie, Wasser, Luft etc. auch ökologische. Allerdings spiegeln sich die realen Kosten für die Umweltgüter bekanntlich in den Preisen nicht wieder. Durch Variationen der Kosten für Rohstoffe und Energie lassen sich externe Aufwendungen aber simulieren und so der wahre Wert dieser Ressourcen in die Bewertung einbringen, so dass sich hieraus Aussagen in Richtung Nachhaltigkeit ableiten lassen.

2.5.2 Gebrauchswert orientierte Bewertungsgrößen

Als Verbesserungen der ökonomischen Bewertungsgrößen in Richtung Nachhaltigkeit kann die Erweiterung des Bezugsrahmens genutzt werden. Insbesondere ist die Einbeziehung der Gebrauchswerte, d. h. der Nützlichkeit der Produkte für einen (für den Menschen) vorgesehenen Zweck der erzeugten Produkte von Relevanz. Da sich im Gebrauchswert die ökonomischen mit den Verbraucherinteressen treffen, schließt eine solche Bewertungsgröße neben den wirtschaftlichen auch weitergehende soziale Bezüge ein. Mit der Nutzungsdauer der Produkte werden daneben auch ökologische Aspekte berührt.

²¹ Die Nützlichkeit eines Dings macht es zum Gebrauchswert. Nützlichkeit ist aber eine soziale Kategorie.

2.5.3 Ökologische Bewertungsgrößen

Ökologische Bewertungsgrößen zielen primär darauf ab, Prozesse nach ökologischen Kriterien zu steuern und so den Verbrauch von Umweltgütern zu reduzieren²². Daneben werden vielfach Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit berücksichtigt, die von Umweltwirkungen ausgehen. Unter der Vielzahl von möglichen Zugängen hat die Methode der ökobilanziellen Bewertungen größte praktische Relevanz erlangt.

Ökobilanzen. Diese basieren auf der Ermittlung von Gesamtwerten sogenannter ökobilanzieller Wirkungskategorien (s. Tabelle 2-2), die aus den Stoff- und Energiebilanzen der betrachteten Prozesse und den ökobilanziellen Einzelwirkungen von Substanzen abgeleitet werden. Die erfassten Stoffe werden bezüglich ihrer Wirkungen in verschiedenen Kategorien bewertet und aggregiert. Diesen Kategorien können jeweils bestimmte Wirkungen im globalen und regionalen ökologischen Kontext sowie für die Gesundheit des Menschen zugeordnet werden. Daher ist Relevanz für ökologische und für soziale Wirkungen gegeben. Ihre Einstufung im einzelnen ist strittig; derzeit wird die Relevanz wie in Tabelle 2-2 beschrieben.

Tabelle 2-2 Ökobilanzielle Wirkungskategorien und ihre ökologische Relevanz

Wirkungskategorie	Schutzziel	Ökologische Relevanz (UBA, 1995)	Klimarelevanz
Treibhauseffekt	Globale Funktionsfähigkeit	sehr große Bedeutung	x
Ozonabbau	Globale Funktionsfähigkeit	keine Angabe	x
Sommersmog	Regionale Funktionsfähigkeit	große Bedeutung	x
Versauerung	Regionale Funktionsfähigkeit	mittlere Bedeutung	
Eutrophierung	Regionale Funktionsfähigkeit	mittlere Bedeutung	
Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit	Menschliche Gesundheit	(Bewertung einzelner Stoffe oder Stoffgruppen)	

Offenkundig sind mit den Wirkungskategorien auch unterschiedliche Aspekte von Nachhaltigkeit erfasst: einige Wirkungskategorien beziehen sich auf globale, die gesamte Umwelt betreffende ökologische Wirkungen, wie insbesondere den Treibhauseffekt und den Ozonabbau. Weitere sind auf unmittelbare Umweltwirkungen im regionalen Kontext bezogen, wie z.B. die Ozonbildungs- (Sommersmog-)potenziale, sowie die Versauerungs- und die Eutrophierungspotenziale. Direkte soziale Auswirkungen werden u.a. durch die humantoxikologischen und kanzerogenen Potenziale erfasst, die die Gesundheit des Menschen beeinträchtigen. Die ökonomischen

²² Beispiele für derartige ökologische Bewertungen sind das SPI-Konzept (NARODOSLAWSKY, 1994) und das MIPS-Konzept (SCHMIDT-BLEEK, 1993). Das SPI-Konzept sieht eine quantitative Bewertung der ökologischen Nachhaltigkeit auf Basis der Inanspruchnahme von Fläche vor, wobei die jeweiligen Anteile für die Rohstoffbereitstellung, die Produktion und die Abproduktbeseitigung von Produktionsprozessen bestimmt werden. SPI eignet sich sowohl zum Vergleich von Prozessen untereinander als auch als Maßgröße für die Ableitung von Schwachstellen einzelner Produktionsprozesse; da die Fläche auf der Erde begrenzt ist, kann aus der SPI-Analyse auch eine Aussage über die generelle Sinnfälligkeit von Produktionsprozessen gezogen werden. Die Datenbasis für Anwendungen ist noch schmal, wird aber durch praktische Anwendungen stetig verbreitert (NARODOSLAWSKY, 2002). Dem MIPS-Konzept liegt die Erkenntnis zu Grunde, dass Umweltwirkungen nicht nur von Schadstoffen ausgehen, sondern dass die Materialströme an sich eine Umweltbelastung darstellen, die dringend vermindert werden muss. Zielstellung der Anwendung des MIPS-Konzeptes ist das Auffinden und Vergleichen von Einsatzmengen von Roh- und Hilfsstoffen mit dem Ziel der substanziellen Minderung. Faktoren von 4 (WEIZSÄCKER, 1997) bzw. 10 (SCHMIDT-BLEEK, 1993) werden als Forderung erhoben und sind in wirtschaftlichen Referenzprojekten auch als möglich nachgewiesen.

Konsequenzen sind nicht unmittelbarer Bestandteil der Ökobilanz; über die jeweils erstellte Sachbilanz lassen sich die Kosteneffekte ermitteln.

Für die jeweils betrachtete Wirkungskategorie können auf der Grundlage der Bilanzen die jeweils optimalen Realisierungen ermittelt werden. Um eine Entscheidung für eine Vorzugsvariante unter Berücksichtigung aller betrachteten Wirkungskategorien gleichzeitig zu ermöglichen, muss dann allerdings noch eine Bewertung nach einem übergeordneten Kriterium erfolgen. Dazu sieht die Praxis der Ökobilanzierung im allgemeinen eine verbale argumentative Bewertung der verschiedenen Ergebnisszenarien vor, ohne das Optimum des Gesamtsystems mathematisch zu bestimmen.

Dieses Vorgehen ist nicht befriedigend; es entspricht aber der Tatsache, dass auch bei einer Ökobilanzierung eine Ober-Zielfunktion angelehnt an die Nachhaltigkeitsdefinition derzeit nicht verfügbar ist und andererseits der Abwägungsprozess oftmals von größerer Wichtigkeit, zumal unter differierenden Standpunkten der Betrachter, und dadurch das geeignete Mittel, die erwünschte Zielstellung einer gemeinsam zu tragenden Entscheidung zu erfüllen. Nichts desto weniger ist an weiterer methodischer Einbeziehung von Globalzielstellungen zu arbeiten. Ansätze dafür sind aus der Methodik der Polyoptimierung abzuleiten (PESCHEL, 1978; 1980). Diese Aussage gilt auch für andere Bewertungsgrößen, für die eine skalare Funktion nicht gebildet werden kann.

Erweiterte Ökobilanzierungen. Erweiterte ökobilanzielle Ansätze sehen u.a. die Verknüpfung mit wirtschaftlichen Größen und mit gesellschaftlichen Faktoren vor. Beispiele sind die Ökoeffizienz-Analyse der BASF (KICHERER, 2002) und der Bayer-Öko-Check (BAYER, 2002).

Die Ökoeffizienz-Analyse lässt eine komplexere Entscheidung unter Beachtung von Ökonomie und ökologischen Faktoren zu. Dabei werden analog zur Ökobilanz die Umweltwirkungen ermittelt, gleichzeitig aber auch die ökonomischen Effekte bestimmt und die jeweiligen Veränderungen normiert gegeneinander aufgetragen. Dabei können Situationen von hoher und von geringer Ökoeffizienz unterschieden und Trends erkannt werden.

Die Öko-Check-Bewertung sieht derzeit die Berücksichtigung von sechs Qualitätskriterien vor, die Aspekte der Nachhaltigkeit jeweils in Kombinationen miteinander beschreiben. Der Bereich Mensch und Gesundheit betrifft den sicheren Umgang mit dem Produkt für Verbraucher, Verarbeiter, Kunden und Mitarbeiter. Ökologie umfasst die Prüfung auf Umweltverträglichkeit. Der Produktlebensweg betrachtet die Folgen und Auswirkungen im übergreifenden Sinne, nachdem das Produkt das Unternehmen verlassen hat. Mit dem Bereich Technologie wird die Produktion an allen Standorten beschrieben, während der Public Value die Akzeptanz des Produktes und den Wert für die Gesellschaft betrachtet. Das Modul Ökonomie ist eingerichtet, um Chancen und Risiken zu wägen.

Die Anwendung aller dieser Methoden für die vergleichende Betrachtung von Produkten ist weit entwickelt. Ökoeffizienz und Ökocheck werden zunehmend genutzt, um die ökologische Präferenz marktwirksam darzustellen, aber auch als Zielgrößen für die betriebliche Optimierung²³.

²³ Die Firma BASF hat bisher 70 Ökoeffizienz-Analysen durchgeführt, teils auch als Dienstleistungen für Dritte.

2.5.4 Zielgrößen für Nachhaltigkeitsbewertungen

Wie bereits diskutiert, umfasst Nachhaltigkeit eine Vielzahl von ökonomischen, umweltseitigen und sozialen Aspekten, denen eine einzelne Kennzahl nicht gerecht werden kann. Eine Optimierung unter Nutzung nur eines umfassenden Kriteriums ist daher auszuschließen. An dessen Stelle sollte eine Menge von Kriterien treten, die bestimmte, im jeweiligen Kontext besonders relevante Aspekte abbilden; dabei ist davon auszugehen, dass solche Kriterien mehrere Aspekte umfassen und auch von daher eine Zuordnung zu den drei klassischen Bereichen der Nachhaltigkeit nicht notwendig ist²⁴.

Ein Zugang bietet sich, indem die anerkannten Nachhaltigkeitsregeln bzw. die ökologischen Prinzipien als Ausgangspunkt genommen und für diese jeweils Indikatoren für die konkrete Situation ausgewählt werden. Daraus ist ein mehrstufiges Zielsystem zu entwickeln, das je nach den Gegebenheiten erweitert oder verengt werden kann, in Einklang mit den Zielsetzungen der Untersuchungen (s. Tabelle 2-3). Unter Nutzung der ausgewählten Indikatoren z_i lässt sich eine Zielfunktion $Z(z_i)$ aufbauen, nach der die Optimierung durchgeführt werden kann.

Tabelle 2-3 Bearbeitungsstufen für ein Zielsystem

Ebene	Aktivität	Herkunft, Grundlage
1	Festlegung von übergeordneten Zielbereichen	an Nachhaltigkeit orientierte Ziele
2	Ableitung von beschreibenden Zielkategorien	ökologische Prinzipien, Gestaltungsprinzipien der Zielgebiete (z.B. Regionen)
3a	Festlegung von Indikatoren	Beschreibung von Details der Zielkategorien gemäß spezifischen Bedarfen der betrachteten Zielgebiete
3b	Definition von Zielgrößen der Indikatoren	Festlegung nach Naturgesetz (scharf), technologischen Forderungen oder als Politikforderungen (unscharf)
4	Beschreibung der wesentlichen Prozesse und Verknüpfung mit den Indikatoren	Anwendungsbereich der Indikatoren gemäß der regionalen Prozesse

Ein Beispiel für ein Zielsystem zeigt Abbildung 2-4 für die Umsetzung eines nachhaltigen regionalen Managements für den Stoffstrom Holz (THRÄN, 2001; SOYEZ, 2002B).

Für die Zielbereiche eines nachhaltigen Stoffstrommanagements können als maßgebliche Bestimmungen für eine nachhaltige Entwicklung ländlich strukturschwacher Regionen die „Ressourcenbewirtschaftung“ und der „Gestaltungsraum der Akteure“ formuliert werden.

Die „Ressourcenbewirtschaftung“ bezieht sich auf übergeordnete Zielstellungen der Stoffpolitik, wie sie aus den globalen oder nationalen Nachhaltigkeitsforderungen abzuleiten sind, z.B. die Forderungen nach der Sicherung der Lebensgrundlagen zukünftiger Generationen. Diese werden über Umweltziele konkretisiert, z.B. Klimaschutzziele und Minderung von Treibhausgasen. Für die praktische Anwendung werden sie in Standards bzw. gesetzliche Regelungen überführt (z.B.

²⁴ Die typische - formale - Dreiteilung von Nachhaltigkeit wird dann durch übergreifende Ziele erfasst. Sozial ist z.B. eine Entwicklung dann, wenn sie der Mehrheit der Bevölkerung eine ausreichend attraktive ökonomische Perspektive in einer lebenswerten Umwelt bietet. Derartige Forderungen lassen sich in einem „Gestaltungsraum der Akteure“ erfassen, der gleichzeitig dem Aspekt des bottom-up gerecht wird (THRÄN, 2001).

Wärmeschutzverordnung, Abfallablagerungsverordnung). Man kann diese Betrachtungsweise auch als top-down-Ansatz bezeichnen.

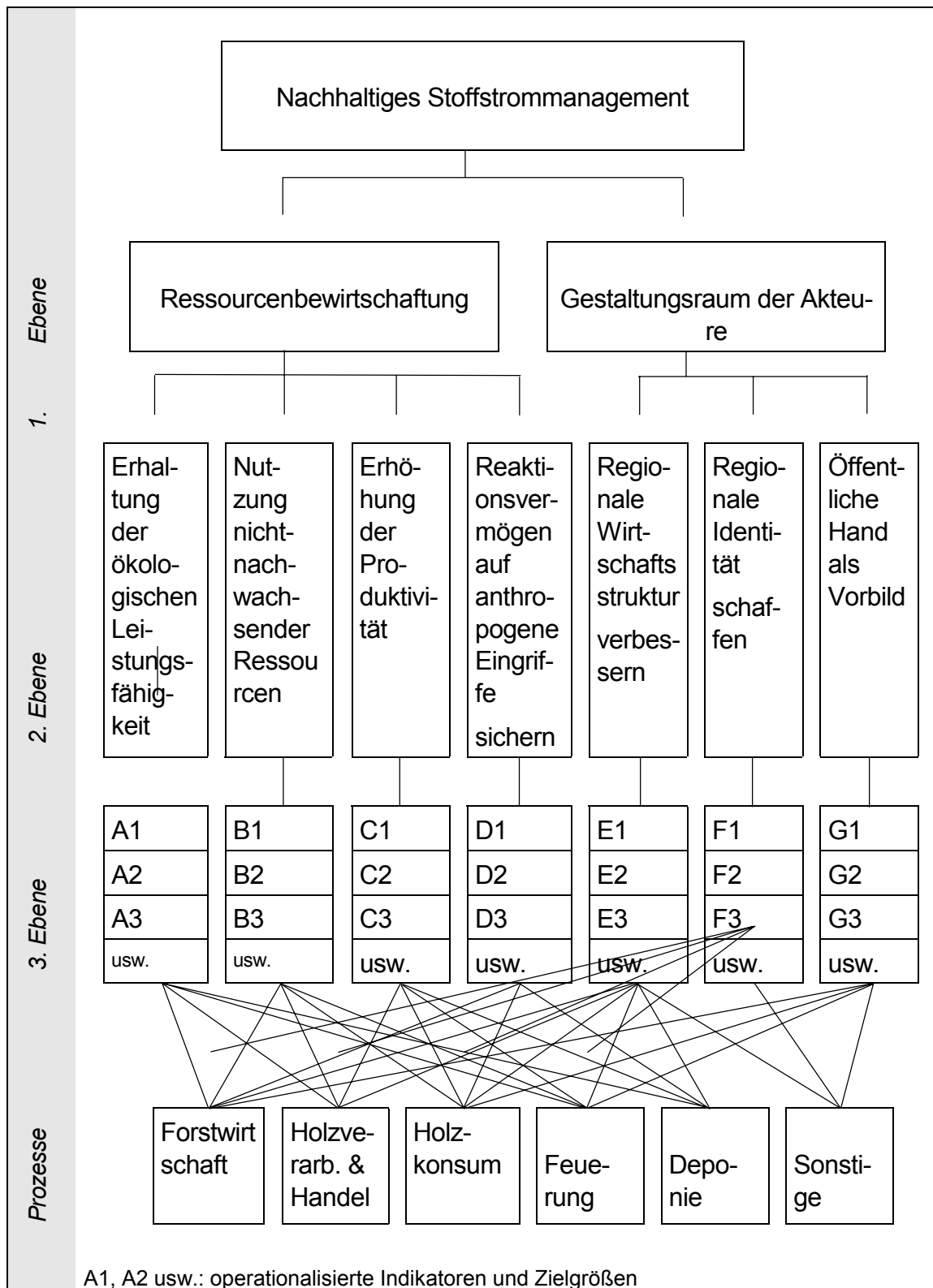


Abbildung 2-4 Zielsystem „Nachhaltiges Stoffstrommanagement“ (THRÄN, 2001)

Der „Gestaltungsraum der Akteure“ wird durch Politiken bestimmt, die sich an der konkreten Problemlage in den Regionen orientieren. Sie ist daher als bottom-up-Zugang zu betrachten. Mit dieser Betrachtungsweise ist gleichzeitig eine Verbindung von top-down und bottom-up hergestellt.

Die beiden Zielbereiche lassen sich beispielsweise wie folgt präzisieren:

A.) Ressourcenbewirtschaftung (Indikatorengruppe z_1)

Für die Ressourcenbewirtschaftung werden analog zu den Ökoprinzipien Zielstellungen formuliert, die zu den Zielkategorien der Gruppen A bis D (Tabelle 2-4) führen:

- Erhaltung der ökologischen Leistungsfähigkeit ($z_{1,A}$)
- Bewahrung des Reaktionsvermögens auf anthropogene Eingriffe ($z_{1,B}$)
- Erhöhung der Produktivität ($z_{1,C}$)
- Nutzung nicht nachwachsender Ressourcen ($z_{1,D}$)

Erhaltung der ökologischen Leistungsfähigkeit. Die Erhaltung der ökologischen Leistungsfähigkeit verlangt großräumig mindestens die quantitative und qualitative Sicherung des regionalen Biomassevorrats. Die anthropogenen Stoffeinträge²⁵ in die Umwelt dürfen den regionalen Umweltzustand nicht manipulieren. Kleinräumig ist bei der Landnutzung die Erhaltung aller ökologischen Funktionen zu gewährleisten, gleichzeitig müssen sich die Stoffeinträge an der lokalen Aufnahmekapazität (insbesondere des Bodens) orientieren. Es sind Freiräume zur Sicherung der Artenvielfalt (Biodiversität) vorzuhalten, die weder bewirtschaftet werden noch von Stoffeinträgen betroffen sind. Die Operationalisierung für den regionalen Holzhaushalts führt auf dieser Basis zu sieben Indikatoren und Zielgrößen ($z_{1,A1} \dots z_{1,A7}$).

Bewahrung des Reaktionsvermögens. Die Bewahrung des Reaktionsvermögens auf anthropogene Einflüsse ist unter der Zielstellung zu betrachten, dass die Grundlage der mittel- und langfristigen regionalen Wirtschaftsplanung die verfügbaren erneuerbaren Ressourcen sind. Gleichzeitig müssen in die Konzeption einer kreislauforientierten Verwertung auch die regionalen Güterlager berücksichtigt und ein Managementsystem für diskontinuierliche Abfallströme entwickelt werden.

Erhöhung der Produktivität. Die Erhöhung der Produktivität hat zum Ziel, die verfügbaren erneuerbaren Ressourcen vollständig und mit hohem Wirkungsgrad zu nutzen. Das wird auf der Entsorgungsseite durch eine Erhöhung der Wiederverwertung ergänzt; diese entspricht einer Mehrfachnutzung der Ressourcen und erhöht die durchschnittliche Produktivität. Bei der Biomassenutzung ist die Verwertung aller Bestandteile der Biomasse zu gewährleisten. Dazu sind Produktionsketten und -netzwerke nötig. Ebenso verlangt eine hochwertige Abfallverwertung die Kooperation verschiedener Branchen zur weitgehenden Kreislaufschließung durch Kaskadennutzung von Stoffen und Energie. Zu fordern ist u.a. die zunehmende energetische Nutzung heizwertreicher Abfälle.

Nutzung nicht nachwachsender Ressourcen. Die Nutzung nicht nachwachsender Ressourcen ist so weit wie möglich einzuschränken und durch die Verwertung von erneuerbaren Rohstoffen zu ersetzen. Ihr müssen gleichgewichtig Versorgungsfunktionen mit erneuerbaren Ressourcen gegenüber stehen. Das zulässige Maß für den Einsatz von nicht erneuerbaren Rohstoffen bestimmt sich aus der Situation in der Region: Der regionale Eigenbedarf an erneuerbaren Ressourcen soll die regionale Ressourcenverfügbarkeit deutlich unterschreiten; eine dadurch ggf.

²⁵ Der Stoffeintrag im Rahmen des regionalen Holzhaushaltes umfasst die (Alt-)Holzverarbeitung (Eintrag in die Umwelt und in die Produkte) sowie die Altholzentsorgung (Eintrag in die Umwelt).

entstehende Versorgungslücke darf bzw. muss durch nicht erneuerbare Ressourcen ergänzt werden.

Weiter muss der in der Region verursachte Stoffeintrag importierter Materialien deutlich unter der regionalen Aufnahmekapazität liegen. Den regionalen Versorgungsfunktionen (mit Ressourcen) sollten auch adäquate Entsorgungsfunktionen gegenüber stehen. Dies verlangt für nicht erneuerbare Ressourcen, Deponiekapazität bereitzustellen, während die erneuerbaren Ressourcen i.a. biologisch abbaubar und somit über das Entsorgungssystem eliminierbar sind. Für den regionalen Holzhaushalt werden die Forderungen an die Nutzung nichtnachwachsender Rohstoffe in Forderungen an die Nutzung nachwachsender Rohstoffe übersetzt. Die Operationalisierung der nachhaltigen Ver- und Entsorgung führt zu fünf Indikatoren und Zielgrößen (s. Tabelle 2-4).

B.) Gestaltungsraum der Akteure (Indikatorengruppe z_2)

Der Gestaltungsraum der Akteure umfasst alle Aktivitäten, die mit dem Management der Stoffströme unter den regionalen Rahmenbedingungen zusammenhängen. Für die akteursbezogenen Ziele werden die Kenngrößen Regionale Wirtschaftsstruktur ($z_{2,E}$), Regionale Identität ($z_{2,F}$) und Einflussmöglichkeiten der öffentlichen Hand ($z_{2,G}$) formuliert. Sie führen zu den Kriterien der Gruppen E bis G (s. Tabelle 2-4).

Optimierungsgröße (Zielgröße, Indikatorsatz)

Der für beide Zielbereiche aus der Menge der Indikatoren abgeleitete Indikatorsatz enthält 27 Indikatoren²⁶ und erstreckt sich auf alle Prozesse (s. Tabelle 2-4). Als Zielgröße lässt sich daher formulieren

$$Z = Z(z_1 \dots z_{27}) \quad (3)$$

Die Optimierung selbst kann erst nach Vorliegen einer daraus aufgebauten Zielfunktion, die alle betrachteten Indikatoren mit entsprechenden Steuergrößen verknüpft, durchgeführt werden. Wie bereits ausgeführt, besteht zumindest bei komplexen Systemen wie dem vorliegenden wenig Aussicht, eine solche komplette Zielfunktion aufzustellen. Für die Zielerfüllung einzelner oder aller Parameter können aber praktische Vorgaben abgeleitet werden, wie in Tabelle 2-4, Spalte 3, beispielhaft für den Landkreis Ostprignitz-Ruppin (Region Nordwestbrandenburg) gezeigt. Es ist darauf hinzuweisen, dass bereits diese Vorgaben – trotz der anwendungsorientierten Auswahl – nur mit erheblichem Aufwand zu bestimmen sind.

Tabelle 2-4 Indikatorsatz zur Beurteilung des regionalen Holz-Stoffstroms

Bezeichnung	Indikator	Zielgröße
Forstwirtschaft		
A3	Anteil ökologischer Vorrangflächen	5% der Waldfläche
A4	Aufforstung	≥ 50 ha pro Jahr
A1 / B1	(Wert-)Holzzuwachs und -einschlag	vollständige Nutzung des Nachhaltigkeitspotenzials

²⁶ Der ursprünglich ausgewählte Indikatorsatz umfasste 49 Größen. Er weist aber Redundanzen und Widersprüche auf, indem u.a. identische Sachverhalte beschrieben werden („Doppelnennungen“), Indikatoren innerhalb eines Prozesses mit identischen Zielgrößen belegt sind („Kombinationen“) und Indikatoren mit widersprüchlichen Zielgrößen belegt sind („Widersprüche“).

Bezeichnung	Indikator	Zielgröße
D1	Zeitraum der Forstplanung	50 Jahre
E2	Assoziierte Waldbewirtschaftung	Mehrheit der Privatwaldbesitzer
Holzverarbeitung und Handel		
C1	Holz-Verarbeitungskapazität (gesamt)	≥ Nachhaltshiebsatz
C6	Energiebedarf für die Holzverarbeitung	≤ 50% des aktuellen Bedarfs
A5	Emissionen bei der (Alt-)Holzverarbeitung	abnehmend (pro produzierte Einheit)
C2	Kapazitäten zur Stammholz-Verarbeitung	>> Verbrauch an Massivholzprodukten
B4	Kapazitäten zur Rest- bzw. Altholzverwertung	≥ Rest- und Altholzanfall
C3	Verwertungsquote für Rest- /Altholz	≥ 7,5 % des Holzverbrauchs
C7	Betriebsübergreifende regionale Kooperationen	mehrheitliche Beteiligung der regionalen Betriebe
E3	KMU zur (Alt)Holzverarbeitung	zunehmend
E4	Stammsitz der Großbetriebe in der Region	Mehrheit der Betriebe
E6	Umsatz im (Alt)Holzbereich	zunehmend
E7	Beschäftigte im (Alt)Holzbereich	mindestens gleichbleibend
E10	Angebot an regionalem Holz	90% der Holzhändler und Baumärkte
F1	Verarbeitung des regionalen Holzes	≥ 50% in der Region
Holzkonsum und Entsorgung		
B3	Regionaler Holzverbrauch	<< Nachhaltshiebsatz
F5 / G4	Anzahl von Gebäuden in Holzbauweise	zunehmend, insbesondere bei öffentlichen Bauten
G2	Einsatz regionaler Hölzer in öffentlichen Bauvorhaben	überproportional zunehmend
G3	Bauteilrecycling in öffentlichen Bauvorhaben	≥7,5% der Holzbauteile
Feuerung		
B2	Energieholzeinschlag	vollständige Nutzung des Potentials
G5	Anzahl der holzgeheizten öffentlichen Einrichtungen	>9% des Wärmebedarfs
E9	Installationsbetriebe mit Holzkessel-Erfahrungen	Mehrheit der Betriebe
Deponie		
A7 / C5	Deponierung belasteter und unbelasteter Hölzer	0

Kapitel 3: Kurzbeschreibung und Einordnung der Technologien

Die untersuchten Prozesse werden kurz beschrieben, um sie als Produktionsprozesse zu charakterisieren und ihre Bedeutung in der Wertschöpfung zu belegen. Der jeweiligen Beschreibung folgt eine Aufstellung der vom Verfasser bei der Verfahrensentwicklung geleisteten eigenständigen Arbeiten sowie eine verbale Einordnung der ökotechnologischen Relevanz, d.h. nach dem Grad der Erfüllung von ökologischen Prinzipien. Diese Einordnung soll lediglich orientierend verdeutlichen, um welche Prozesstypen es sich mit Blick auf die Aufgabenstellung der Entwicklung von Ökotechnologien handelt. Vorwegnehmend ist festzuhalten, dass die Prozesse nicht von vornherein als ökologisch einzustufen sind, allerdings ein Potential in Richtung Nachhaltigkeit besitzen.

3.1 Prozessbeispiel 1: Bioprotein-Produktion

1. Kurzbeschreibung des Prozesses

Als Bioprotein (single cell protein, SCP) wird mikrobielle Zellmasse bezeichnet, die einen hohen Anteil an Proteinen aufweist, seltener das mikrobielle Protein selber. Es wird erzeugt, indem Mikroorganismen durch einen Bioprozess auf geeigneten Rohstoffen (Substraten) im technischen Prozess vermehrt und die gewonnene Biomasse aufgearbeitet werden.

Der Anwendungsbereich der Bioproteine liegt überwiegend bei der Tierernährung zur Ausbalanzierung von Rationen aus energiereichen und proteinreichen Komponenten. SCP wird dabei zur Ergänzung von Getreide (als energiereichem Futterbestandteil) verabreicht und ersetzt pflanzliche oder tierische Proteinquellen nach Maßgabe der Anteile ihrer Inhaltsstoffe (Eiweiß- und Energieträger - BEYER, 1988). Durch spezielle Präparationen können auch für den Menschen verwertbare Proteine gewonnen werden (SOYEZ, 1990; BABEL, 1993; 2000). Neben den proteinreichen Fraktionen des Gesamtprozesses entstehen auch wirtschaftlich und umweltseitig relevante Neben- und Kuppelprodukte wie Biolipidextrakte mit breiten Einsatzpotenzialen in verschiedenen Industriezweigen.

Als Substrate dienen Kohlenhydrate bzw. Kohlenhydrate enthaltende Roh- und Abfallstoffe, u.a. Melasse, Sulfitablaugen und Molke. Daneben werden sog. nicht konventionelle Substrate, vor allem Kohlenwasserstoffe aus Erdöldestillaten (wie n-Paraffine) und Erdgas sowie Methanol, das aus unterschiedlichsten Quellen gewonnen werden kann.. Als Produktionsorganismen kommen zahlreiche Mikroorganismenarten in Frage (s. Tabelle 3-1).

Die Produktionskapazität von SCP-Anlagen reicht von wenigen Mg in dezentralen Anlagen bis zu Großanlagen mit mehreren 100.000 Mg/Jahr. Produktionsanlagen wurden überwiegend in den 70 und 80er Jahren in Japan, Großbritannien, Deutschland, der Sowjetunion, Rumänien und Italien gebaut. In der damaligen DDR ging 1986 eine Anlage zur Produktion von Futterhefe auf der Basis der n-Paraffine von Erdöldestillaten (z.B. von Dieselmotortreibstoff) mit einer Kapazität von 50.000 Mg pro Jahr in Betrieb (FERMOSIN[®]-Verfahren), allerdings nur für eine kurze Zeitspanne. Die Anlage war mit zwei Reaktoren von 2000 m³ Bruttovolumen ausgestattet. Diese funktionierten nach dem Tauchstrahlprinzip (BABEL, 1993; 2000).

Tabelle 3-1 Beispiele für Produktionsorganismen für Bioprotein

Substrat	Nutzbare Mikroorganismen
Sulfitablauge	Candida utilis*, C. tropicalis, Paecilomyces varioti *, Trichosporon spec.
Molke	Candida intermedia, Kluyveromyces fragilis*, Torulopsis bovina*, T. sphaerica *
Kohlenwasserstoffe	Candida guilliermondii*, C. lipolytica*, C. maltosa*, C. paraffinica*, C. pichia*, C. tropicalis *, Lodderomyces elongisporus*, Acinetobacter cerificans*, Pseudomonas spec.
Ethanol	Candida acidothermophilum*, C. ethanophilum*, C. utilis*, Hansenula anomala*, Candida boidinii*
Methanol	Hansenula polymorpha, Pichia pastoris, P. pinus, Methylomonas clara*, M. methylotrophus*, M. methanolica*, Pseudomonas spec.*, Acetobacter methanolicus*
Methan	Methylococcus spec., Methylosinus spec.

Legende: * industriell genutzt

Wegen Problemen bei der Qualitätssicherung der erzeugten Produkte sowie der hohen Kosten im Vergleich zu den Konkurrenzprodukten Soja, Fisch- und Tiermehl wurde die Produktionslinie zum SCP weltweit in den letzten Jahren nicht weiter verfolgt. Sie wird im Zusammenhang mit BSE und der Verwertung von nachwachsenden Rohstoffen wieder diskutiert.

2. Eigene Arbeiten zum Verfahren

Das Verfahren wurde am damaligen Institut für Biotechnologie Leipzig zusammen mit dem Ingenieurtechnischen Zentralbüro Böhlen als Entwickler des Tauchstrahlfermentationssystems und dem Betreiber PCK Schwedt eigenständig entwickelt. Dazu wurden seitens des Verfassers experimentelle Arbeiten zur Versuchstechnik, zur Prozesskinetik und zur Modellerstellung sowie die technisch-ökonomische Optimierung und Qualitätssteuerung im Zuge der großtechnischen Überführung und Anwendung der erzeugten Bioproteine am Standort PCK Schwedt durchgeführt (SOYEZ, 1975).

3. Einordnung des Prozesses unter Aspekten der Ökotechnologie

Bei der SCP-Produktion handelt es sich um einen Bioprozess, so dass das erzeugte Produkt ein Bioprodukt ist, dem zunächst günstige ökologische Eigenschaften zugeschrieben werden können, geht man von einer generellen Kompatibilität von Bioprozessen mit ökotechnologischen Zielstellungen aus. Es ist insoweit in eine Reihe zu stellen mit bioabbaubaren Kunststoffen oder Biochemikalien. Einschränkungen bestehen bei der Verwertung von fossilen Ausgangsstoffen, wie das beim FERMOSIN[®]-Verfahren (Basis Erdöldestillat) der Fall ist.

Weiter handelt es sich bei SCP um ein Konkurrenzprodukt für landwirtschaftlich hergestellte Tierfutterstoffe. Diese sind generell einer industriellen Produktion vorzuziehen. Im speziellen Anwendungssegment konkurriert SCP mit Soja, das sehr reich an hochwertigem Protein ist und sich sehr gut als Futterkomponente eignet. Allerdings ist der Sojabohnenanbau mit erheblichem Aufwand an Umweltressourcen verbunden, insbesondere durch Verbrauch von Wasser, Düngemitteln und Pestiziden, so dass es bereits aus dieser Sicht nicht günstiger als SCP eingestuft werden kann. Hinzu kommt, dass Soja ein bevorzugtes Ziel gentechnischer Manipulation ist, was unter ökologischem Aspekt ungünstig zu bewerten ist.

Insgesamt erscheint SCP als ein geeignetes Produkt für ökotechnologische Betrachtung, da es Vor- und Nachteile aufweist. Interessant ist auch, dass SCP in Anlagen unterschiedlicher Größe produziert wird, so dass Effekte zentraler und dezentraler Produktion verglichen und verallgemeinerbare Aussagen zur Dezentralität als wesentlichem Aspekt ökologischer Technologiegestaltung getroffen werden können.

3.2 Prozessbeispiel 2: Kompostierung unter CO₂-Nutzung

1. Kurzbeschreibung des Prozesses

Die Kompostierung ist eine Technologie zur biologischen Behandlung von organischen Abfällen, insbesondere zur Verwertung von getrennt gesammeltem Bioabfall aus den Haushalten (Bioabfall). Durch Kompostierung der Organik lassen sich die Abfallmengen erheblich reduzieren. Damit sind beträchtliche positive Effekte für die Umwelt verbunden, weil die Ablagerung und damit die Bildung von Deponiegasen, Sickerwässern und von Setzungen auf Deponien unterbleiben. Die Anwendung der Kompostierung entspricht daher dem Gebot der Verwertung von Reststoffen gemäß dem deutschen Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz sowie der europäischen Deponierichtlinie.

Angesichts des zunehmenden Einsatzes der Kompostierung als Entsorgungstechnologie biogener Abfälle muss neben der Wirtschaftlichkeit der Anlagen auch der Umweltfreundlichkeit der Kompostierung Augenmerk geschenkt werden, um die ökologische Bilanz dieses Prozesses im Sinne der Forderungen einer nachhaltigen Produktionsweise in der Abfallwirtschaft selbst zu verbessern. Dabei ist die Verwertung der naturgesetzlich freiwerdenden und durch Prozessführungsmaßnahmen nur bedingt oder gar nicht zu beeinflussenden Abprodukte der Kompostierung - Kohlendioxid, Wärme und Prozesswasser - zu verlangen. Besonders für Kohlendioxid als Klimafaktor müssen stoffwirtschaftlich sinnvolle Nutzungen gefunden werden. Weiterhin sind Emissionen von humantoxischen und immunaktiven Stoffen zu verhindern (SOYEZ, 1996).

Carboferm[®]-Verfahren. Für das freigesetzte Kohlendioxid bietet es sich an, es anstelle von industriell aus fossilen Rohstoffen erzeugtem Kohlendioxid anzuwenden. Ein Zugang ist der Einsatz zur ertragssteigernden Düngung von Gewächshäusern an Stelle von Rauchgasen der CO₂-Verbrennung oder von technischem CO₂. Der Bedarf für die ausreichende Versorgung von Gewächshauskulturen beträgt jährlich 100 Mg CO₂ je Hektar; dem entspricht das Vermeidungspotenzial. Bei einem mittleren CO₂-Ertrag von 200 kg/Mg Abfall wird je Hektar Gewächshausfläche die CO₂-Freisetzung aus rund 50 Mg Abfall verhindert. Da die biogenen Abfälle aus Gewächshäusern den CO₂-Bedarf nicht decken, wird die Mitverwertung von Bioabfall aus der Getrenntsammlung interessant.

Eine technologische Lösung (CARBOFERM[®]-Verfahren, SOYEZ, 1989; 1993B) sieht die Kopplung von Kompostierung und Gewächshausproduktion im weitgehend geschlossenen Stoff- und Energiekreislauf vor (s. Abbildung 3-1). Das Verfahren wurde in einem Gartenbaubetrieb auf einer Gewächshausfläche von 1000 m² erprobt. Die CO₂-Produktion erfolgte in zwei geschlossenen Rottereaktoren mit 2000 Mg Jahresdurchsatz.

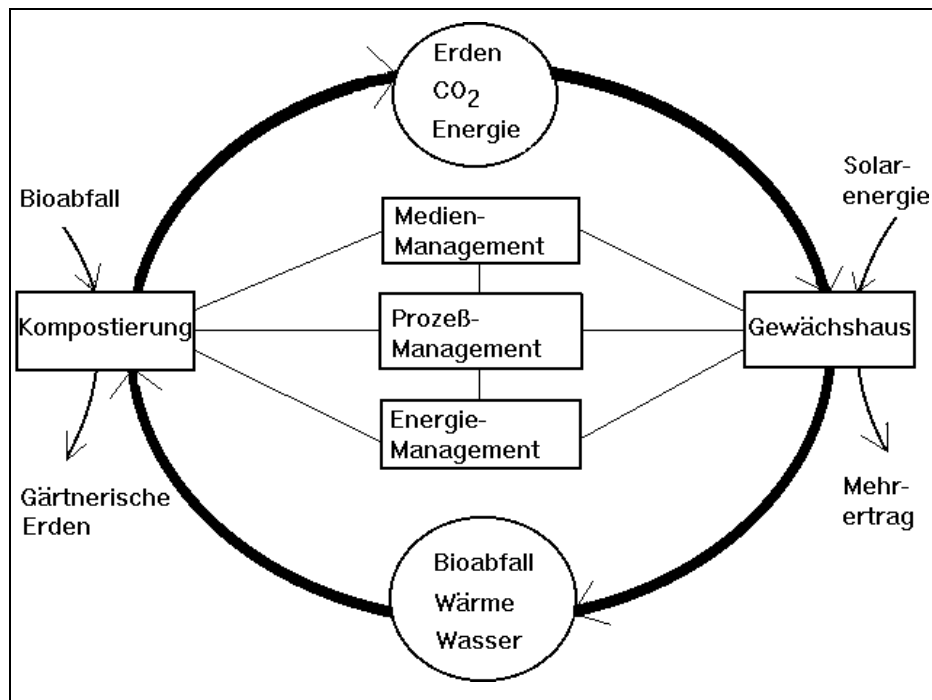


Abbildung 3-1 Konzept des Carboferm-Verfahrens

2. Eigene Arbeiten zum Verfahren

Das CARBOFERM-Verfahren wurde seit 1986 am damaligen Institut für Biotechnologie unter Leitung des Verfassers gemeinsam mit der damaligen Bauakademie der DDR, einem Industriepartner (VEB Rohrtechnik Delitzsch) und einem Gewächshausbetrieb (VEB Gewächshauswirtschaften Werder/Havel) entwickelt (SOYEZ, 1989; 1990A) und 1998 in einem BMBF-Vorhaben (BAIER, 1998) im Gewächshausbetrieb Rosengut Langerwisch in die gartenbauliche Produktion überführt. Die durchgeführten Arbeiten bezogen sich auf die Entwicklung des technologischen Schemas, die Umsetzung der maschinentechnischen Gestaltung und die Anlagenerprobung im Gewächshausbetrieb sowie die Modellierung des Kompostierungsprozesses und die ökologische Bilanzierung.

3. Einordnung des Prozesses unter Aspekten der Ökotechnologie

Zu unterscheiden sind die Bewertung der Kompostierung und der Anwendung des Carboferm-Verfahrens. Bezüglich der Kompostierung kommt die Verwertung von biogenen Abfallstoffen zur Produktion von hochwertigen Düngestoffen positiv zum Tragen. Die erzeugten Komposte unterliegen einer strengen Qualitätskontrolle (BMU, 1998), so dass hochwertige Produkte zur Anwendung gelangen, die die Bodenqualität verbessern sowie positive Effekte auf die Pflanzengesundheit haben. Das CARBOFERM -Verfahren hat durch die Nutzung der nicht vermeidbaren Emissionen der Kompostierung eine Umweltentlastung für diese Technologie zur Folge. Durch den Ersatz von fossilem CO₂ und - in geringerem Maße - die Nutzbarmachung von Kompostierungsabwärme für die Gewächshausbeheizung liefert der Prozess Beiträge zu einer verbesserten wirtschaftlichen und ökologischen Gesamtbilanz. Das Verfahren kann als dezentrale Lösung für die Gewächshausversorgung an infrastrukturrell gering erschlossenen Standorten eingesetzt werden. Es ist daher als ökologisch wirksame Technologie einzustufen.

3.3 Prozessbeispiel 3: Mechanisch-biologische Abfallbehandlung

1. Kurzbeschreibung des Prozesses

Die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen ist die „Aufbereitung oder Umwandlung von Siedlungsabfällen und anderen Abfällen mit biologisch abbaubaren organischen Anteilen durch eine Kombination mechanischer und anderer physikalischer Verfahren (zum Beispiel Zerkleinern, Sortieren) mit biologischen Verfahren (Rotte, Vergärung)“ (BMU, 2001).

Zu Beginn der Entwicklung der MBA-Technologie bezog sie sich auf die Vorbehandlung von Abfällen vor der Ablagerung. Sie zielte auf die Reduzierung der Menge, des Volumens, der Toxizität und der biologischen Reaktivität des Abfalls, um die Umwelteffekte bei der Ablagerung zu mindern, insbesondere die Deponiegas- und Sickerwasserproduktion sowie die Setzungen des Deponiekörpers. Insofern konkurrierte die MBA mit der Abfallverbrennung (MVA). Die Gewinnung von recycelbarem Material, wie Metallen und Kunststoffen, war dabei lediglich ein Nebeneffekt bei der Reduzierung der Abfallmengen.

Mit der Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV) und der 30. BImSchV²⁷ (BMU, 2001) ist die MBA in Deutschland nunmehr als hochwertiges Abfallbehandlungsverfahren anerkannt. Gefordert wird eine Restaktivität des abzulagernden Materials unterhalb der Gefährdungsgrenze. Als Maßzahl dafür wird u.a. ein standardisierter Sauerstoffverbrauchskoeffizient AT_4 („Atmungsaktivität“) herangezogen, für den ein Zuordnungswert von $AT_4=5 \text{ mg O}_2/\text{g TS}$ angesetzt ist (BMU, 2001).

Gleichzeitig haben die festgelegten Grenzwerte für den oberen Heizwert und TOC^{28} im abzulagernden Material ($H_o < 6000 \text{ kJ/kg}$ oder $TOC < 18\%$) auch den Wandel der MBA von einer bloßen Vorbehandlungstechnologie für abzulagerndes Material hin zu einer Verfahrenskombination zur Materialtrennung und -aufbereitung in einer stoffstromorientierten Abfallwirtschaft unterstrichen. Die in der 30. BImSchV festgesetzten Emissionsgrenzwerte für die zulässige Konzentration und die inputbezogene Fracht an organischen Stoffen (C_{org}), machen zudem ein qualifiziertes Stoffstrommanagement auch für die Zu- und Abluftströme erforderlich. Diese Situation gibt auch den Rahmen für die Optimierung und Weiterentwicklung der MBA vor: es sind Stoffströme zu erzeugen, die einer hochwertigen Verwertung zugeführt werden können, wobei die Qualität nicht nur von den Anforderungen der AbfAbIV, sondern auch von Marktanforderungen diktiert wird (SOYEZ, 2002).

Die im Einsatz oder in Planung befindlichen MBA lassen sich diesem Grundkonzept bereits jetzt mehr oder weniger zuordnen, auch wenn die Potenziale der Wertstoffgewinnung noch nicht ausgeschöpft sind. Den Stand zeigt Abbildung 3-2 für zwei Anlagenkonzepte. In beiden Fällen werden 40–50% des Ausgangsmaterials als Sekundärbrennstoff (SBS) gewonnen, während die Metallabscheidung im Bereich von 5% liegt. Unter dem Stoffstrommanagementaspekt verdeutlichen die Zahlen auch, dass trotz unterschiedlicher Funktion der biologischen Stufe (biologische Trocknung mit geringem Kohlenstoff-Umsatz gegenüber möglichst weitgehendem Abbau der Organik) nur graduelle Unterschiede im Prozessergebnis vorliegen.

Der MBA-Prozess setzt sich aus mechanischen und biologischen Prozessstufen zusammen. Die mechanische Stufe dient der Vorbereitung des Stoffgemisches für die Reaktion und die Abtrennung von Wertstoffen. Die biologische Stufe determiniert die Restorganik und damit das Ablagerungsverhalten. Sie beeinflusst aber auch das Trennverhalten. Sie wird in aeroben und anaeroben Prozessen mit unterschiedlicher Intensität und in unterschiedlichen Reaktortypen durchgeführt.

²⁷ 30. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes

²⁸ TOC: Total organic carbon, organischer Gesamtkohlenstoff

Dabei sind die traditionellen Einfachverfahren wie die Mietenrotte durch die neuen Verordnungen praktisch nicht mehr zulässig und werden durch weitgehend gekapselte Anlagen ersetzt. Sonderverfahren sind die Trockenstabilat-Verfahren (PUCHELT, 2000), die ausschließlich die Erzeugung von Wertstoffen, vor allem von Sekundärbrennstoffen, und keine Ablagerung von Abfall, vorsehen.

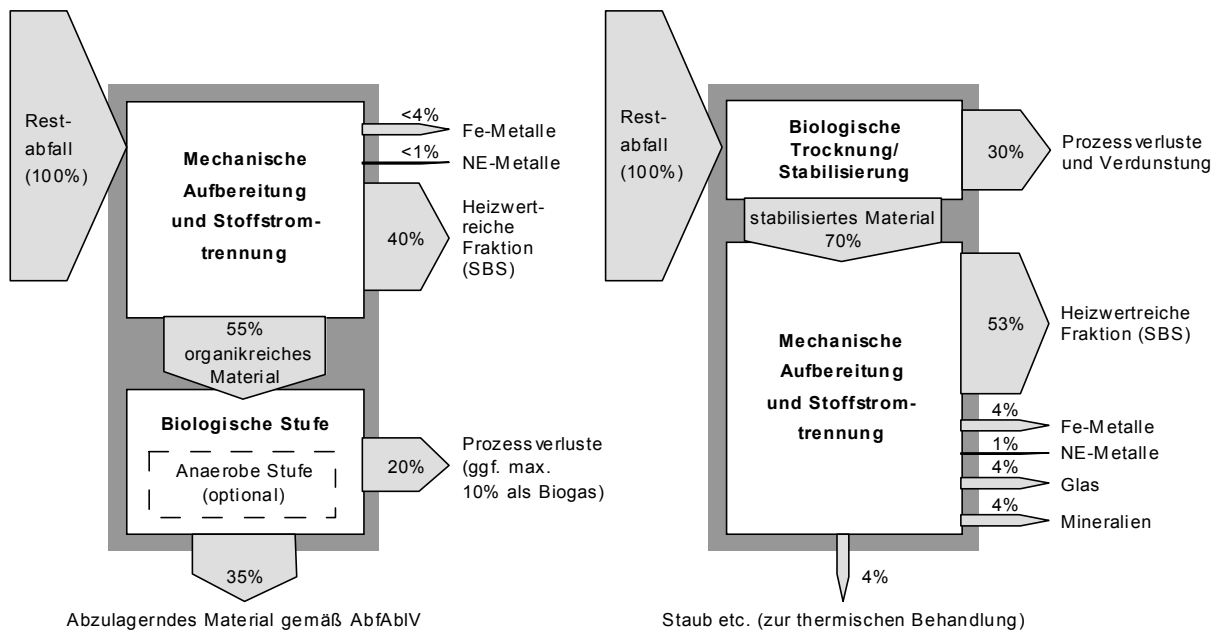


Abbildung 3-2 Vereinfachte Materialflussdiagramme einer MBA zur Abfallablagerung gemäß AbfAbIV (links) und einer mechanisch-biologischen Stabilisierungsanlage (rechts).

In Deutschland beläuft sich die Gesamtkapazität auf etwa 2 Millionen Mg, die Zahl der Anlagen liegt bei 30. Weitere Anlagen existieren in Österreich und in der Schweiz sowie in einigen Entwicklungsländern als Demonstrationsanlagen. Verglichen mit 60 Müllverbrennungsanlagen (MVA) und einer Gesamttonnage von 14 Millionen Mg thermisch behandelter Abfälle ist der Anteil der MBA an der Abfallbehandlung bereits erheblich. Damit ist die MBA als eine Komponente der Abfallwirtschaft etabliert. Die Auswahl von MBA für eine Entsorgungsaufgabe erfolgt dann in Konkurrenz zu den weiteren Optionen gemäß den jeweils konkreten Randbedingungen unter marktwirtschaftlichen Prämissen.

2. Eigene Arbeiten zum Verfahren

Die Entwicklung der MBA erfolgte seit Beginn der 90er Jahren an verschiedenen Institutionen und Firmen auf der Basis früherer Entwicklungen wie der Rottedeponie (COLLINS, 1997). Die Wissensbasis wurde durch mehrere F&E-Vorhaben seit dem Inkrafttreten der Technischen Anleitung Siedlungsabfall²⁹ (1.6.1993) erweitert, darunter durch das BMBF-Verbundvorhaben Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen. Der Verfasser hat die wissenschaftlichen Arbeiten dieses Verbundes koordiniert und eigenständige Beiträge zur Bewertung von MBA-Konzepten, zur Begründung von Ablagerungsparametern und zum Stoffstrommanagement geleistet (SOYEZ, 2001).

²⁹ Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Siedlungsabfall) vom 14. Mai 1993 (BMU, 1993)

3. Einordnung des Prozesses unter Aspekten der Ökotechnologie

Die MBA-Technologie kann bezüglich der Prozessauswirkungen und bezüglich der Auswirkungen der erzeugten Produkte bewertet werden. Prozessauswirkungen sind im wesentlichen durch die gasförmigen Emissionen charakterisiert. Diese entstehen zum Teil durch die biologische Reaktion (CO₂ und Methan, s. Tabelle 4-3), zum anderen werden aus dem Prozess organische Schadstoffe emittiert, ohne dass im Bioprozess ein Abbau stattfindet. In modernen Anlagen³⁰ werden diese Abgase durch thermische Prozesse oxidiert³¹, so dass nur eine minimale Belastung zustande kommt. Hier sind Verbesserungspotenziale auf einem bereits hohen Niveau möglich. Im Vergleich zu anderen Abfallbehandlungsverfahren, insbesondere der Verbrennung, stehen sich Vorzüge und Nachteile in einzelnen Bewertungskategorien gegenüber, so dass keine Präferenzen ableitbar sind (KOLLER, 2000).

Wesentlich für die Bewertung der Nachhaltigkeitspotenziale sind die Produkte der MBA. Das abzulagernde Material stellt mit etwa 30 % der Ausgangsmasse einen noch erheblichen Anteil dar (s. Abbildung 3-2). Dessen Reaktivität ist durch die Vorbehandlung wesentlich reduziert, beim TOC z.B. um 95%. Die damit noch verbleibenden Effekte der Ablagerung (Emissionen, Sickerwasser, Setzungen) sind generell als ungünstig zu bewerten, auch wenn spezielle Bautechniken der Deponien wie Oberflächenoxidationssysteme zur weiteren Minimierung der Emissionen beitragen (s. 6.3).

Hier ist besonders zu berücksichtigen, dass der Energiegehalt des abgelagerten Materials nicht genutzt werden kann. Das naturgesetzlich entstehende Kohlendioxid wird daher - anders als bei der thermischen Verwertung - ohne einen Nutzeffekt gebildet. Eine günstigere Einschätzung der MBA ergibt sich bei Berücksichtigung der Abtrennung und Ausschleusung von Wertstoffen (Eisen, NE-Metalle) sowie durch die Herstellung von Ersatzbrennstoffen, die anstelle von fossilen Brennstoffen als Energiequelle dienen können. Im Gegensatz zu der bereits erwähnten CO₂-Bildung wird bei der energetischen Nutzung zwar die gleiche Menge CO₂ freigesetzt, aber unter Bereitstellung nutzbarer Energie³².

Als spezielle Technologie hat sich das Trockenstabilatverfahren (PUCHELT, 2000) am Markt etabliert, für das positive Effekte in Richtung Nachhaltigkeit nachgewiesen werden können (SOYEZ, 2000). Generell positiv wirkt es sich aus, mit dezentralen Anlagen Abfallverwertung und Wertschöpfung zu kombinieren und Transportaufwendungen zu vermeiden, einschließlich der Gewinnung von Energie als lokal nutzbare Prozesswärme und überregional absetzbarem Strom oder als flüssige (Methanol) und gasförmige (H₂) Energieträger. Dadurch werden Kreisläufe von Stoffen etabliert, durch die eine erhöhte Ressourceneffizienz möglich wird.

³⁰ Einfachanlagen sind nicht mehr Stand der Technik und erfüllen die Anforderungen der 30. BImSchV nicht. Sie sind durch erhebliche Emissionen charakterisiert, haben aber den Vorteil geringer Aufwendungen und schneller Verbesserungen der Ablagerungssituation im Falle einer gering entwickelten Deponietechnik, z.B. in Schwellen- und Entwicklungsländern. Sie werden in den folgenden Betrachtungen nicht berücksichtigt.

³¹ Angewendet werden vor allem regenerativ-thermische Oxidationsverfahren (RTO).

³² Eine auch fiskalische Anerkennung des biogenen Anteils von Sekundärbrennstoffen ist gemäß der Bewertung durch die EU zu erwarten, auch wenn das deutsche ErneuerbareEnergienGesetz dies derzeit noch ausschließt. Allerdings ändert sich mit dieser Bewertung nichts an dem Prozess; dieselbe CO₂-Menge wird freigesetzt, ob ohne oder mit Vergütung. Jedoch könnte der wirtschaftliche Anreiz dazu führen, dass weniger Abfall abgelagert und die Stoffströme in Richtung der zumindest energetischen Nutzung der organischen Reststoffe gelenkt werden.

Kapitel 4: Untersuchungen zur Optimierung von Prozessen

Im folgenden werden die in Kapitel 3 vorgestellten Beispielprozesse unter Nutzung von unterschiedlichen Zielfunktionen optimiert und auf nachhaltigkeitsbezogene Potenziale spezifischer Maßnahmen hin untersucht. Einbezogen werden zunächst ökonomische Zielgrößen mit spezieller Untersuchung der Sensitivität der Ergebnisse auf eine Ökologisierung von Aufwandskenngrößen für Material und Energie. Danach werden diese Zielgrößen in Richtung Gebrauchswert der erzeugten Produkte sowie der Erweiterung der Systemgrenzen betrachtet. Mit Hilfe von Zielgrößen auf der Basis der ökobilanziellen Bewertung werden danach weitere ökologische Faktoren in die Betrachtung einbezogen.

4.1 Untersuchungen an Kostenfunktionen

Die übliche Kostenermittlung für betriebswirtschaftliche Entscheidungen bezieht sich notwendiger Weise auf die am Markt zu zahlenden Preise von Waren und Dienstleistungen. Wie allgemein akzeptiert, berücksichtigen diese Marktpreise aber die so genannten externen Kosten nicht oder nur unzureichend. Die Kosten geben daher nicht das richtige Bild der gesellschaftlichen Aufwendungen wieder; Optimierungsergebnisse sind notwendig unvollständig. Insbesondere wird die Belegung der Steuervektoren für das Prozessregime unzutreffend sein und sich bei Nutzung anderer Kenndaten verändern. Erst die Berücksichtigung der externen Kosten für die bisher als frei verfügbar betrachteten Naturgüter führt zu einer richtigen Bewertung sämtlicher technologischer Maßnahmen. Allerdings sind derartige Kosten i.a. nicht konkret bekannt, so dass hier auf Abschätzungen zurückgegriffen werden muss.

Ein erster näherungsweise Zugang zu einem nachhaltigkeitsorientierten Vorgehen bei der Prozessbewertung ist es, ökonomische und ökologische Effekte gemeinsam zu untersuchen. Das kann unter Beibehaltung der Kostenfunktion durch Verwendung „richtiger“ Preise über Zuschläge zu den Marktpreisen simuliert werden.

Eine erste Konsequenz wird darin bestehen, dass sich diejenigen Varianten verteuern, die durch einen hohen Materialeinsatz gekennzeichnet sind. Auf diese Weise werden nachhaltig produzierte Erzeugnisse - gekennzeichnet in diesem Fall durch geringeren Materialeinsatz - bessere Marktchancen aufweisen. Das entspricht auch der Forderung nach Entmaterialisierung der Produktion (SCHMIDT-BLEEK, 1993).

Weitere Konsequenzen werden sich in einer veränderten optimalen Belegung der Steuervektoren für das Prozessregime ergeben. Wenn die Änderungen klein genug sind, lassen sie sich auch in der jeweiligen Auslegung realisieren. Falls das neue Optimum durch die bestehende Anlage nicht eingestellt werden kann, sind Verluste an Wirtschaftlichkeit zu erwarten. Ihre Quantifizierung lässt eine Aussage darüber zu, welcher Spielraum die Prozessvariablen vorgesehen werden sollte³³.

³³ Für Produktionsanlagen werden entsprechende Empfindlichkeitsanalysen durchgeführt.

Mit Bezug auf die Auslegung und Steuerung von SCP-Anlagen zur Verwertung von n-Paraffinen aus Dieselkraftstoffen wurde untersucht, wie sich die Optimalwerte der Prozessvariablen Temperatur und Verweilzeit³⁴ des Bioprozesses bei Änderungen des Substratpreises verhalten, wie sich der Rohstoffeinsatz entwickelt und welche Prozesskosten sich ergeben, wenn das neue Prozessoptimum nicht eingestellt werden kann.

Die Ergebnisse (SOYEZ, 1975) weisen aus, dass bei Preisänderungen um bis 300 % die optimale Prozesstemperatur um etwa ein Grad sinkt und die optimale Verweilzeit um etwa eine halbe Stunde steigt. Damit geht eine Verbesserung des Ertragskoeffizienten der n-Paraffin-Verwertung von etwa 3,7% einher. Das verdeutlicht, dass in diesem Fall die Kostenänderung des Substrats zu einer verbesserten Nachhaltigkeit - charakterisiert durch einen geringeren Substratverbrauch pro Produkteinheit - führt. Wenn es allerdings nicht möglich ist, die neu errechneten Optimalwerte auch tatsächlich einzustellen, sind Verluste in der Prozessökonomie um etwa 3,3 % zu erwarten. Eine Entscheidung für die Realisierung einer veränderten Prozessführung ist unter Berücksichtigung der Gesamtsituation zu treffen.

Ein zweites Beispiel bezieht sich auf einen Prozess der SCP-Gewinnung aus Methan. Das Prozessschema ist typisch für Fermentationsprozesse und umfasst die Fermentation, eine zweistufige Separation, die Verdampfung, die Trocknung und die Pelletierung. Als Fermentor wird ein Tauchstrahlreaktor benutzt (WAGLER, 1990; PÖHLAND, 1991).

Die Zielfunktion für die Optimierung zeigt Gl. (4):

$$Z_1 = \sum F_j (a_1, c_1) / r_x (a_1, b_1) * m_f \quad (4)$$

wobei

- a_1 - Vektor der Prozessvariablen
- b_1 - Vektor der Prozessmodell-Parameter
- c_1 - Vektor der ökonomischen Parameter
- r_x - Biomasseproduktivität
- m_f - Fermentationsmasse

Die Einzelmodelle der Prozesseinheiten umfassen folgende Kostenfaktoren (s. Tabelle 4-1),

Tabelle 4-1 Kostenfaktoren der Optimierung

Prozessstufe	Nährlösungsstation	Fermentation	Separation	Verdampfung	Trocknung	Pelletierung	CO ₂ -Wäsche
Nährstoffe	(+)						
Elektroenergie	(+)	+	+	+	+	+	+
Kühlwasser		+		+			
Substrat		+			+		
Abschreibung	(+)	+	+	+	+	+	+
Arbeit	(+)	+	+	+	+	+	+
Abwasser		+	+				
Prozessdampf				+			
Heizgas					+		
Waschwasser							+

³⁴ Diese Größen sind gleichzeitig Steuervariablen des Gesamtprozesses und daher von besonderer Bedeutung

Als Steuervariablen wurden der Energieeinsatz, die Zusammensetzung der Gasmischung (Verhältnis von Methan und Sauerstoff), die Rückführungsgrade der Gas- und der Flüssigphase, der Systemdruck, die Fermentationstemperatur, die Effizienz der CO₂-Wäsche, das Fermentorvolumen sowie die Verweilzeit der flüssigen Phase im Reaktor untersucht.

Die Optimierung erfolgte über einen breiten Bereich der ausgewählten Parameter. Zwei Resultate - bezüglich der Fermentationstemperatur und der Rezirkulationsrate - sind von besonderem Interesse unter ökotechnologischem Aspekt:

1. Das technologische Temperaturoptimum T^* stimmt nicht mit dem biologischen Optimum T_0 überein, das durch die maximale Wachstumsrate bzw. den maximalen Biomasseertrag gekennzeichnet ist. Das bedeutet, dass die Gestaltung der besten Bedingungen für das biologische System technologisch nicht zielführend ist. Das Ergebnis hat auch zur Konsequenz, dass grobe Einschätzungen der Leistungsfähigkeit von Kulturen am häufig zuerst untersuchten biologischen Optimum keine Aussage über die letztendliche Relevanz für einen technologischen Prozess haben werden³⁵.

2. Die optimalen Rezirkulationsraten der Gasphase sowie der Biomasse stellen sich als Randoptima beim höchstmöglichen Wert ein. Das stimmt mit Forderungen der Ökotechnologie, hohe Rezirkulationsraten zur Schließung von Stoffkreisläufen zu realisieren und Abgas und Abwasser zu vermeiden, überein. Betont werden muss aber, dass der höchstmögliche Wert nicht 100 % beträgt. Im Falle der Biomasseproduktion hängt das Maximum von der tolerablen Salzkonzentration ab, wie Gl. (5) zeigt:

$$r_{\max} = 1 - (F_s \cdot m_F) / (c_s \cdot V_F) \quad (5)$$

V_F - Volumenstrom Reaktorausgang, l/h

c_s - Maximal zulässige Salzkonzentration im Fermentationsmedium, g/l

F_s - spezifische Salzbildung pro Biomasseeinheit, g/g

m_F - Massenstrom Biomasse Reaktorausgang, g/h

Im Falle der Methanol-Fermentation sinkt der maximale Rückführgrad von 87,7 % bei einer Biomassekonzentration von 5 g/l auf 25 % bei 30 g/l. Der Grund liegt darin, dass Reste von Salzbildnern auszuschleusen sind, die sonst die Reaktion beeinflussen³⁶.

Als generelle Regel hat daher zu gelten, dass die Konsequenzen der Ökoprinzipien im Zusammenhang mit den anderen Faktoren betrachtet werden müssen, so lange nicht eine an Nachhaltigkeit unmittelbar geknüpfte Zielgröße verfügbar ist.

4.2 Optimierung unter Nutzung von Gebrauchswerten

Voraussetzung für die Optimierung ist, dass das erzeugte Produkt unter allen Prozessbedingungen die gleiche Qualität hat, da sonst Vergleichbarkeit nicht gegeben ist. In vielen praktischen Fällen ist das aber nicht der Fall. Ein Zugang für die Bewertung in einer solchen Situation ist die

³⁵ Da das Ergebnis unter Nutzung einer ökonomischen Zielfunktion erzielt wurde, ist es zwar zunächst nicht verallgemeinerbar. Vielmehr stellt sich die Frage, ob eine an Nachhaltigkeit orientierte Zielgröße zu einem anderen Ergebnis führen würde. Das bleibt zu untersuchen. Wegen der Komplexität des technologischen Systems ist aber davon auszugehen, dass die biologischen Bedingungen - wenn überhaupt - nur zufällig auf das Gesamtoptimum durchgreifen, so dass die generelle Aussage der Differenz von biologischem und technologischem Optimum bestehen bleiben können sollte.

³⁶ Eine analoge Situation ist bei der Ausschleusung von Schadstoffen aus Produktionsprozessen zu beachten (siehe dazu Punkt 4.3.3).

Entwicklung einer Bewertungsgröße in einem weiter gesteckten Bewertungsrahmen bis zu einem Folgeprodukt, das invariant gegen die Entscheidungsvariablen ist. Der Aufwand für dieses qualitätsinvariante Produkt ist dann die neue, erweiterte Zielgröße des Prozesses. Da dann die Nutzung des Produktes und nicht mehr das Produkt selbst im Vordergrund stehen, ist sein Gebrauchswert angesprochen, bezüglich dessen zu optimieren ist.

Was methodisch notwendig ist, um eine Optimierung unter variablen Qualitäten eines Produktes durchzuführen, eröffnet auch die Möglichkeit, einen breiteren Ausschnitt des Gesamtsystems in die Optimierung einzubeziehen. Das bedeutet auch, dass damit ein integrierter Zugang eröffnet ist, der die Forderung der Ökotechnologie nach holistischer Betrachtung erfüllt.

Die geschilderte Situation eines qualitätsvarianten Endproduktes ist speziell auch bei der SCP-Produktion zu berücksichtigen, da die Zusammensetzung der Biomasse von den Kultivierungsbedingungen im Bioprozess abhängt (BABEL, 1988). Bei Änderung der Steuervariablen, wie Temperatur oder Verweilzeit (z.B. infolge von Preisveränderungen - s. Punkt 4.1), ist daher auch mit einer Veränderung der Zusammensetzung der Biomasse zu rechnen. Dann ist die Vergleichsbasis für die Optimierung nicht mehr gegeben - und diese nicht mehr möglich.

Um wieder zu einem qualitätsinvarianten Produkt zu gelangen, bietet es sich an, den Bilanzkreis von der Ebene der SCP-Produktion mit dem Produkt SCP auf die Ebene der Nutzung des Produktes als proteinreichem Bestandteil von Futtermischungen für die Tierernährung³⁷ zu verschieben. Produkte sind z.B. Fleisch, Milch oder Eier. In ihrer Qualität sind sie zwar ebenfalls nicht vollständig invariant gegen Änderungen der Zusammensetzung des Futters, doch in weit geringere und für die hier angestellten Betrachtungen ausreichendem Maße. Das Bewertungssystem wird daher von der SCP-Produktion (Zielgröße Z_1) auf die Erzeugung von Futter für die tierische Produktion (Zielgröße Z_T) erweitert. Das neue Optimierungskriterium stellt die Aufwendungen für die Erzeugung des tierischen Produktes dar³⁸ (s. Abbildung 4-1).

Dieses Vorgehen entspricht einem komplexen Ansatz, wie er aus Sicht der Ökotechnologie zu verlangen ist³⁹.

Einige Konsequenzen der Erweiterung der Zielfunktion werden im folgenden an Hand der Verhältnisse bei der SCP-Produktion untersucht⁴⁰. Die Ergebnisse für die optimalen SCP- und Futterkosten, Z_1 resp. Z_T zeigt Tabelle 4-2 in relativen Größen, jeweils bezogen auf das beste Ergebnis (100%). Daraus lassen sich Erkenntnisse für die volks- und die betriebswirtschaftliche Effizienz sowie für die Umsetzung der Verfahren ableiten.

³⁷ Das liegt um so näher, als SCP nicht eigentliches Zielprodukt ist, sondern nur gemeinsam mit weiteren Komponenten als Bestandteil von Tierfutter verwertet wird.

³⁸ Da der Mensch unmittelbarer Konsument des tierischen Produktes ist, ergibt sich auch eine größere Nähe des Bewertungskriteriums zum Menschen, was unter dem sozialen Aspekt von Nachhaltigkeit positiv zu beurteilen ist.

³⁹ Diese Feststellung bezieht sich zunächst nur auf die Erweiterung des Betrachtungsrahmens und lässt unberücksichtigt, dass viele weitere an sich wesentliche Faktoren auch dabei unbeachtet bleiben. Das ist insoweit durch die ökologischen Prinzipien gedeckt, als ein schrittweises Vorgehen zu jedem konkreten Zeitpunkt sinnvoller ist als das Warten auf einen vollkommenen Lösungsraum.

⁴⁰ Fallbeispiel: SCP-Produktion auf Basis Methanol, 100.000 t/a, Futtermischungen für Schweinemast. Maximaler Anteil von SCP als proteinreicher Futterzusatz: 15%. Bedarf an Lysin, Methionin, Zystein, Energie und Rohprotein nach DDR-Futterbewertungssystem (BEYER, 1988); Kostenfaktoren s. Tabelle 4-1.

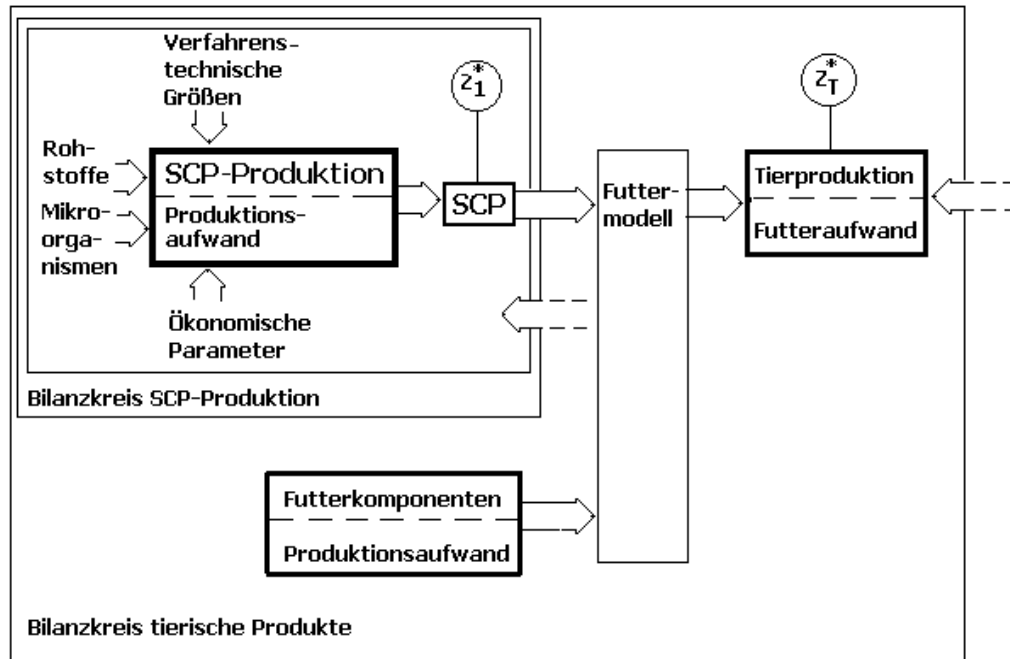


Abbildung 4-1 Gebrauchswertorientierte Bewertung der SCP-Produktion (SOYEZ, 1984)

Tabelle 4-2 Optimierungsergebnisse für die SCP-Produktion bei verschiedenen Zielgrößen

Kriterium	Einheit	Optimum SCP, Z_1	Optimum Futter, Z_T
Relativer spezifischer Aufwand			
SCP	%	100	100,63
Mischfutter	%	100,78	100
Steuervariablen			
Methanolkonzentration	g/t	1	0,41
Sauerstoffkonzentration	g/t	0,75	0,86
Biomassekonzentration	kg/t	30	19
Temperatur	°C	32	32
Rezirkulationsrate	%	25	51
Abhängige Variable			
Fermentationsmasse	t	3210	4200
Verweilzeit	h	7,7	6,4
Druck	atm	6,85	6,6

Volkswirtschaftliche Effekte. Die gemeinsame Behandlung der Produktionssysteme SCP und Fleischmast führt zu günstigeren Ergebnissen als die getrennte Behandlung. Gegenüber einem relativen Produktpreis von 100% für die kombinierte Betrachtung kommt bei getrennter Optimierung der SCP-Produktion (Z_1^*) und dem Einsatz dieser SCP in der für sich selbst optimierten Futtermischung ein Wert von 100,78 % zustande⁴¹.

Generalisiert bedeutet das, dass die Optimalität eines Produktionssystems nicht durch eigennützige Optimierungen der beteiligten Betriebe erreicht werden kann. Eine ganzheitliche Betrachtung - wie es die ökotechnologischen Prinzipien verlangen - ist daher in guter Übereinstimmung

⁴¹ Die scheinbar geringen Mehrkosten von 0,78 % entsprechen bei Produktpreisen von etwa 1000 Euro/t und großtechnischen Ausstößen im 100.000 Mg-Bereich annähernd 1 Millionen Euro Mehrerlös.

mit (gesamt-) ökonomischen Erfordernissen. Es bleibt zu prüfen, inwieweit diese Aussage auch für die volle Nutzung von ökologisch orientierten Kriterien gilt.

Betriebswirtschaftliche Effekte. Wird die Herstellung der Futtermischung an Hand einer erweiterten Zielfunktion unter Einschluss der SCP-Produktion optimiert (Zielgröße Z_T), so liegen die optimalen Kosten für SCP höher als bei der getrennten - eigennützigen - Optimierung der SCP-Produktion. Der Effekt liegt bei 0,63% (s. Tabelle 4-2). Daraus ergibt sich die bemerkenswerte Feststellung, dass sich für den SCP-Produzenten aus der volkswirtschaftlich vorteilhaften Optimierung des Gesamtsystems ein Nachteil in betriebswirtschaftlicher Hinsicht ergibt.

Ein systemorientiertes Verhalten des SCP-Produzenten würde daher zu Lasten seines eigenen Ertrags gehen. Das wird um so deutlicher, je kleiner die Anlagen sind. Für eine dezentrale Produktion, wie sie die ökologischen Prinzipien vorsehen, müsste der Einzelproduzent Lasten des gesellschaftlichen Vorteils tragen. Da das nicht im Interesse des Produzenten ist, müssen ihn flankierende Maßnahmen dazu stimulieren. Das könnten z.B. steuerliche Vorteile sein, die die Nachteile gerade ausgleichen⁴². Hinzuweisen ist allerdings auch darauf, dass eine komplex betrachtete Produktion vielfältige Reaktionsmöglichkeiten des SCP-Produzenten zulässt, wie etwa die Änderung des Prozessregimes, den Wegfall von Hochreinigungsprozessen und von Transporten, was derartige negative Effekte ausgleichen kann (s. 6.2).

Verfahrenstechnische Effekte. Die Steuervariablen unterscheiden sich in beiden Fällen beträchtlich, z. B. die Biomassekonzentration, der Rückführgrad und die Methanol-Konzentration im Medium (s. Tabelle 4-2). Daher sind zur Realisierung der volkswirtschaftlichen Vorteile Änderungen der Prozessführung erforderlich. Diese sind mit weiteren Aufwendungen verbunden. Das ist bei den Überlegungen mit zu kalkulieren. Genereller trifft das auch auf den Übergang von ökonomisch begründeten auf nachhaltigkeitsorientierte Zielstellungen zu.

4.3 Untersuchungen zur Optimierung nach ökobilanziellen Wirkungskategorien

Wie in Punkt 2.3. ausgeführt, lassen sich technologischen Prozessen über deren Stoff- und Energiebilanzen auch ökologische Wirkungen zuordnen, die sich in den Werten der Wirkungskategorien (s. Tabelle 2-2) manifestieren. Optimierungen werden dann möglich sein, wenn sich innerhalb der Prozesse in diesen Wirkungskategorien unterschiedlich gerichtete Effekte in Abhängigkeit von den Prozess beeinflussenden Faktoren ergeben. Im folgenden sind derartige Effekte für die technische Gestaltung der MBA-Technologie dargestellt.

4.3.1 Minimierung der Umweltbelastungen des Gesamtsystems von Vorbehandlung und Ablagerung von MBA-Prozessen

Eine intensivere Vorbehandlung ist mit höheren Aufwendungen und größeren ökologischen Schadwirkungen aus dem MBA-Prozess verbunden. Andererseits führen die intensiver vorbehandelten Materialien in der Deponie zu geringeren Belastungen. Der Kompromiss aus beiden Tendenzen führt zu der Lösung mit den geringsten Gesamtbelastungen aus Vorbehandlung und Ablagerung. Aus dieser lässt sich eine optimale Rottedauer der Vorbehandlung ableiten⁴³.

⁴² Offenbar ist das ein Zugang, Steuererleichterungen wertmäßig objektiv zu begründen.

⁴³ In dieser Betrachtungsweise bestehen Analogien zur Gebrauchswert orientierten Optimierung bei SCP (s. 4.2), denn auch hier handelt es sich um eine Erweiterung des Betrachtungsrahmens über die ursprüngliche Aufgabe der Optimierung der MBA-Technologie auf die Produktanwendung. In welcher Weise die Erfordernisse der Ablagerung die Prozessführung der MBA steuern, ist in Punkt 6.3, Abbildung 0-2, betrachtet.

Die entscheidenden Einflussgrößen sind der Energieverbrauch bei der Rotte sowie die Emissionen aus dem abgelagerten Material auf der Deponie. Für die Wirkungspotenziale (s. Tabelle 2-2) ergeben sich dabei folgende Tendenzen:

Nur für den Sommersmog und die Globale Erwärmung, die u. a. durch die Methan- und Kohlendioxidemissionen verursacht werden, liegen echte Kompromissituationen vor. Einerseits verringern sich mit zunehmender Rottedauer die Methanemissionen bei der Ablagerung, andererseits steigen die durch Energieverbrauch verursachten CO₂-Emissionen mit der Rottedauer an. Das Treibhauspotenzial zeigt eine exponentielle Abhängigkeit von der Rottedauer mit einem absoluten Minimum innerhalb des betrachteten Wertebereichs. Die Lage des Optimums hängt u. a. von der Methanoxidationskapazität der Deponieabdeckung ab⁴⁴. Je höher sie ist, um so geringer ist der Einfluss der Methanemissionen auf die Gesamtbewertung und um so mehr verschiebt sich die optimale Rottedauer zu kürzeren Zeiten mit entsprechend niedrigerem Energieverbrauch (Abbildung 4-22).

Für bestimmte Bereiche der Rottedauer ergibt sich in Abhängigkeit von der Methanoxidationsleistung die Umweltneutralität des Gesamtsystems, charakterisiert durch Treibhauspotenzialwerte Null. Das ist bei 95% Methanoxidation bei der Rottedauer von etwa 8 Wochen der Fall. Über den gesamten Bereich der Rottedauer bis 40 Wochen liegen die Gesamtwerte der Klimawirkungen im Entlastungsbereich. Bei geringeren Oxidationskapazitäten der Deckschicht ist das nur für schmalere Bereiche, bei 85% z.B. bei Rottedauern zwischen 18 und 35 Wochen gegeben. Liegen die Methanoxidationsleistungen unter etwa 75%, kommt eine Entlastung überhaupt nicht mehr zustande. Technische Systeme sollten daher eine Mindest-Oxidationskapazität von 75 % aufweisen.

Hinzuweisen ist darauf, dass diese Betrachtungsweise auch eine Aussage zur optimalen Qualität des abzulagernden Materials ermöglicht: Der am Minimum der Gesamtbelastungen (des Treibhauspotenzials) erzielte Qualitätskennwert steht für das ökobilanziell beste Ergebnis der Vorbehandlung. Für AT₄ ergibt sich gemäß Abbildung 4-3 ein Wertebereich um 3 bis 5 mg/g TS. Der Wert AT₄ = 5 ist in die deutsche Ablagerungsverordnung als Zuordnungswert für die organische Belastung eingegangen. Er stellt einen ökologisch gut⁴⁵ begründeten Parameter dar.

⁴⁴ Die Abfallablagereverordnung (BMU, 2001) schreibt für MBA-Abfall vor, dass „nach Verfüllung eines Deponieabschnittes auftretende geringe Restgasemissionen an Deponiegas vor Austritt in die Atmosphäre oxidiert werden“ (§4 (2), 2.), was durch eine methanassimilierende Deckschicht gewährleistet werden kann (s. 6.3).

⁴⁵ Die Qualität der Aussage hängt von der Genauigkeit der zu Grunde liegenden Modelle ab. Der hier verwendete Modellansatz ist nur eine erste Annäherung. Als Schwachpunkte sind die Annahme einer durchschnittlichen prozentualen Methanoxidationsrate und die ungenügende Datenlage für die Korrelation von AT₄ und Restgaspotenzial zu benennen. Je nach Anforderungen in der Praxis ist der Ansatz entsprechend weiter zu entwickeln und abzusichern. Er zeigt aber, wie die Ergebnisse ökobilanzieller Betrachtungen in Entscheidungshilfen für die Praxis umgesetzt werden können.

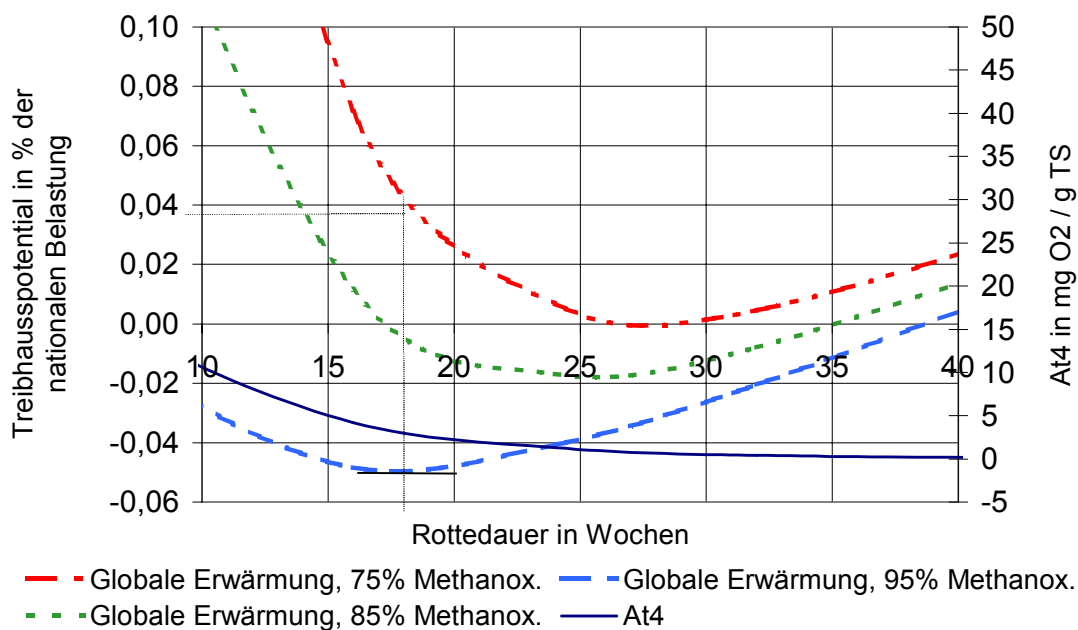


Abbildung 4-2 Einfluss von Rottdauer und Methanoxidationskapazität auf das Treibhauspotential

4.3.2 Optimale Emissionsminderung durch verbesserte Gasreinigung

Bei der Suche nach Emissionsminderungspotenzialen als einer wesentlichen Forderung für ökologische Technologien sind die spezifischen Abgasqualitäten der Prozesse heranzuziehen; bei der MBA handelt es sich um fünf Gruppen (s. Tabelle 4-3).

Klimarelevant sind nur die drei ersten Gruppen. Dabei ist CO₂ aus der Betrachtung auszuschließen, da es in Bioprocessen nur aus den nativ organischen Bestandteilen des Abfalls entstehen kann und daher als klimaneutral einzustufen ist. Im Grunde ist zu fordern, dass möglichst der gesamte Kohlenstoff auf biologischem Wege zu CO₂ und nicht zu anderen Stoffen, wie z.B. Methan, umgesetzt wird, da CO₂ die geringste Klimawirkung unter den hier zu betrachtenden Gasen aufweist⁴⁶.

Tabelle 4-3 Substanzgruppen des Abgases von MBA und ihre Klimarelevanz

Substanzgruppe	Herkunft	Klimarelevanz
Kohlendioxid, Methan	Biologischer Abbauprozess	+, CO ₂ : -
Organische Verbindungen	Metabolite, Neubildungen	+
Leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe	Stripp-Produkte aus Restabfall	+
Schwermetalle, schwerflüchtige Organik	aus dem Abfall	-
Keime	aus dem Bioprocess und dem Abfall	-

Legende: +: klimawirksam; -: klimaneutral, bei CO₂ wegen der nicht fossilen Herkunft

Klimarelevant sind nur die drei ersten Gruppen. Dabei ist CO₂ aus der Betrachtung auszuschließen, da es in Bioprocessen nur aus den nativ organischen Bestandteilen des Abfalls entstehen kann und daher als klimaneutral einzustufen ist. Im Grunde ist zu fordern, dass möglichst der gesamte Kohlenstoff auf biologischem Wege zu CO₂ und nicht zu anderen Stoffen, wie z.B. Me-

⁴⁶ Wünschbar ist natürlich, dass die bei der Oxidation gebildete Energie genutzt werden kann.

than, umgesetzt wird, da CO₂ die geringste Klimawirkung unter den hier zu betrachtenden Gasen aufweist⁴⁷.

Die Substanzen dieser drei Gruppen beeinflussen verschiedene Wirkungskategorien. Ihre Beiträge an den Gesamtwerten der drei klimabezogenen (s. Tabelle 2-2) und weiteren ökobilanziellen Kategorien zeigt Abbildung 4-3.

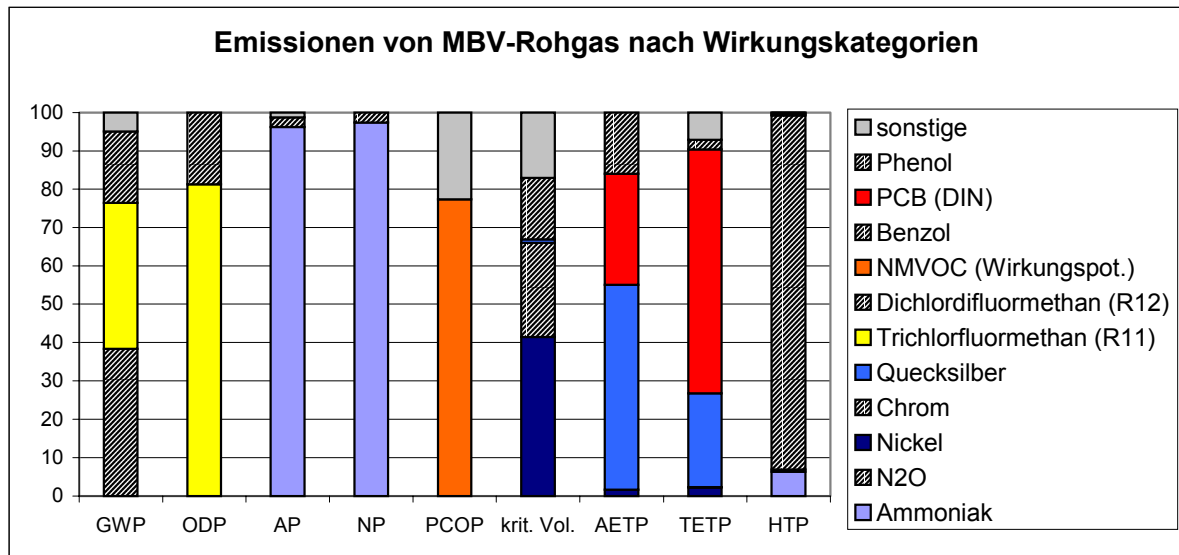


Abbildung 4-3 Einfluss von Emissionen von MBA-Rohgas auf ökobilanzielle Wirkungskategorien

Charakteristische Hauptbelastungen in den drei klimarelevanten Kategorien sind folgende Substanzen:

Das Treibhauspotenzial (GWP) wird besonders von N₂O sowie den Halogenkohlenwasserstoffen R11 und R12 bestimmt; letztere machen praktisch auch vollständig das Ozonabbaupotenzial (ODP) aus. Das Sommersmogpotenzial (PCOP) wird überwiegend durch die NMVOC geprägt. Methan als Begleiter von unzureichend geführten Rotteprozessen ist trotz seiner hohen spezifischen Klimarelevanz an den Emissionswirkungen mit weniger als 5% (unter Sonstige bei GWP) beteiligt und kann daher aus der Betrachtung entfallen⁴⁸.

Das Hauptaugenmerk ist auf die Halogen- und anderen Kohlenwasserstoffe zu richten. Diese sind durch Bioprozesse schwer oder gar nicht abbaubar. Die Abbaugrade liegen zwischen 0 und etwa 50 % (DOEDENS, 1999), so dass apparatetechnische Optimierungen der in den Anlagen meist vorhandenen Biofilter diesbezüglich zwar Verbesserungen erwarten lassen, aber letztlich keine ausreichende Beseitigung dieser Schadstoffe ermöglichen. Das ist durch den Einsatz thermischer Verfahren zu erwarten (z.B. thermisch-regenerative Abgasreinigung, RTO).

Hier ist nach dem Aufwand/Nutzen-Optimum zu fragen, und zwar neben dem ökonomischen auch dem ökologischen. Denn eine gesamt-ökologisch gleichwertige oder bessere Reinigungsleistung wird nur dann erreicht, wenn die Zusatzaufwendungen für den Bau und den Betrieb der Reinigungsanlage nicht größer sind als die erzielten Reinigungseffekte.

⁴⁷ Wünschbar ist natürlich, dass die bei der Oxidation gebildete Energie genutzt werden kann.

⁴⁸ Das gilt nur in diesem speziellen Fall, da sich die Größenordnungen wesentlich unterscheiden. Wenn alle Beiträge klein sind, ist nach anderen Kriterien auszuwählen.

Der Vergleich auf der Basis des Treibhauspotenzials ist hier besonders zweckmäßig, da bei den thermischen Reinigungsverfahren der treibhauswirksame energetische Aufwand entscheidend ist.

Abbildung 4-44 stellt die Verhältnisse dar. Nur solche Technologien sind sinnvoll, deren Energieverbrauch unterhalb der Grenzlinie ökologischer Nutzen/ökologischer Aufwand liegt.

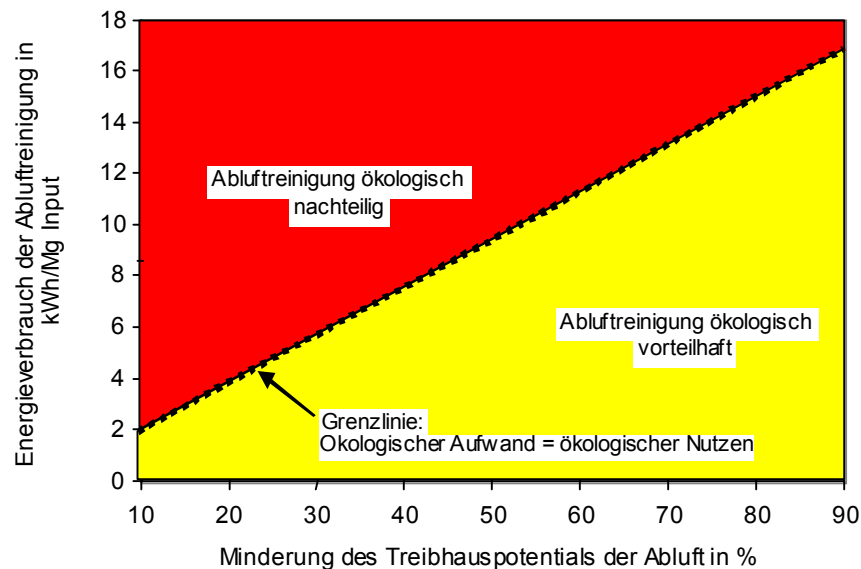


Abbildung 4-4 Grenznutzen der Abluftreinigung bezüglich des Treibhauspotenzials (SOYEZ, 2000)

Die Bilanzierung der thermisch-regenerativen Abgasreinigung (RTO) unter zwei verschiedenen Konzepten der Energiezufuhr zeigt Entlastungseffekte auf (s. Tabelle 4-4).

Im Falle der Anlage 1 ist der Entlastungsbetrag sehr gering. Hier steht einem Aufwand von etwa 12 kg CO₂-Äquivalenten eine Entlastung von etwa 13 kg gegenüber. Schon relativ geringe Änderungen auf der Aufwands- oder Gutschriftseite können daher zu einem Umschlagen der Bilanz führen. Besonders kritisch erscheint die Gutschrift für die FCKW-Mineralisierung: Bereits bei einer nur um 10% niedrigeren Gutschrift würde der Klimaeffekt der thermischen Abgasreinigung Null sein. Da FCKW-Gehalte eine erhebliche Streuung aufweisen und zudem die Messfehler um 30 % angenommen werden müssen, könnte die wahre Durchschnittskonzentration im Rohgas in einem Bereich liegen, bei dem die thermische Abgasreinigung nach dieser Rechnung zu einer Klimabelastung führt^{49,50}.

⁴⁹ Zudem werden FCKW gemäß dem Montrealer Protokoll seit geraumer Zeit in Deutschland nicht mehr in Verkehr gebracht, so dass der FCKW-Gehalt im Restabfall mit dem allmählichen Verschwinden der noch in Umlauf befindlichen FCKW-haltigen Produkte (Kühlschränke, Spraydosen vor allem für medizinische Anwendungen) mittelfristig weiter sinken dürfte und folglich ein Entlastungseffekt durch die thermische Abgasbehandlung zunehmend unwahrscheinlich wird.

⁵⁰ Die Relativierung der Klimaentlastung durch RTO beschränkt sich auf die Wirkungskategorie Treibhauspotenzial. Bei dem Ozonabbaupotenzial (ODP) führt die thermische Abluftbehandlung eindeutig zu einer Entlastung, da die hierfür alleinigen relevanten FCKW-Emissionen praktisch ohne Neubelastungen reduziert werden.

Tabelle 4-4 Treibhauseffekt-Bilanz der regenerativen thermischen Abgasreinigung (kg CO₂- Äquivalente/Mg Abfall) (BZL, 2000)

Be-/Entlastung	Prozess	Anlage 1	Anlage 2
Belastungen	Erdgasproduktion (Vorkette)	0,21	0,015
	CO ₂ aus Erdgasverbrennung	6,17	0,44
	CO ₂ (TOC-Oxidation)	0,62	0,62
	Stromverbrauch	3,4	3,4
	Lachgasbildung	1,9	1,9
Gutschriften	FCKW-Mineralisierung	- 8,67	- 8,67
	Methan-Oxidation	- 4,45	- 4,45
	Deponiegasentsorgung	0	- 69,2
Summe		- 0,82	- 77,8

Legende: Anlage 1: MBA Rennerod, Anlage 2: MBA Aßlar (mit Deponiegasnutzung)

Analog sind aus Tabelle 4-4 auch technische Optimierungspotenziale abzuleiten. Ein Ansatz könnte in der Reduzierung des Fremdenergieanteils von derzeit 70% liegen. Dazu sind die Temperatur des Abgases aus der MBA und die Fracht der Heizwert liefernden organischen Schadstoffe mit dem Abgas möglichst weit zu erhöhen⁵¹.

Die möglichen Effekte der Nutzung von Deponiegas im Falle der Anlage Aßlar zeigt ebenfalls Tabelle 4-4. Sie verdeutlicht eine beachtliche Klimaentlastung, aber auch, wie gering der Klimaeffekt der thermischen Abgasreinigung gegenüber der durch die bloße Deponiegasfassung und -verwertung erreichbaren ist. Deren Umweltentlastungseffekte der MBA-Abgasreinigung zuzurechnen erscheint allerdings nur dann gerechtfertigt, wenn das Deponiegas anderweitig nicht genutzt werden kann.

4.3.3 Optimierung der MBA durch Ausschleusung von Wertstoffen

Die Rezirkulation von Reststoffen ist eine entscheidende Forderung für ökologische Technologien. Das muss sich auch auf die Verwertung von Reststoffen beziehen, die trotz vorher gehender Abtrennmaßnahmen noch im Abfall verblieben sind. Allerdings ist auch hier die Kompromissituation aus dem Aufwand für die Abtrennung und die geänderte Prozessführung sowie den möglichen Umweltentlastungseffekten zu finden.

Wie Abbildung 3-3 verdeutlichte, sind erhebliche Mengen Metalle und Kunststoffe zu finden. Die Ausschleusung einer Eisenfraktion ist in den meisten MBA Standard; die Ausschleusung von Kunststoffen und von NE-Metallen für ein Recycling wird hingegen nur selten realisiert.

Im folgenden wird untersucht, welchen Effekt die Ausschleusung von Wertstoffen auf ausgewählte Wirkungskategorien haben kann⁵²; die Aufwandsseite bleibt hier unberücksichtigt, weil sie von zu vielen Faktoren - wie Transportaufwendungen, Aufwendungen für die Aufarbeitung, tatsächlichen Substitutionswegen etc. - bestimmt wird, die nur einzelfallspezifisch ermittelt werden können. Damit ist zwar keine Aussage zum Optimalpunkt möglich. Es wird aber gezeigt,

⁵¹ Dies würde eine grundsätzliche Änderung in der Auslegungsphilosophie von MBA verlangen, da die bisherige immer auf möglichst kleine Abgasfrachten und mittlere Temperaturen orientierte, um die Bioflter nicht zu überlasten.

⁵² Fallbeispiel: Erweiterte Intensiv-MBA, bei der standardmäßig eine Eisenfraktion und eine energiereiche Leichtfraktion (für die energetische Verwertung in einem Zementwerk) ausgeschleust, sowie ein Teil der organischen Fraktion der Vergärung zugeführt werden.

welcher Aufwand maximal getrieben werden darf, damit die Ausschleusung ein ökologisch positives Resultat ergibt.

Bei der globalen Erwärmung ist etwa eine Verbesserung der Umweltbelastung um 0,5 % der nationalen Gesamtbelastung möglich, wenn sämtliche Kunststoffe aus den Abfällen entfernt werden. Die Verbesserungen durch eine Verwertung des Aluminiumanteils in der NE-Fraktion bringt dagegen geringere Vorteile. Analoge Verhältnisse liegen bei den Kategorien Versauerungspotenzial und Eutrophierung vor (s. Abbildung 4-55). Das Ozonabbaupotenzial ist hingegen von der Ausschleusung von Kunststoffen und Aluminium praktisch nicht zu beeinflussen.

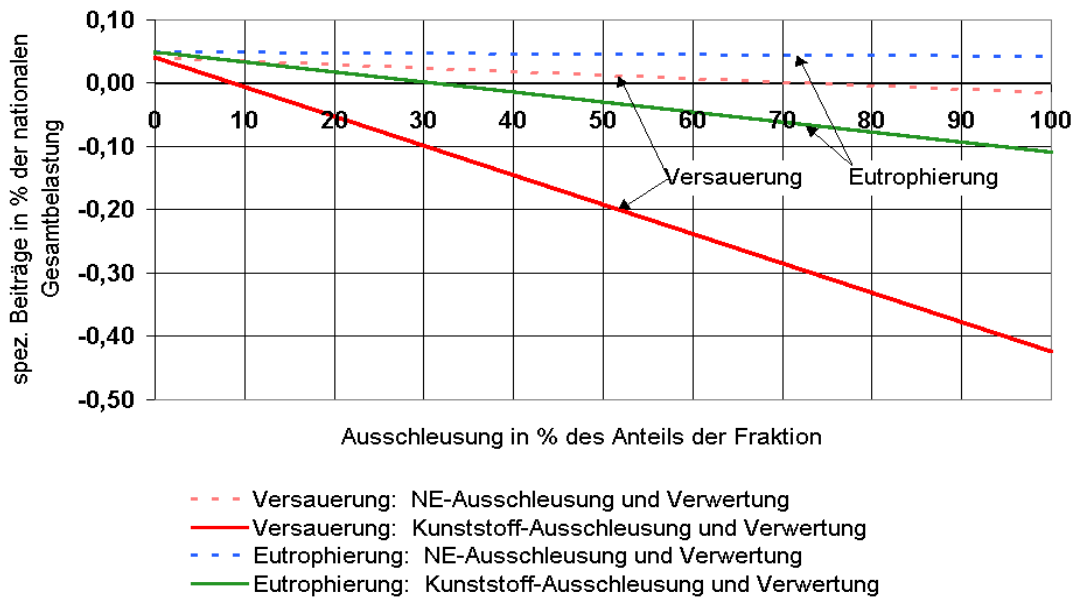


Abbildung 4-5 Auswirkung stofflicher Verwertungsoptionen auf die Potenziale zur Versauerung und Eutrophierung

Auf einen Faktor des Stoffstrommanagements soll noch hingewiesen werden, der bisher nicht ausreichend berücksichtigt ist: Im Zusammenhang mit der Präferenzierung von Recyclingmaßnahmen in der Stoffwirtschaft müssen der Verbleib von Schadstoffen bzw. die Lenkung der Schadstofffrachten geklärt werden, um nicht falsche gesellschaftliche Orientierungen auf Dauer zu etablieren. Bei der Verwertung von Restabfall stellt sich die Frage, wie die Schadstoffe den zu erzeugenden Abfallfraktionen zuzuordnen sind, z. B. ob sich die Schwermetalle in den heizwertreichen Fraktionen, in der Recyclingfraktion oder im abzulagernden Material anreichern sollen. Die einschlägigen deutschen Bestimmungen liefern hierzu keine befriedigende Antwort: Gefordert wird die Schadstoff-Entfrachtung der abzulagernden Fraktion (BMU, 2001) – in welcher Fraktion diese hingegen angereichert werden sollen, bleibt unbestimmt.

Unter marktseitigen Überlegungen sind bei der Erzeugung von Sekundärbrennstoffen schadstoffarme Produkte sicher günstiger einzustufen. Stoffstromwirtschaftlich ist jedoch die Schadstoffentfrachtung der stofflichen Recyclingfraktionen (Metalle, Glas, Mineralien) vorrangig, um eine Anreicherung im Wertstoffkreislauf zu verhindern, da hier Schadstoffsinken in der Regel nicht vorgesehen sind. Für Sekundärbrennstoffe gilt diese Forderung nur dann, wenn die Schadstoffe bei der Verwertung in ein werthaltiges Produkt eingehen könnten, z. B. bei der Verwertung in einem Zementwerk in das Produkt Zement, wo die Schadstoffe für die Dauer der Nutzung der Produkte gebunden bleiben.

Um eine unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkt vertretbare Stoffstromaufteilung zu finden, sind ein geeignetes Bewertungskriterium und ausreichende experimentelle Basis erforderlich. Ersteres ist derzeit nicht verfügbar; insbesondere ist die ökobilanzielle Betrachtung ungeeignet, da die verschiedenen Umweltmedien (Luft, Wasser, Boden) mit dem verfügbaren Instrumentarium der Ökobilanz nicht miteinander verglichen werden können. Neuere experimentelle Untersuchungen (ROTTER, 2001) verdeutlichen, dass mit einer aufwendigeren Stoffstromtrennung auch ein Mehr an separierten Abfallfraktionen („Grobgut“, „Fein-“ und „Schwerfraktion“) mit jeweils spezifischen Eigenschaften anfällt, für die ebenfalls geeignete (optimale) Verwertungs- oder Beseitigungswege gefunden werden müssen. So wäre es z. B. denkbar, in der MBA gezielt Fraktionen zur thermischen Behandlung zu erzeugen, in denen selektiv schadstoffbelastete Komponenten angereichert werden⁵³, deren Schadstofffrachten in der Müllverbrennung mineralisiert oder in dauerhafte Senken überführt werden können (SOYEZ, 2002).

4.4 Untersuchungen an nachhaltigkeitsbezogenen Zielfunktionen

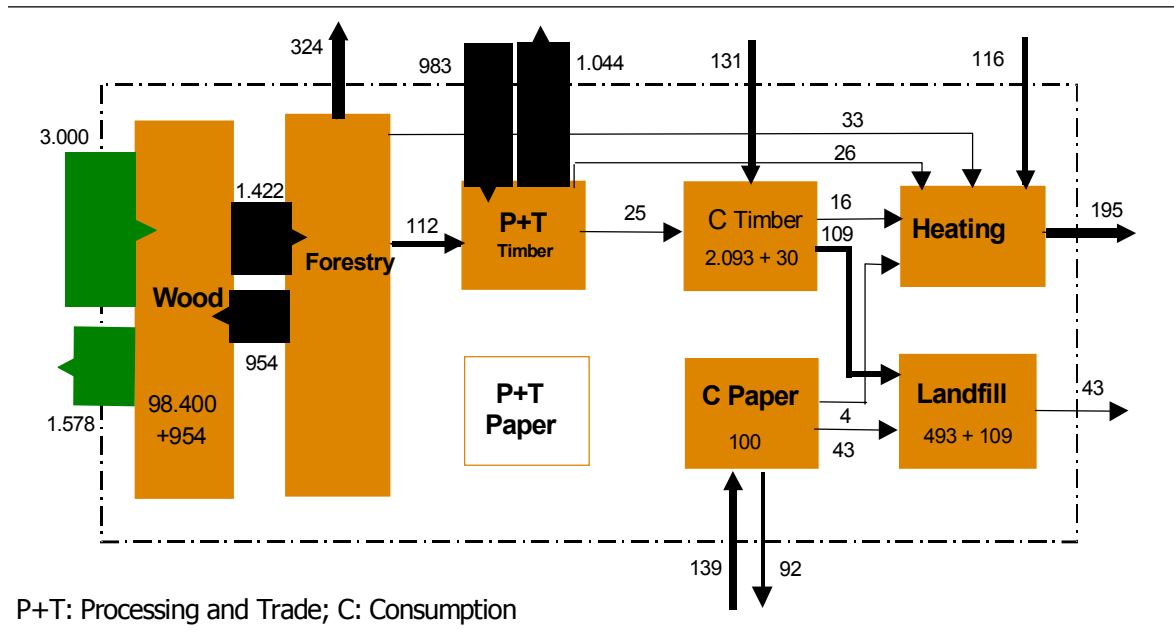
An Hand der in Punkt 2.5.4 dargestellten Zielfunktion für den nachhaltigen Stoffhaushalt einer Region wird im folgenden untersucht, wie die Stoffflüsse der Komponente Holz in einem regionalen Wirtschaftsraum optimal gestaltet werden können. Dazu werden die 27 Indikatoren benutzt (s. Tabelle 2-4), um die günstigsten Massenflüsse zu ermitteln. Die Ausgangssituation in der Untersuchungsregion (Landkreis Ostprignitz-Ruppin, Land Brandenburg) zeigt **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**⁶

Geht man von gegenüber dem Ist-Zustand unveränderten Verarbeitungskapazitäten, Strukturen des Verbrauchs, Energieholzimporten, Selbstwerbung und Lagern aus und setzt weiterhin fixe Werte für den Holzeinschlag an (z.B. 50% des Nachhaltshiebsatzes, Export von Energieholz, das über den Eigenbedarf hinaus geht), so kommt unter Anwendung der Zielgrößen nach Tabelle 2-4 eine optimierte Variante gemäß Abbildung 4-77 zustande.

Der Vergleich von tatsächlichen und optimierten Biomasseflüssen verdeutlicht, dass insbesondere die regionale Nutzung der regional anfallenden Biomasse verstärkt werden muss. Statt einer CO₂ freisetzenden Verrottung im Wald sind die gesamten Holzmengen weiter zu nutzen oder zu exportieren. Ein entsprechender Katalog für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung führt zu folgenden Forderungen (THRÄN, 2001, SOYEZ, 2002B):

- Verzehnfachung des regionalen Energieholzeinschlages
- Vervierfachung des (Wert)holzeinschlages und der regionalen Verarbeitung des einheimischen Holzes
- Verdoppelung der Feuerungskapazitäten bei Privathaushalten und Kleinverbrauchern bei gleichzeitigem Aufbau eines überregionalen Energieholzmarktes, über den das übrige Potential abgesetzt wird
- Verdoppelung der Recyclingkapazitäten für die Altholzverwertung.

⁵³ Das allerdings widerspricht den Intentionen der Sekundärbrennstoffhersteller, die ein sauberes, vermarktbare Produkt als Substitut zu Regelbrennstoffen etablieren wollen.



Legende: Lager in kg TS/Einwohner, Lageränderung und Flüsse kg TS/Einwohner und Jahr

Abbildung 4-6 Tatsächliche Biomasseflüsse der Untersuchungsregion

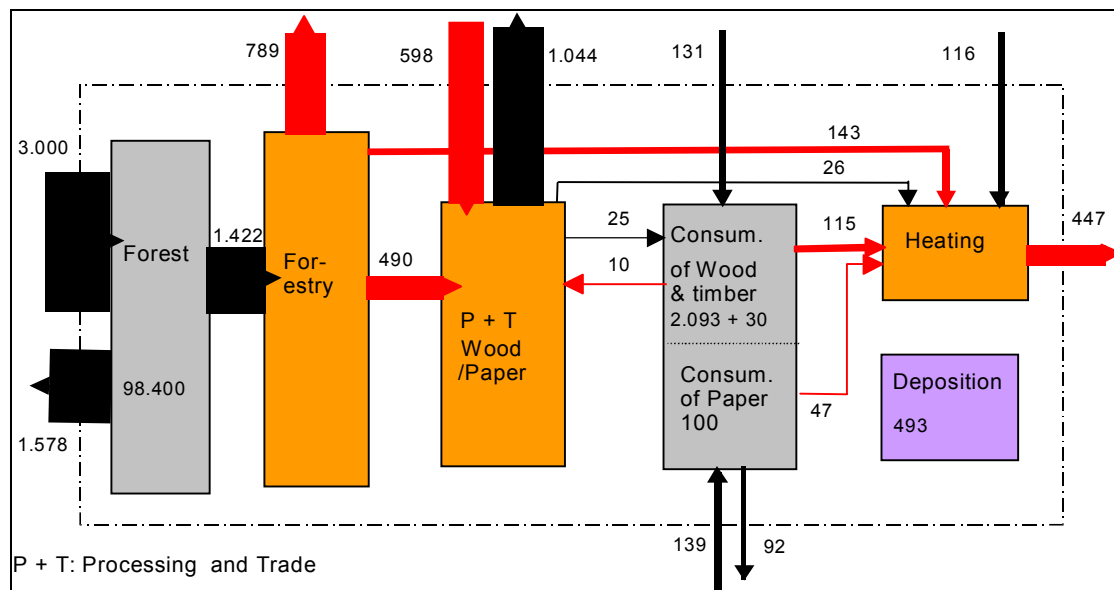


Abbildung 4-7 Optimierte Biomasseflüsse der Untersuchungsregion

Es ist offenkundig, dass solche Maßnahmen mit Forderungen des Konzepts für ein nachhaltiges Ressourcenmanagement übereinstimmen, wie es z.B. das MIPS-Konzept vorsieht, das eine Erhöhung regionaler Stoffumsätze zu Lasten von überregionalen mit dem Faktor 4 bzw. Faktor 10 verlangt (siehe Fußnote 22).

Kapitel 5: Das Optimalitätsprinzip bei der Modellerstellung

Die Benutzung von Modellen für die Untersuchung von realen Prozessen anstelle des Experiments oder des Versuchsbetriebs ist als ein ökologisches Prinzip zu betrachten, weil damit eine Minderinanspruchnahme von Zeit und Ressourcen verbunden ist, so dass Kosten, Arbeits- und Umweltentlastungen eintreten. Auch die Nutzung geistiger statt materieller Ressourcen entspricht den Forderungen der Ökotechnologie. Dem stehen aber Aufwendungen für die Ableitung der Modelle im F&E-Prozess gegenüber. Diese müssen durch die erzielbaren Effekte mindestens kompensiert werden. In einzelnen Fällen kann das belegt werden; generell gilt, dass die Modelle dem Bearbeitungsgegenstand in Umfang und Qualität angepasst werden müssen, um insgesamt zu effektiven Lösungen zu gelangen (KATTANEK, 1971). Dabei sollte zunächst mit einfachen Modellen und Analogien gearbeitet und erst mit fortschreitender Kenntnis des Gesamtprozesses zu verfeinerten Modellen übergegangen werden (MOSER, 1981; 1994A).

Im Folgenden werden Überlegungen zur Formulierung des Optimierungsproblems unter Einschluss des Modellaufwandes angestellt und Beispiele für die Anwendung des Modellierungsprinzips bei der Prozessgestaltung gegeben.

5.1 Einige Überlegungen zur Modellierung

Wie in Abbildung 2-2 dargestellt, ist die Modellierung ein wesentlicher Bestandteil der Bearbeitungssequenz der Optimierung und in einem engen Wechselspiel mit den anderen Bearbeitungsschritten durchzuführen. Die Optimierung setzt ein Modell voraus; sie ihrerseits gibt die Bereiche vor, in denen eine Weiterentwicklung der Modellgüte zu erfolgen hat. Dabei ergibt sich aber das Problem, dass die Erstellung des Modells mit weiterem Aufwand verbunden ist, der sich auf die materiellen Ressourcen, die Zeit und die Humanressourcen bezieht.

Daher ist eine Entscheidung zu treffen, welcher Aufwand für die Erstellung des Modells getrieben werden darf. Umgekehrt kann gefragt werden, welchen Effekt eine Modellverbesserung erbringen kann; daran sind die maximal aufzuwendenden Ressourcen zu bestimmen. Im Sinne des geringsten Gesamtaufwandes wird man zunächst möglichst einfache Modelle vorziehen. Da aber die höhere Modellgenauigkeit auch verbesserte Effekte der Prozessrealisierung verspricht, ergibt sich eine Kompromissituation aus den gegenläufigen Tendenzen der Gesamtkosten: minimale Gesamtkosten aus dem Aufwand für die Modellierung (oder allgemeiner für den F&E-Aufwand) und der Prozessrealisierung sind das Ziel.

Diese Situation lässt sich als Erweiterung der ursprünglichen Zielfunktion Z (s. Gl. (1)) beschreiben: Der Vektor der Modellkoeffizienten (b_1) wird um einige neue Parameter (b_2) erweitert. Mit dem Term (c_2) werden die Aufwendungen für die Modellerstellung bzw. den F&E-Prozess erfasst (s. Gl. (6)).

$$Z' = Z'(a_1, b_1(c_2), b_2(c_2), c_1, c_2) \quad (6)$$

$$Z'^* = \min Z' \quad (7)$$

- Z - Allgemeines Bewertungskriterium
 - Z' - Bewertungskriterium unter Einschluss der F&E-Aufwendungen
 - Z'^{*} - Optimum Z₁'
 - a₁ - Steuervariablen des Prozesses
 - b₁ - Modellkoeffizienten
 - b₂ - Koeffizienten der erweiterten Modellstruktur
 - c₁ - Ökonomische Faktoren der Produktion
 - c₂ - Ökonomischer Aufwand für die Modellverbesserung durch F&E

Eine Formulierung dieser Optimierungsaufgabe für konkrete Anwendungsfälle ist nicht praktikabel (PRAUSE, 1990). Doch können daraus einfache Maßnahmen abgeleitet werden, die in die Richtung des Gesamtoptimums der Verfahrensentwicklung und -realisierung zeigen.

Im Folgenden werden dazu praktische Fragestellungen an Beispielen der SCP-Produktion und der Kompostierung untersucht.

5.2 Auswahl der Messanordnung und der Messgenauigkeit zur Bestimmung von Prozessparametern bei SCP-Prozessen

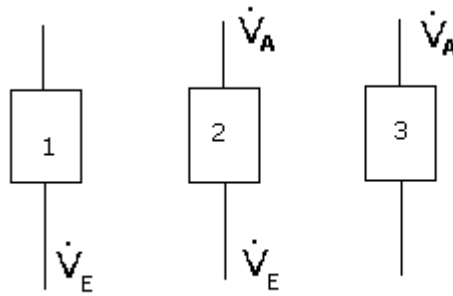
Untersuchungen zur Bestimmung von Prozessparametern werden üblicherweise in Labor- bzw. Versuchsanlagen durchgeführt, ehe eine Maßstabsübertragung zur Anpassung an die großtechnische Dimension erfolgt. Um keine Risiken einzugehen und beste Erkenntnisse zu erzielen, wird gerade im Laborbereich häufig eine möglichst genaue Messtechnik mit umfassender Bestimmung einer großen Breite von Parametern gefordert. Das ist mit erheblichen Kosten verbunden.

Zu finden ist daher diejenige Lösung, bei der das Aufwand/Nutzen-Verhältnis mit Bezug auf den intendierten technischen Prozess, für den die Modellierung bestimmt ist, am günstigsten ist. Eine endgültige Entscheidung darüber ist zwar erst auf der Basis des vollständigen Modells und der durchgeführten Optimierung möglich. Doch kann bereits die Gegenüberstellung von erzielbaren Genauigkeiten und dafür zu treffendem Aufwand schrittweise zu nutzbaren Ergebnissen führen.

Im folgenden werden beispielhaft Messanordnungen und Messgenauigkeiten für die Bestimmung der stöchiometrischen Koeffizienten für den spezifischen Sauerstoffverbrauch ($\alpha_{O_2}^x$) bei der SCP-Produktion betrachtet (SOYEZ, 1979). Diese Größe wird aus der Sauerstoffverbrauchsgeschwindigkeit und der Biomasseproduktivität ermittelt. Damit entsteht Abhängigkeit von den Gasdurchsätzen, den Gaskonzentrationen sowie von der Biomassekonzentration und der Durchflußrate des Systems im stationären Zustand.

Betrachtet werden sollen nur die für die Gasbilanz erforderlichen Größen. Hier sind nicht notwendig alle Gasmengen und -konzentrationen gleichzeitig zu messen, weil das System damit überbestimmt wäre. Mögliche Meßanordnungen für die Gesamtbilanzierung zeigt Abbildung 5-1 (SOYEZ, 1979).

Unter Nutzung der für die entsprechenden Bilanzgleichungen ermittelten Fehler (nach dem Fehlerfortpflanzungsgesetz) ergibt sich, dass die unterschiedlichen Messanordnungen unterschiedlich gut geeignet sind. Die resultierenden Fehler liegen zwischen 10 und 40%. Messanordnungen 1 und 3 liefern mit etwa 10 - 14% die besten Ergebnisse, die schlechtesten Anordnung 2 mit 40,8% (s. Tabelle 5-1).



Legende: in allen Anordnungen zusätzlich die Messung der Ausgangskonzentrationen von O₂ und CO₂
Eingangskonzentration fest: O₂: 21%; CO₂: 0,035%

Abbildung 5-1 Meßanordnungen zur Bestimmung der stöchiometrischen Koeffizienten

Das bedeutet zunächst, dass nicht die Messanordnung mit der umfangreichsten Geräteausstattung auch die besten Ergebnisse liefert. Im Sinne der Optimalitätsbetrachtung ist dieses Ergebnis eine eindeutige Lösung - beste Genauigkeit geht mit geringstem Aufwand einher.

Tabelle 5-1 Abhängigkeit des Fehlers der Sauerstoff-Verbrauchskoeffizienten von der Messanordnung und den Fehlern der Messgrößen

Fehlergröße a_i	relativer Fehler $\Delta a_i / a_i$ (%)		
Biomassekonzentration	2		
Durchflussrate	2		
Luftdurchsatz	3		
Sauerstoff-Austritts-Konzentration	2		
CO ₂ -Austritts-Konzentration	2,5		
Messanordnung	1	2	3
Sauerstoff-Verbrauchskoeffizient	14,1	40,8	10,0
Rangfolge der Messanordnung	2	3	1

Die weitere Verbesserung der Ergebnisse sollte sich auf die einflussreichsten Messgrößen konzentrieren. Diese sind durch eine Empfindlichkeitsanalyse zu bestimmen. Im konkreten Fall zeigt sich, dass der Sauerstoffbestimmung in der Abluft im Fall der Messanordnung 1 die überragende Bedeutung gegenüber allen anderen Bilanzierungsgrößen, wie z.B. den Mengenströmen Luft, der Biomassekonzentration, dem Durchsatz und der CO₂-Konzentration zukommt. Sie geht hier - abhängig von der gemessenen Konzentration - mit dem 1,6 bis 34fachen Gewicht der anderen Messgrößen in den Fehler der Bestimmung des Verbrauchskoeffizienten ein.

Einen Zugang zur Verbesserung der Messwerte liefert die Festlegung des günstigsten Arbeitspunktes. Dieser kommt als Kompromiss aus der Abnahme des Empfindlichkeitsfaktors und der steigenden relativen Fehler bei sinkender Konzentration zustande. Dabei fällt der Einfluss des Fehlers der Sauerstoffmessung (der Empfindlichkeitsfaktor) von 20,1 auf 1,6, wenn die Sauerstoff-Konzentration der Abluft von 20% auf 13% reduziert wird. Technisch ist das durch die Variation der Luftmenge leicht erreichbar. Die Messungen sollten daher am unteren Ende des Messbereiches erfolgen, nicht am Punkt der größten Genauigkeit des Messgerätes. Das widerspricht dem üblichen Vorgehen bei Messungen, wo auf die Erzielung der größten Genauigkeit eines Messgerätes abgestellt wird und stellt insofern kein triviales Ergebnis dar.

Die ökonomische Gesamtwirkung aus dem Messaufwand und dem erzielbaren Nutzen für die Prozessrealisierung - die letztendlich entscheidende Größe zur Genauigkeitscharakterisierung - ist an Hand einer (ökonomischen) Nutzensfunktion zu ermitteln, die - gemäß der Darstellung der

allgemeinen Optimierungsaufgabe (siehe auch Abbildung 2-1) - den zulässigen Bereich der Genauigkeit beschreibt. Bei Kenntnis dieser Nutzensfunktion kann zunächst eine Aussage über den Höchstaufwand gemacht werden, der für Messgenauigkeitsverbesserungen zulässig ist; er darf den Nutzen nicht übersteigen.

Die Nutzungsfunktion im Besonderen beinhaltet, dass durch eine fehlerhafte Bestimmung einer Auslegungsgröße eine Fehlauslegung einer ganzen Anlage resultieren kann. Damit sind Prozessauslegungswerte verbunden, die von den „richtigen“ Werten abweichen und suboptimale Zielgrößenwerte erbringen. Dieses Risiko ist zu minimieren. Die Berechnung für die Verhältnisse der Biomasseproduktion ergibt, dass eine wirtschaftlich vertretbare Verbesserung der Genauigkeit der Sauerstoff-Konzentrationsmessung nur dann möglich ist, wenn die stöchiometrischen Koeffizienten des Prozesses (Sauerstoff-Verbrauchs-Kennzahl) größer als 2 kg O₂/kg Biomasse sind. Das bedeutet allgemeiner, dass die Aussage von den Prozesskennzahlen abhängt. Im untersuchten Fall liegt der optimale Messfehler bei 1,2 bis 1,4 %. Für das eingesetzte Messgerät (Permolyt) ist das ein durch intensive Messgeräteüberwachung erreichbarer Wert. Neuentwicklungen von Messgeräten lohnen sich für den spezifischen Anwendungsfall dagegen nicht.

5.3 Modellierung des Temperatureinflusses bei der SCP-Produktion

Die Prozesstemperatur beeinflusst den Prozessverlauf von Bioprozessen auf unterschiedliche Weise, so dass eine Kompromissituation entsteht, die durch eine Optimierung gelöst wird. Entscheidende Einflussfaktoren beziehen sich auf die biologische Umsetzung, die physikalischen Eigenschaften des Prozessmediums sowie die Aufwendungen für die Kühlung (s. Tabelle 5-2).

Tabelle 5-2 Einfluss der Temperatur auf die SCP-Produktion

Einflussbereiche	Effekt des Temperaturanstiegs	Wirtschaftliche und ökologische Konsequenzen	Trend
Biologischer Bereich	unterhalb/oberhalb des biologischen Temperaturoptimums: günstigere/ungünstigere Ausbeutekoeffizienten ⁵⁴	sinkender/steigender Substratverbrauch, CO ₂ -Bildung, niedrigere bzw. höhere Kühlaufwendungen	-
Prozessmedien	Geringere Löslichkeit von Sauerstoff im Medium (kleinerer Wert der HENRY-Konstante)	höherer Energieaufwand für Begasung, größere Aggregate	-
	Steigende Stoffübergangskoeffizienten (K _L a-Werte)	sinkender Energieaufwand	+
Technischer Bereich	größere Temperaturdifferenz Kühlwasser/ Prozessmedium	geringerer Kühlwasserverbrauch, geringere Kosten	+

Diese Situation legt es nahe, die Effekte der Temperaturabhängigkeit genauer zu beschreiben, um das Prozessoptimum sicher zu bestimmen. Dabei wird es vor allem um die Temperaturabhängigkeit der stöchiometrischen Koeffizienten gehen; bei den anderen Größen sind Analogien aus Literaturdaten etc. verhältnismäßig leicht zu ziehen.

Hier ist wieder der erhöhte Aufwand für die Modellierung in Rechnung zu stellen. Es ist zu fordern, dass die verbesserte Modellbasis einen Effekt erzielt, der über dem Aufwand für die Mo-

⁵⁴ siehe Abbildung 5-2 zum typischen Verlauf der Ausbeutekoeffizienten (gestrichelte Parabel) mit einem Minimum als biologisches Optimum (SOYEZ, 1975).

dellierung liegt, und zwar für Kosten und Umwelteffekte. Eine derartige Aussage sollte sich aus einer Abschätzung gewinnen lassen, indem die Ergebnisse der Optimierung unter Nutzung des Ursprungsmodells (Z_1) und des erweiterten Modells (Z_1' , siehe Gl. (6)) bestimmt und verglichen werden.

Um so besser die Zusammenhänge von Temperatur und Ertrag bekannt sind, desto sicherer kann eine Aussage getroffen werden. Allerdings ist in frühen Phasen des Forschungsprozesses, bei der sich die Frage nach der Sinnfälligkeit von Modellierungsarbeiten stellt, eben gerade keine ausreichende Information vorhanden. Doch genügt es zunächst auch, schrittweise vorzugehen und mit unsicheren Informationen zu beginnen. Ein solches Vorgehen ist durch die Forderungen der Ökoprinzipien nach Minderinanspruchnahme der Ressourcen auch angezeigt.

Formal kann sogar ohne bekannte Zusammenhänge vorgegangen werden. Dann ist das Optimum der Zielfunktion für beliebige Paare von Temperaturen und Erträgen zu berechnen. Daraus lässt sich eine funktionale Abhängigkeit Z^*_1 von Prozesstemperatur und Ertrag gewinnen (s. Abbildung 5-2 mit den Optima der Zielfunktion als Linien konstanter Werte).

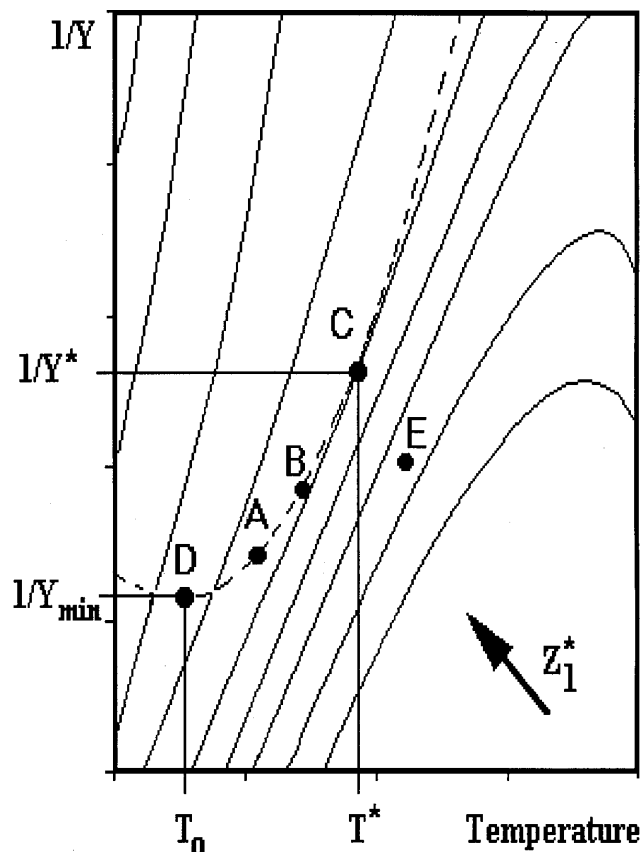


Abbildung 5-2 Optimaler Aufwand der SCP-Produktion in Abhängigkeit von Prozesstemperatur und Biomasseertrag (PRAUSE, 1982)

Zunächst kann aus dieser Darstellung die Spannweite möglicher Prozessverbesserungen abgeschätzt und so eine erste Antwort auf die Sinnfälligkeit von Modellierungsarbeiten gegeben werden. Denn Paare von Temperatur und Ertrag auf einer Linie konstanter Kosten sind jeweils gleichwertig. Daraus ist erkennbar, welche Verbesserungen im Ertrag einer Veränderung der Temperatur gegenüberstehen muss, um ein wirtschaftlich gleichwertiges oder besseres Gesamt-

ergebnis zu erzielen - und umgekehrt. Nur wenn die Verbesserung ausreichend groß erscheint, wird man weitere Untersuchungen über die tatsächliche Temperaturabhängigkeit anstellen.

Im Allgemeinen werden die Kenntnisse über einen für technische Zwecke vorgesehenen Prozess nicht so gering sein. Anzunehmen ist, dass auch in frühen Untersuchungsphasen wenigstens die Verhältnisse am biologischen Optimum bekannt sind, da dieses in mikrobiologischen Untersuchungen häufig zuerst bestimmt wird und dort auch die biologisch besten Leistungen einer Kultur vorliegen (Punkt D). Abzulesen ist, welches wirtschaftliche Resultat mit einer derartigen Kultur bzw. einem Produktionsstamm⁵⁵ mindestens zu erzielen ist. Damit lassen sich zunächst zulässige Limits für den Aufwand bestimmen und eine Entscheidung über die Weiterführung der Forschungsarbeiten mit diesem Stamm herbeiführen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass das wirtschaftliche Optimum nicht beim biologischen liegen muss bzw. liegen wird.

Einige weitere Fälle sollen den methodischen Zugang vertiefen: Sind z.B. mehrere Wertepaare eines Stammes bekannt (z.B. in Punkten A und B), so erlaubt die Auswertung eine Aussage über die bevorzugte Prozessrealisierung. Im gezeigten Fall ist der Prozess am Punkt B günstiger (weil mit niedrigeren Kosten erzielt) und für die Prozessauslegung zu bevorzugen.

Die Information über den Stamm kann weiter in einem Modell erfasst werden, das die Abhängigkeit des Ertrags von der Temperatur beschreibt. Es ist unvollständig und grob und kann statistischen Charakter haben, z.B. als einfaches Regressionsmodell. In Abbildung 5-2 ist es als gestrichelte Kurve dargestellt. Die Kurve schneidet einen Teil der Niveaulinien der Zielgröße von links nach rechts, also in Richtung besserer Prozessergebnisse mit steigender Temperatur. Das beste Ergebnis, d.h. der kleinste Zielfunktionswert, wird in Punkt C erzielt; danach verschlechtern sich die Ergebnisse wieder. Aus diesem vorläufigen Resultat lassen sich zwei wesentliche Aussagen ableiten:

Erstens bestätigt sich, dass das technologisch beste Ergebnis nicht mit dem biologischen Optimum übereinstimmt (s. 4.1); dieses liegt bei Punkt D. Damit werden natürlich alle Aussagen zur Festlegung von Forschungszielen auf dieser Basis relativiert. Zweitens werden weiterführende Modellierungsarbeiten mit dem besten Effekt im Bereich des Punktes C anzustellen sein. Diese Kenntnis erspart Forschungsaufwand in Wertebereichen, die für die Prozessoptimalität irrelevant sind⁵⁶⁻⁵⁷.

⁵⁵ Stamm ist ein spezifischer Vertreter einer Art.

⁵⁶ Für andere Prozesse oder für den Erkenntnisgewinn an sich kann auch die Untersuchung anderer Temperaturbereiche von Interesse sein.

⁵⁷ Das Ergebnis der verbesserten Wirtschaftlichkeit durch Optimierung würde natürlich auch ohne diese Überlegungen erzielt werden können. Der Vorteil dieser Vorgehensweise besteht aber darin, dass die Entscheidung quantitativ unterstützt wird und dass einige Risiken minimiert werden: das Risiko erster Ordnung, dass unnötige aussichtslose Forschungsarbeiten angestellt werden, so dass Kosten und Aufwand an Umweltgütern entstehen, ohne dass ein Effekt zu erwarten ist, oder dass sie im falschen Bereich angestellt werden, wie etwa dem biologischen Optimum anstelle der technologisch besten Position. Als Risiko zweiter Ordnung ist ebenfalls ausgeschaltet, dass Modellierungsarbeiten unterlassen werden, obgleich ein positives Ergebnis zu erwarten ist.

5.4 Untersuchungen zur Steuerung der Kompostierung unter Nutzung einfacher Modellansätze

Die Kompostierung als Prozess einer Feststofffermentation ist auf Basis der Bilanzgleichungen für Stoff, Energie und Impuls zu modellieren. In diese zunächst allgemeinen Bilanzgleichungen müssen die erforderlichen Koeffizienten eingeführt werden. Diese können aus theoretischen Überlegungen und aus dem Vergleich mit analogen Prozessen stammen oder werden experimentell bestimmt bzw. modifiziert.

Die Hauptschwierigkeit der Modellierung der Kompostierung besteht in der Beschreibung der mikrobiellen Reaktion. In Anbetracht der Komplexität des mikrobiellen Systems sind dafür komplizierte Zusammenhänge zu erwarten (s. Abbildung 5-3)

Viele praktische Fragen der Auslegung und Steuerung von Kompostierungsprozessen lassen sich aber bereits mit verhältnismäßig einfachen Beziehungen hinreichend genau beantworten. Doch bleiben neben dem Ziel, das Prozessgeschehen insgesamt besser zu verstehen, aus technologischer Sicht auch Fragen, die eine vertiefte Modellierung im biologischen Teil der Kompostierung verlangen.

Im folgenden werden einige Beispiele zum methodischen Vorgehen bei der Aufstellung und Verwendung von Modellen und zur Lösung inhaltlicher Fragestellungen durch Modellsimulation vorgestellt, die im Zusammenhang mit der Verfahrensentwicklung für die Kombination von Kompostierung und Gewächshausproduktion zur Nutzung von CO₂ und Prozessabwärme bearbeitet wurden (s. 3.2).

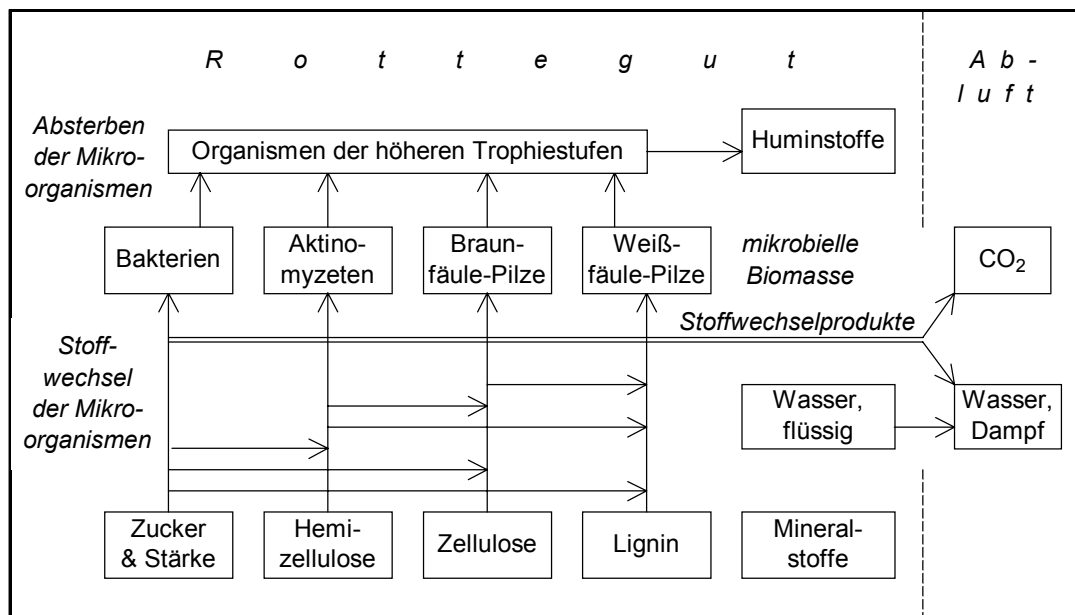


Abbildung 5-3 Schema des Reaktionssystems der Kompostierung (KAISER, 1999)

5.4.1 Simulation von Anfahrverläufen der Kompostierung mit einfachen kinetischen Ansätzen

Mikrobielle Prozesse sind i.a. mit lag-Phasen verbunden, in denen eine Anpassung der beteiligten Kulturen an das Substrat, das Medium und die physikalischen Bedingungen erfolgt. Die Dauer dieser lag-Phase beeinflusst die Wirtschaftlichkeit von Bioprozessen und bestimmt auch Ressourcenverbrauch und Energieumsatz, womit direkte Umweltwirkungen verbunden sind. Ein

schnelles Durchlaufen der lag-Phase ist deshalb anzustreben. Für die Prozessführung zum Startzeitpunkt ist dabei das Temperaturregime so zu gestalten, dass eine hinreichende Eigenerwärmung der Ausgangsstoffe eintritt. Dabei kann eine Unterstützung der Anfahrphase durch Zusatzheizung, z.B. unter Verwendung von verfügbaren Abwärmern aus dem System, zweckmäßig sein. Modellgrundlage für derartige Aussagen ist die Wärmebilanzgleichung, die die Änderung der Energiemenge in der Kompostierungsmasse in Abhängigkeit von der durch biologische Reaktionen erzeugten Wärmemenge und den Wärmeverlusten durch die Reaktorbegrenzung und das Begasungsmedium darstellt. Diese Bilanz lässt sich aus Kompostierungsversuchen aufstellen, wenn alle einschlägigen Eingangs- und Zustandsgrößen erfasst werden. Daraus ergeben sich dann auch die direkt schwer zugänglichen Abwärme-Verluste des Reaktors in Abhängigkeit von Schüttgut- und Umgebungstemperatur.

Den typischen Reaktionsverlauf in einer kleintechnischen Versuchsanlage mit Daten der Wärmebilanz zeigt Abbildung 5-4.

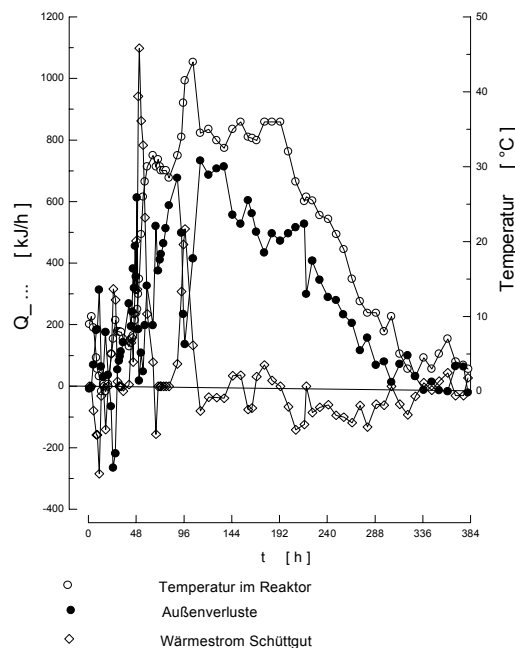


Abbildung 5-4 Temperatur und Wärmemengen im kleintechnischen Kompostierungsreaktor

Abbildung 5-5 demonstriert die Zuverlässigkeit eines so gewonnenen wärmetechnischen Modells für einen Versuch, bei dem die Eingangsluft erwärmt und befeuchtet wurde, um die Anlaufphase zu verkürzen. Der Verlauf der Schüttguttemperatur wurde anhand der Bilanzgleichung aus der am Prozess aktuell vermessenen CO_2 -Produktivität (aus der Begasungsmenge und der aktuellen CO_2 -Konzentration) berechnet. Die Messungen stimmen damit gut überein.

Für eine Vorhersage des Anfahrvorganges bei vorgegebenen Konditionen der Eingangsluft ist allerdings ein Modell für den Verlauf der CO_2 -Produktivität erforderlich. Ein dafür geeigneter einfacher Ansatz ist ein linearer Zusammenhang zwischen CO_2 und der mittleren Schüttguttemperatur T_{Sm} :

$$m_{\text{CO}_2} = k_1 \cdot T_{\text{Sm}} - k_2 \quad (8)$$

Die Konstanten wurden empirisch aus kleintechnischen Versuchen zu $k_1=0.0553$ und $k_2=0.742$ bestimmt (EBT, 1996).

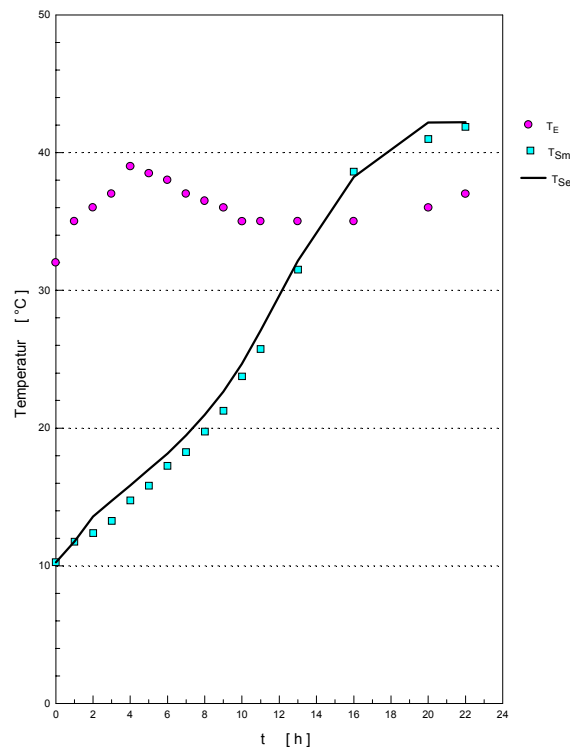


Abbildung 5-5 Vergleich der gemessenen und mit Modell bestimmten Rottetemperatur

Ein praktisches Beispiel ist die Einstellung der Prozessvariablen bei unterschiedlichen Ausgangstemperaturen der Rotttemperatur. Zwei unter wirtschaftlichem Aspekt interessante Zielstellungen könnten darin bestehen, den Prozess möglichst schnell auf ein vorgegebenes Temperaturniveau zu bringen oder die Zeit bis zum Erreichen eines vorgegebenen Umsatzes möglichst kurz zu halten. Wählt man die bis zum Erreichen von 30°C und einen Umsatz von 20% erforderliche Zeitspanne, so kommen die in Abbildung 5-66 dargestellten Verläufe in Abhängigkeit von der Begasungsintensität zustande.

Deutlich ist, dass die Initialtemperatur einen sehr starken Einfluss auf die Geschwindigkeit des Anfahrvorganges hat (linkes Bild). Steigt beispielsweise die Initialtemperatur von 10 auf 20°C so reduziert sich die Zeit bis zum Erreichen der Prozesstemperatur von 30°C um 50 Stunden. Die als Parameter angesetzte Luftmenge hat demgegenüber im Anfahrprozess nur eine untergeordnete Bedeutung.

Die Auswirkung der Initialtemperatur auf den Zeitpunkt des Erreichens eines Umsatzes von 20% ist relativ weniger ausgeprägt, kann aber absolut doch Unterschiede von mehreren Tagen ausmachen (rechtes Bild). Hier wirken sich die Belüftungsraten erheblich stärker aus. Für die Zielstellung eines hohen Umsatzes sind in diesem Beispiel und bei den hier angesetzten Temperatur- und Feuchtebedingungen hohe Luftmengen vorteilhaft. Für eine Anlage mit mehreren Rottreaktoren in unterschiedlichen Prozesszuständen lassen entsprechende Untersuchungen Aussagen darüber zu, welche Abluft sich für die Anfangserwärmung am besten eignet.

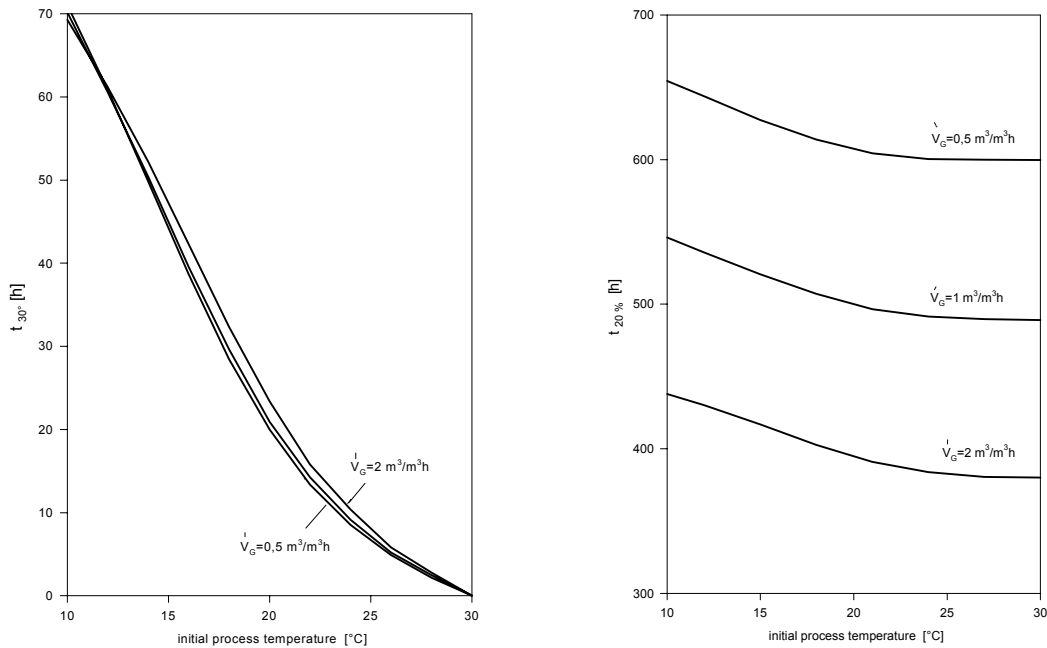


Abbildung 5-6 Einfluss der Temperatur der Rotteausgangsmasse auf charakteristische Prozesszeitpunkte (links: Erreichen von 30°C Prozesstemperatur; rechts: 20 % Umsatz)

Die hier beispielhaft für den Prozessbeginn vorgestellte Berechnung von Parametereinstellungen kann im Laufe des Prozesses schrittweise wiederholt werden. Dabei ist der Temperaturverlauf am realen Prozess durch Nachführung des Modells zu korrigieren.

5.4.2 Simulation der Steuerung von Temperaturverläufen

Während sich die bisher erörterten Maßnahmen auf die möglichst günstige Einstellung eines vorgegebenen Prozesszustandes bei ungestörtem Prozessverlauf bezogen, besteht ein weitergehender Ansatz für die effiziente Führung der Kompostierung in einer Zwangssteuerung eines Temperaturprofils, das dem Prozess vom Ende der Anlaufphase bis zum Erreichen der Hygienisierungstemperatur aufgeprägt wird. Dabei kann es sich um einen linearen Anstieg zwischen 30 bis 65 Grad in einer Zeitspanne handeln, nach deren Ablauf noch eine Hygienisierung gemäß Bioabfallverordnung möglich ist. Bei einer Gesamtprozessdauer von 10 Tagen, zwei Tagen Anfahrzeit und einer Hygienisierung über 5 Tage bei 65 °C verbleiben am Prozessende für diese Phase drei Tage.

Für die Realisierung eines derartigen Temperaturprofils steht bei der Kompostierung als Stellgröße praktisch nur die Begasungsmenge, ggf. bei unterschiedlichen Konditionen, zur Verfügung. Es ist daher von Interesse, ob die für diesen Temperaturverlauf erforderliche Begasung überhaupt eingestellt werden kann. Dazu sind im betrachteten Zeitraum die erforderlichen Luftströme zu berechnen. Das macht Annahmen über den Verlauf der CO₂-Bildungsrate in diesem Bereich des Prozesses erforderlich. Während zum Prozessstart ein linearer Ansatz die Verhältnisse genügend genau beschrieben hat, bietet sich hier z.B. ein Ansatz mit einem Maximum bei einer mittleren Prozesstemperatur an. Dafür kann etwa ein einfacher Parabelansatz verwendet werden.

Abbildung 5-7 demonstriert den Verlauf der Begasungsintensität für einen geforderten linearen Temperaturanstieg von 30 auf 65 °C im Verlauf von 72 Stunden für den Fall, dass die Begasungsintensität auf maximal 2000 m³/h eingestellt wird.

Wie an der Nichtlinearität im Bereich bis 40 Stunden Prozessdauer zu erkennen, kann der gewünschte geradlinige Temperaturverlauf bei einer Begasung von 2000 m³/h nicht realisiert werden. Denn wegen der zu Beginn geringen Schüttguttemperatur kompensiert der Wärmeabtransport die Reaktionswärme noch nicht. Bei nachlassender Reaktivität des Komposts nach etwa 40 Stunden ist der lineare Verlauf auch mit geringeren Luftmengen zu erzielen. Mit einer Erhöhung des Luftdurchsatzes auf 3000 m³/h - der Leistungsgrenze der betrachteten Anlage - ist der Prozess in den überwiegenden Bereichen beherrschbar; aber erst bei 3300 m³/h treten keine Abweichungen vom vorgesehenen Prozessverlauf mehr auf. Entsprechende Änderungen der Auslegung wären vorzusehen.

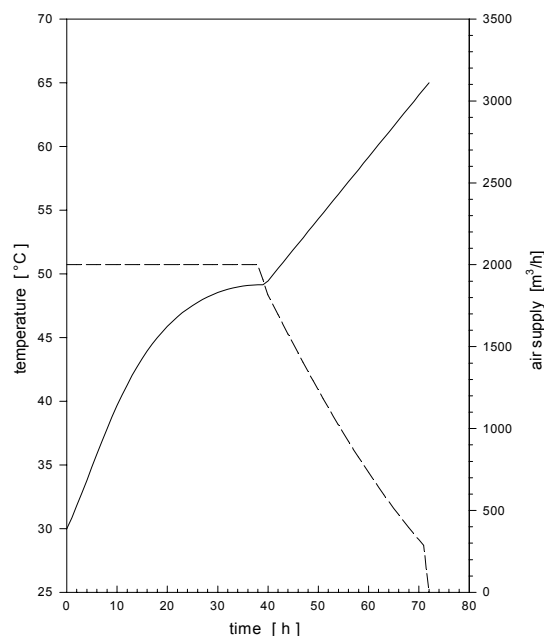


Abbildung 5-7 Simulation der Luftmengeneinstellung für die Steuerung der Rotteguttemperatur

Mit diesem Simulationsergebnis ist der erforderliche Luftmengenbereich auch für erfolgreiche Prozessregelungen festgelegt. Für die aktuelle Steuerung eines Temperaturprofils ist die Vorgabe einer CO₂-Bildungsrate nicht mehr erforderlich; das Simulationsmodell arbeitet dann an aktuellen Arbeitspunkten, für die die Produktivitäten am Prozess ermittelt werden.

5.4.3 Prozessbeschreibung mit einem erweiterten kinetischen Ansatz

Die Beispiele verdeutlichen, dass man für bestimmte Auslegungs- und Steueraufgaben für den Kompostierungsprozess auch ohne ein eigentliches kinetisches Teilmodell auskommt. Doch bleibt Bedarf an weitergehender Modellierung im biologischen Teil der Kompostierung. Im Falle der Zwangssteuerung der Temperatur muss z.B. beantwortet werden, zu welchem Zeitpunkt die Hygienisierungsphase zu beginnen hat. Das wird spätestens dann sein, wenn die Konzentration der organischen Substanz gerade noch ausreicht, um die Hygienisierungstemperatur ohne zusätzlichen Energieaufwand zu erreichen und sie für den geforderten Zeitraum aufrecht zu erhalten. Dazu sind Kenntnisse über den Konzentrationsverlauf erforderlich, die nur aus kinetischen Mo-

dellen gewonnen werden können. Ein entsprechender Ansatz beinhaltet die Vorstellung, dass sich die Gesamtkinetik aus dem Umsatz von mehreren unterschiedlich schnell abbaubaren Substraten zusammensetzt (s. Abbildung 5-3) und deren Verwertung durch spezifische Mikroorganismen erfolgt. Untersuchungen mit einem Ansatz unter Verwendung eines "leichter" und eines "schwerer" abbaubaren Substrats erwiesen, dass sich ein derartiges Modell für die Beschreibung der Kompostierung von Grünabfällen gut verwenden lässt (KAISER, 1990).

Bei der Bioabfallkompostierung zeigte sich jedoch Erweiterungsbedarf, um den Anteil an sehr leicht abbaubaren Kohlenhydraten zu erfassen, der zu einem charakteristischen Spitzenwert im CO₂-Konzentrationsverlauf kurz nach dem Start der Kompostierung führt (s. Abbildung 5-8). Dem wurde modellseitig durch die Einbeziehung eines dritten Substrat-Terms Rechnung getragen (KAISER, 1999).

Der Modellansatz baut auf folgenden Voraussetzungen auf:

- Die abbaubare Substanz wird als in drei Anteile aufgeteilt betrachtet, die unterschiedlich gut abbaubar sind:
 Substrat 1: sehr leicht abbaubar ("Stärke")
 Substrat 2: leichter abbaubar ("Hemicellulose")
 Substrat 3: schwerer abbaubar ("Cellulose")
- Jedes dieser drei Substrate wird durch einen dafür spezifischen Mikroorganismus abgebaut.
- Der Substrat-Kohlenstoff wird ausschließlich und vollständig zu CO₂ umgesetzt.
- Die CO₂-Bildung ist direkt wachstumsabhängig.
- Die Wachstumsrate ist proportional zur Konzentration des Substrats und der abbauenden Mikroorganismen.
- Die Temperaturabhängigkeit des mikrobiellen Wachstums folgt einer Normalverteilung. Für alle Organismen gilt der gleiche Ansatz. Das Wachstum findet zwischen 0 und 80 °C statt. Die maximale Wachstumsrate liegt bei 40 °C.

Damit ergeben sich folgende Modellbeziehungen für den Reaktionsterm:

$$\frac{dx_i(t)}{dt} = k_i \cdot x_i(t) \cdot s_i(t) \cdot \zeta_i(T), \quad x_i(t_0) = x_i^0$$

$$\zeta_i(T) = e^{-\left(\frac{T-40}{12}\right)^2}$$

$$\frac{ds_i(t)}{dt} = -k_{m_i} \cdot \frac{dx_i(t)}{dt}, \quad s_i(t_0) = s_i^0$$

$$\frac{dm_{CO_2}}{dt} = \sum_i \left(k_{CO_2}^i \frac{ds_i(t)}{dt} \right)$$

(9)

wobei:

- i - Laufindex; i = 1...3
- x - Konzentration der substratabbauenden Mikroorganismen
- s - Konzentration der Substrate S₁ bis S₃
- k - kinetische Konstanten
- ζ - Temperatur-Korrekturterm für die spezifische Wachstumsrate

Die Simulation des Prozesses ergibt einen Verlauf nach Abbildung 5-8.

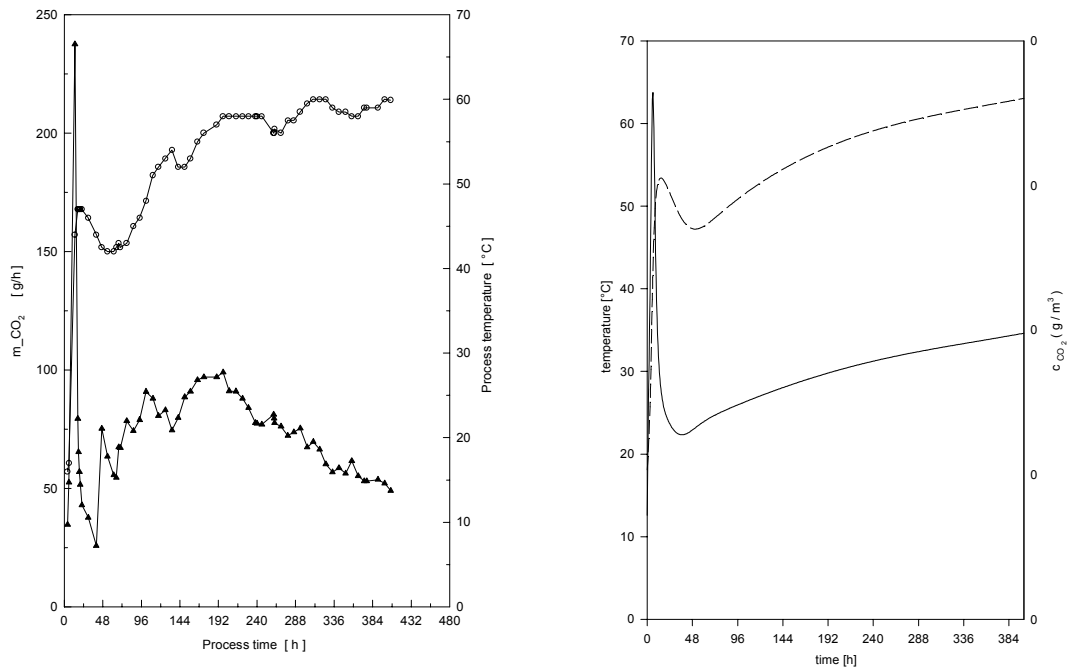


Abbildung 5-8 Vergleich von Experiment (links) und Simulation (rechts) (obere Kurven: Temperatur, untere Kurven: CO₂-Produktion, Simulation mit konstanter Begasung)

Der Vergleich mit der experimentell erhaltenen Kurve weist insbesondere im hier interessierenden Bereich am Prozessbeginn eine qualitativ richtige Wiedergabe aus. Daher ist zu erwarten, dass solche Ansätze durch weiterführende Untersuchungen verbessert werden können. Eine vorrangige Zielstellung besteht darin, die Modellkonstanten an die Substratzusammensetzung konkreter Chargenprozesse anzupassen. Dafür können extern erfassbare Kenngrößen der Substratbeurteilung im Rohmaterial wie auch intern die Nachführung des Modells am realen Prozess herangezogen werden.

Kapitel 6: Aspekte der Optimalität unter weiteren Ökoprinzipien

Ergänzend zu den bisher dargestellten Untersuchungen zur Optimalität bei technischen Prozessen unter verschiedenen Zielgrößen (Kapitel 4 und 5) werden in diesem Kapitel Ansatzpunkte für die Anwendung des Optimalitätsprinzips auf drei weitere ökotechnologische Forderungen - die Bewahrung der Biodiversität, die Regionalität und zur Assimilationskapazität - behandelt und praktische Schlussfolgerungen u.a. für den F&E-Prozess gezogen.

6.1 Aspekte der Bewahrung der Biodiversität

Der Begriff Biodiversität oder biologische Vielfalt steht als Sammelbegriff für die Gesamtheit der Lebensformen auf allen Organisationsebenen von den Genen über die Arten bis hin zu den Ökosystemen (COLWELL, 1991). Artenreichtum („reiche Biodiversität“) ist eines der wichtigsten Ergebnisse der Evolution. Ihre Erhaltung bedeutet, den stabilen Zustand des Ökosystems zu bewahren. In Hinsicht auf Technologien stellt nur das sicher, diese überhaupt anwenden zu können. Hingegen ist die Verminderung oder Vernichtung des Artenspektrums sicher auch mit Verlusten an technologischen Möglichkeiten verbunden⁵⁸. Ökologische Technologie verlangt daher die Bewahrung und Sicherung der Artenvielfalt. Das schließt Nutzung nicht aus; vielmehr kann auch die Nutzung von Genressourcen als Beitrag zu ihrer Bewahrung gewertet werden.

Für die Biotechnologie ist die Biodiversität von Mikroorganismen und Zellen von besonderer Bedeutung, da sie - ungeachtet der Entwicklungen der Gentechnik - das Reservoir für Prozesse darstellt, die die Anforderungen an ökologische Verträglichkeit und Nachhaltigkeit im Ganzen erfüllen, wie z.B. einen geringen Substratverbrauch pro Produkteinheit, geringe Aufarbeitungsaufwendungen, keine unerwünschten Nebenprodukte usw.

Um diese Potenziale auch im Sinne der Bewahrung der Biodiversität umfassend nutzbar zu machen, sind mehr Arten in die Betrachtungen einzubeziehen als bisher⁵⁹. Um bei gleichem Budget mehr untersuchen zu können, ist dafür der Aufwand für die einzelnen Tests zu mindern. Das kann dann erfolgen, wenn bereits zu sehr frühen Zeitpunkten der Untersuchung einer Kultur und an Hand einiger weniger Parameter festgestellt werden kann, ob sich die Kultur positiv von anderen, bereits untersuchten, unterscheidet. Nur diese ist dann weiter zu betrachten.

Eine sinnvolle Sequenz für die Auswahl von Produktionsstämmen könnte in einer Abfolge von Untersuchungen bestehen, die physiologische, genetische und technologische Beurteilungen umfasst, wobei Fragen nach

- dem verwertbaren Substrat (Qualität, Zuordnung zu erneuerbaren Rohstoffen),
- den physiologischen Eigenschaften der Stämme und dem genetischen Potential
- bevorzugten Substrat/Mikroben-Kombinationen
- technologischen Optimalwerten bei der ökonomischen bzw. ökologischen Bewertung

zu berücksichtigen sind.

⁵⁸ Ethische Aspekte des Verhaltens des Menschen gegenüber der Biodiversität als einer „Gabe der Natur an den Menschen“ etc. spielen darüber hinaus eine entscheidende Rolle; sie sollen aber hier nicht weiter betrachtet werden.

⁵⁹ Lediglich 5% der Mikroorganismenarten sind bekannt. Ein Teil davon wird wissenschaftlich untersucht. Nur ein geringer Teil ist in industrieller Nutzung. Tabelle 3.1. zeigte beispielsweise den relativ geringen Umfang von Mikroorganismen, die als SCP-Produzenten eingesetzt werden, obwohl alle Mikroorganismen Zellproduzenten sind.

Eine Zusammenstellung derartiger Parameter und eine Grobbewertung wünschbarer Trends im Vergleich von Stämmen für die SCP-Produktion zeigt Tabelle 0-1.

Einige dieser Größen sind direkt mit der Effektivität des mikrobiellen Lebens verknüpft, z.B. Wachstumsgeschwindigkeit oder Ertrag. Wenn diese Parameter ihr Maximum erreichen, dann besitzt das mikrobielle System die günstigsten Eigenschaften, d. h. dass dann das natürliche Potential ausgeschöpft ist. Allerdings trifft - wie bereits dargestellt (s. 4.1.2. und 5.3) - die beste Effizienz des Zellmetabolismus nicht notwendig mit dem technologisch bzw. dem an Nachhaltigkeit orientiert besten Wert überein. Die Auswahl von Produktionsstämmen kann also nicht lediglich nach den biologischen Kennwerten erfolgen, sondern muss die technologischen Parameter mit heranziehen, zumal unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit auch weitere, oben genannte Forderungen zu befriedigen sind.

Tabelle 0-1 Ausgewählte Parameter von SCP-Produktionskulturen und erwünschte Trends für verbesserte Wirtschaftlichkeit und geringere Umweltauswirkungen

Eigenschaft	Effekte auf Nachhaltigkeit	wünschbarer Trend
spezifische Wachstumsrate	Prozesseffizienz, -stabilität	+
Substratbedarf	Materialaufwand und Ressourcenverbrauch	-
Sauerstoffbedarf	Energiebedarf für Begasung und Technik	-
CO ₂ -Produktion	Atmosphärische CO ₂ -Effekte	-
Wärmeproduktion	Kühlungsaufwand, Treibhauseffekt, Wärmenutzung	-
Temperatur	Kühlungsaufwand, Effektivität des Gasübergangs, Nutzung von Abfallwärme	+
Zelldurchmesser	Effektivität der Aufarbeitung (Abtrennung)	+
Metabolitenproduktion	Effektivität der Aufarbeitung, Beeinflussung des Abwasserbehandlungsaufwands, der Fließeigenschaften und des Stoffübergangs	-
Salzresistenz	Rezirkulationsrate	+
Stammstabilität	Prozess-Langzeit-Stabilität	+
Lysinkonzentration	Futterwert, Kosten	+
Rohproteinkonzentration	Futterwert, Kosten	+
Verdaulichkeit	Futterwert, Kosten	+

Legende: Erwünschte Trends: + Vergrößerung, - Verkleinerung

Für eine fundierte Entscheidung über die Weiternutzung eines bestimmten auf dieser Basis ausgewählten Stammes ist daher eine Bewertung erforderlich. Ein Beispiel einer derartigen Bewertung unter Nutzung einer ökonomischen Aufwandskennziffer zeigte bereits Abbildung 5-2. Das biologische Optimum, charakterisiert durch den höchsten Ertrag, wurde dort am Punkt D erzielt. Doch war das nicht der technologisch beste Wert, vergleichsweise lagen bessere Resultate an den Punkten A, B und C vor. Für einen zweiten Stamm war nur ein Resultat verfügbar (Punkt E). Dieses lag besser als alle Werte des Stammes 1, der so aus der weiteren Betrachtung ausgeschlossen werden konnte.

Allerdings liegen die Verhältnisse nicht in allen Fällen so klar. Als Beispiel können zwei Stämme betrachtet werden, die etwa die gleichen Produktionsaufwendungen haben, so dass auf dieser - ökonomischen - Basis eine Entscheidung nicht getroffen werden kann. Werden aber weitere Kenngrößen in die Betrachtung einbezogen, so ergibt sich ein differenziertes Bild. Das erfolgt

hier unter Erweiterung des Betrachtungsrahmens, wie bereits in Punkt 4.2 diskutiert. Einbezogen werden die für den Gebrauchswert der SCP entscheidenden Größen des Futterwertes. Die beiden Stämme unterscheiden sich dabei wie in Tabelle 0-2 gezeigt.

Die Entscheidung für einen der beiden Stämme ist nicht trivial, da kein Stamm in allen Parametern bessere Werte aufweist. So liegt eine Kompromissituation vor, die durch Optimierung zu einer Lösung, d.h. einer Entscheidung über die Ausscheidung eines der Stämme aus der weiteren Betrachtung, geführt werden kann. Als Bewertungskriterium kann der Aufwand für Futter Z_T^* (s. Abbildung 4-1) herangezogen werden.

Tabelle 0-2 Vergleich von SCP-Produktionsstämmen nach futterwertgebenden Qualitätskennziffern

Qualitätsparameter	SCP ₁	SCP ₂	Vorteil SCP ₁
	kg/kg SCP	kg/kg SCP	
Rohprotein	0,689	0,731	-
Lysin	0,048	0,044	+
Methionin	0,022	0,025	-
relativer Aufwand			
2-Komponenten-Mischung ⁶⁰	100	101,19	+
3-Komponenten-Mischung	100	98,12	-

Die Resultate zeigt wieder Tabelle 0-2. Ersichtlich ist eine eindeutige Präferenz für eine der beiden Kulturen unter den jeweils geltenden Randbedingungen⁶¹ (hier: 2- bzw. 3-Komponenten-Futtermischungen mit Präferenz für SCP₁ bzw. SCP₂). Allerdings weist der Vergleich der Ergebnisse für die beiden SCP auch darauf hin, dass eine generelle Aussage für einen Vorrang einer der beiden Kulturen nicht möglich ist. Denn einem geringeren Aufwand für SCP₁ im Falle einer 2-Komponenten-Fütterung stehen Nachteile bei einer 3-Komponenten-Fütterung gegenüber. Offenbar ist also eine Aktualisierung von Präferenzentscheidungen erforderlich, sobald sich die Randbedingungen ändern.

Generalisiert werden kann jedoch, dass der methodische Zugang geeignet ist, um Aufwand für Forschung an ungeeigneten Kulturen/Stämmen zu vermeiden und so einer größeren Vielfalt von Organismen, entsprechend einem höheren Anteil der Gesamt-Biodiversität, in die Betrachtungen einzubeziehen und entsprechend den Ökoprinzipien zu nutzen. Die Verminderung des Aufwandes entspricht dabei auch dem Prinzip der Minderung des Ressourceneinsatzes.

Speziell hingewiesen werden soll auf eine methodische Notwendigkeit, die für alle Vergleiche von Varianten zu gelten hat und die hier stillschweigend vorausgesetzt wurde: Der Vergleich der Kulturen darf nicht für beliebige Prozessrealisierungen, sondern muss an Hand der jeweils optimierten Zielfunktion erfolgen. Nur so ist eine objektive Vergleichsbasis geschaffen. Alle anderen Vergleiche stellen offenbar eine willkürliche Auswahl dar und können zu beliebigen Resultaten führen. Eine Ausnahme ist die Situation, dass eine nicht optimierte Variante bereits der optimierten Vergleichsvariante überlegen ist. Dann braucht die zweite Optimierung (für den Vergleich) nicht angestellt zu werden; die zweite Kultur ist die bessere.

⁶⁰ Futtermischungen bestehen aus mindestens einer proteinreichen (SCP oder Soja) und einer energiereichen Komponente, z.B. Getreide. Sie können je nach Verfügbarkeit durch beliebig viele Futterkomponenten ergänzt werden, die jeweils Beiträge zu der einen oder der anderen Gruppe leisten. Alle Futterkomponenten werden gemäß ihren Anteilen an den wertgebenden Komponenten bilanziert (s. 3.1, SCP).

⁶¹ Daher lässt sich die Methodik auch für die Bewertung von SCP-Produzenten nach ihrer Zusammensetzung, also nach Qualitätskriterien, nutzen (siehe auch 4.2.).

6.2 Aspekte der optimalen Prozessdimension - dezentrale Produktion

Der Begriff der dezentralen Produktion ist unscharf. Er umschreibt im wesentlichen Produktionen, die in regionale Stoffkreisläufe eingebunden werden können. Damit sind ein relativ geringer Produktionsumfang, die Nutzung von regional verfügbaren Ressourcen und für einen regionalen Bedarf gedachte Produktionen verbunden. Diese Option hat für Nachhaltigkeitsbetrachtungen einen hohen Rang, weil die Wirkungen der Produktion unmittelbarer sind als bei zentralen Großproduktionen, in Bezug auf die Ressourcennutzung, die Beteiligung der Akteure, die Verwertung und Beseitigung von Abprodukten etc. Im folgenden sollen einige Aspekte der richtigen Ausstoßgröße unter wirtschaftlichen und Nachhaltigkeitszielen diskutiert werden.

Zunächst ist festzuhalten, dass die Auswahl des Ausstoßes eine entscheidende Größe jeder Prozessoptimierung ist. Sie kommt unter Anwendung eines geeigneten Bewertungskriteriums unter den ökonomischen, ökologischen und sozialen Randbedingungen zustande - wie in Gl. (1) gezeigt. Grundsätzlich sind dabei große Anlagen favorisiert, weil die spezifischen Aufwendungen, z.B. für Investment und Betrieb pro Produktmenge, mit der Anlagengröße sinken. Im Falle von SCP werden z.B. Anlagen in der Größenordnung von 50 bis 300.000 Mg als kostenoptimal eingeschätzt und Anlagengrößen von 100.000 Mg realisiert, wogegen Kleinanlagen in dieser Hinsicht wenig konkurrenzfähig sind. Im Falle von MBA-Anlagen ist eine Tendenz hin zu Anlagengrößen von 30.000 bis 50.000 Mg zu beobachten, so dass auch hier kleine Anlagen weniger Aussichten auf Realisierung zu haben scheinen - trotz der genannten Vorteile hinsichtlich der Nachhaltigkeit. Dem kommt noch entgegen, dass geringe spezifische Materialverbräuche, wie sie in Großanlagen realisiert werden, ebenfalls in Richtung Nachhaltigkeit positiv zu bewerten sind, so dass hieraus kein Argument für dezentrale Anlagen geliefert werden kann.

Allerdings stehen dem Vorteile der dezentralen Produktion gegenüber, wenn man das Gesamtsystem betrachtet. Diese liegen u.a. darin, dass Abfallprodukte genutzt sowie kleine Produktchargen erzeugt werden können, die je nach den Markterfordernissen schnell anzupassen sind. Die Belieferung eines regionalen Marktes verlangt nur geringe Transportentfernungen, sowohl für die Produkte, als auch für die ggf. regional erzeugten Rohstoffe. Die Wertschöpfung bleibt im regionalen Umfeld, und eine höhere Identifikation des Produzenten mit dem Produkt ist möglich. Hinzuweisen ist auch darauf, dass die kurzen Wege vom Produzenten zum Verbraucher bestimmte Prozessschritte wie die Konditionierung und Verpackung überflüssig machen können, wenn eine regionale Verknüpfung von Produzenten und Verbrauchern realisiert wird (s. 4.2).

Einige dieser Aspekte sollen am Beispiel der dezentralen SCP-Produktion auf Basis eines Abfallstoffes und für die Produktion von Ersatzbrennstoffen in einer MBA vertieft werden.

6.2.1 Optimale dezentrale SCP-Produktion aus Abfall-Methanol

Die Nutzung von Abfallstoffen führt zur Schließung von Stoffkreisläufen und ist daher eine bevorzugte Option nachhaltiger Produktion. Auch hier ist die Nutzung regional verfügbarer Abfallstoffe gegenüber der zentralisierten Verwertung von Abfällen grundsätzlich zu favorisieren, wengleich erst eine eingehende Optimierung unter einer geeigneten Zielgröße ein definitives Ergebnis erbringen kann. Die folgenden Untersuchungen beziehen sich auf die Nutzung von Abprodukten aus dem regionalen Aufkommen eines Kreisgebietes (Kreis Delitzsch, THEISS, 1986).

Die mit dem Ziel der Schließung der Stoffkreisläufe durch Biotechnologien durchgeführten Erhebungen zu den Stoffflüssen ergaben u.a. drei Emittenten von Abfallmethanol. 1.400 Mg/a ent-

stammten einem Arzneimittelproduzenten. Sie enthielten Spuren von Fruktose. Zwei weitere chemische Fabriken lieferten kleine Mengen zwischen 15 und 40 Mg pro Jahr.

Die Analyse der Nutzungsmöglichkeiten dieser Rohstoffe zeigte den Vorrang für die Produktion von SCP, weil in der Region proteinreiches Ergänzungsfutter für die Tiermast benötigt wurde. Die Untersuchung dieser Option lieferte folgende Resultate, wobei als Bewertungsgröße der Aufwand für die Futterproduktion Z_T^* (s. Abbildung 4-1) diente:

Die Optimierung der SCP-Produktion aus Methanol ergab zunächst ein Ausstoß-Optimum bei 3.000 Mg SCP/a. Bei einem Rohstoffeinsatz von 2,5 Mg Methanol/Mg SCP liegt der Minimalwert für die Rohstoffmenge bei 7.500 Mg/a. Da das Maximum der verfügbaren Methanolmenge mit 1.400 Mg/a weit unter diesem Wert liegt, war Profitabilität auf diese Weise nicht zu erreichen - wenn man die gleichen Bedingungen wie für die Großproduktion ansetzt.

Allerdings unterscheiden sich die Bedingungen der Groß- und Kleinproduktion erheblich: Hauptsächlich sind Unterschiede in den Methanolkosten heranzuziehen, da das Methanol nicht mit Marktpreisen wie bei einem Neuprodukt, sondern mit den Kosten des Abprodukts eingesetzt wird. Im günstigsten Fall kann Methanol mit einem Bonus für die Verwertung des Abfallstoffes verbunden sein. Geht man von wenigstens kostenlosem Methanol aus, dann sind die Produktionskosten quasi ohne Substrat ansetzbar. Sie machen etwa 50 % der Gesamtkosten aus. Damit ließ sich eine Minimalmenge von lediglich 160 Mg/a ermitteln, so dass in diesem Fall eine dezentrale Produktion mit 1.400 Mg/a als wirtschaftlich erscheint und unter dem Aspekt der Dezentralität auch Nachhaltigkeitsforderungen erfüllt werden.

Das ist allerdings noch an weiteren Forderungen der Nachhaltigkeit zu überprüfen: Denn 1.400 Mg Methanol bedeuten etwa 560 Mg SCP pro Jahr. Das ist ausreichend, um den Proteinbedarf von 20.000 Schweinen zu decken⁶². Das jedoch entspricht der Größenordnung von zwei Großanlagen mit einem täglichen Gülleausstoß von 100 Mg. Um diese landwirtschaftlich zu nutzen, ist eine erhebliche Fläche erforderlich, die mit hohen Transportaufwendungen zu versorgen ist, beides negative Faktoren, die einer derartigen dezentralen Lösung entgegenstehen. Positiv ist allerdings, dass mit der Güllemenge von 20.000 Schweinen eine erhebliche Menge Biogas⁶³ erzeugt und über eine Kraft-Wärme-Kopplung als Strom und Wärme ökologisch vorteilhaft vermarktet werden kann.

Verbesserungen der Produktion lassen sich erzielen, wenn neue technologische Varianten eingesetzt werden können. Besonders interessant erscheinen dabei Varianten, bei denen ganze Prozessschritte entfallen, wie z.B. das Trocknen und Konfektionieren des Produktes, wenn SCP zur Direktfütterung eingesetzt und die Futtermischung unter Nutzung von Prozessmedien der Fermentation hergestellt wird. Eine intensive Prozessüberwachung zur Vermeidung von Verunreinigungen und Einschleusen von Fremdkeimen ist dafür allerdings unabdingbar und muss kostenseitig kalkuliert werden.

Als Ergebnis kann abgeleitet werden, dass Vorteile in der Wirtschaftlichkeit und hinsichtlich der Nachhaltigkeit möglich sind. In jedem Fall gibt es aber einen Minimalwert der Einsatzmengen, der von den lokalen Bedingungen abhängt. Die Einführung von dezentralen Technologien muss daher stufenweise unter strikter Beachtung der regionalen Randbedingungen erfolgen. Technologische Neuerungen fallen bei den dezentralen Anlagen besonders stark ins Gewicht. Sie müssen an die speziellen Bedingungen angepasst werden.

⁶² bei 15% SCP-Anteil an der Ration (BABEL, 2000)

⁶³ 20.000 Mastschweine entsprechen etwa 3300 Großvieheinheiten (GVE), die eine Biogasmenge von rund 4000 m³/Tag und eine Stromgestehung von rund 3000 MWh jährlich ergeben (MARKERT, 2002)

6.2.2 Ökologisch optimale Transportentfernungen für MBA-Produkte

Jeglicher Transport wirkt sich nicht nur auf die Kosten, sondern auch auf die ökologische Bewertung negativ aus, da hierbei neben Lärm und Verkehrsbelastungen auch klimarelevante Emissionen entstehen. Ökologisch günstig ist es daher, die Produktion mit einer unmittelbaren Verwertung der erzeugten Produkte am Produktionsort zu verbinden. Das ist natürlich nicht immer zu realisieren. Zu fragen ist, welche Transportentfernung zugelassen werden darf.

Einen Zugang hierzu liefert die ökobilanzielle Betrachtung, bei der Vorteilwirkungen einer Technologie gegenüber dem Durchschnitt der angewandten Technologien mit den durch Transporte entstehenden Nachteilen verglichen werden. Als kritische Entfernung für Transporte ist der Punkt anzusehen, bei dem die Umweltentlastung durch das betrachtete Verfahren von den Belastungen durch die Transportemissionen gerade aufgehoben wird.

Die Situation soll am Beispiel der Produktion von Trockenstabilaten, einer überwiegend aus heizwertreichen Bestandteilen des Restabfalls bestehenden Fraktion (s. 3.3), dargestellt werden. Bezüglich der Forderung nach geringen Transportentfernungen entsteht hier die Notwendigkeit, Trockenstabilat als Sekundärbrennstoff direkt in einer mit der Produktion gekoppelten Energieverwertungsanlage einzusetzen. Zwar ist es Ziel der Trockenstabilat-Produktion, eine solche Kopplung zu realisieren und Anlagen nur dort zu errichten, wo Abnehmer von Strom und insbesondere Wärme auch tatsächlich vorhanden sind. Allerdings ist das nicht oder nicht in vollem Umfang zu realisieren, so dass ein Weitertransport des erzeugten Brennstoffs erforderlich wird. Dabei können Straßen- und Schienentransporte durchgeführt werden.

Betrachtet werden die Vorteilwirkungen der technischen Anlage, die gegenüber dem Durchschnitt der Abfallverwertungsanlagen im Referenzgebiet (Deutschland) einen Bonus bei mehreren ökobilanziellen Kategorien aufweist (SOYEZ, 2000). Diesem Wert gegenüber stehen die mit den Transporten verbundenen Aufwendungen, speziell im Sommersmogpotenzial. Die Situation verdeutlicht Abbildung 0-1 für Lkw- und Schienen-Transporte.

Ausgangspunkt ist eine Umweltentlastung durch die Anwendung des Verfahrens von etwa 0,35 % der nationalen Gesamtbelastungen im Sommersmogpotenzial, und zwar bei der Transportentfernung Null, d.h. bei Verwertung des Trockenstabilats direkt am Entstehungsort. Mit der Transportentfernung steigen die Belastungen linear an. Am Punkt der kritischen Entfernung erreichen sie die Nulllinie. Bezüglich der Lage des kritischen Punktes ergeben sich deutliche Unterschiede zwischen Bahn- und Straßentransport: Bei einem Lkw-Transport sind etwa 300-400 km, bei Bahntransporten bis zu 1000 km zulässig.

Mit der Bahn darf weiter transportiert werden, ehe die Nachteile in der betrachteten Kategorie überwiegen⁶⁴. Damit ist aus Sicht der ökobilanziellen Bewertung der Umweltbelastungen ein überregionaler Absatz in diesen Grenzen zulässig. Entsprechend kann man davon ausgehen, dass ein Markt für das Trockenstabilat als Sekundärbrennstoff analog zu den Märkten für traditionelle Brennstoffe geschaffen werden kann, wobei der Verwertungsraum innerhalb der genannten Ausdehnung liegen sollte.

⁶⁴ Diese Betrachtung ist für praktische Fälle durch weitere Kriterien zu ergänzen, z. B. Verkehrsbelastung, Lärm etc.

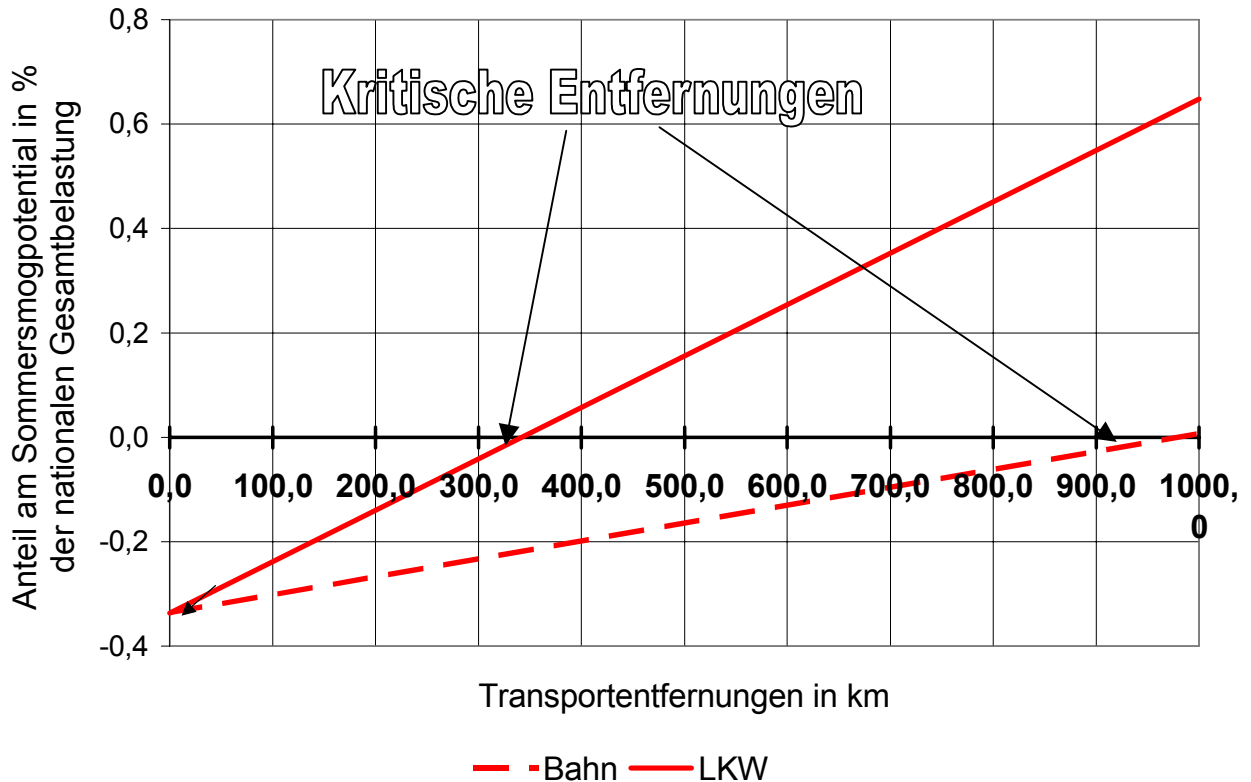


Abbildung 0-1 Auswirkung von Transportentfernungen auf das Sommersmogpotential

6.3 Aspekte der Assimilationskapazität

Die hauptsächlichen Umweltprobleme des heutigen Wirtschaftens ergeben sich daraus, dass die Intensität der Nutzung der Natur nicht mehr mit ihrer Reaktionsfähigkeit, insbesondere der Aufnahme- und Assimilationsfähigkeit, zusammenpasst, sowohl lokal bzw. regional als auch zunehmend global. Denn Belastungen der Ökosphäre können nur bis zu einem bestimmten Maß durch die natürlichen Systeme toleriert bzw. ausgeglichen werden, u.a. durch Abbau von Schadstoffen innerhalb der mikrobiellen Metabolismen. Das bedeutet aber auch, dass eine Belastung der Ökosysteme mit Schadstoffen zwar generell problematisch, so lange die Reaktionsfähigkeit des Ökosystems nicht überschritten wird aber tolerierbar ist.

Daher liegt es zunächst nahe, gerade denjenigen Aufwand zu treiben, der eine Minderung der Umweltbelastungen auf den Wert der Reaktionsfähigkeit bewirkt. Jedoch sind zwei weitere Aspekte zu beachten: Zum einen sind die technischen Maßnahmen selbst mit weiteren Umweltbelastungen verbunden⁶⁵; optimal ist daher der Aufwand, bei dem deren Summe unterhalb der Reaktionsfähigkeit liegt⁶⁶. Weiterhin ist Unsicherheit mit zu kalkulieren, weil die Reaktionsfähigkeit von sehr vielen Faktoren abhängt, die u.a. auch die Vorschädigung des Systems mit umfassen. Die Kenntnisse darüber sind derzeit noch mangelhaft und werden angesichts der Komplexität der Prozesse auch stets unvollkommen bleiben. Daher ist es angezeigt, die Belastungen immer so gering wie möglich zu halten und die Leistungsfähigkeit nicht in jedem Falle auszuschöpfen.

⁶⁵ z. B. als Funktion der Prozessdauer, siehe Abbildung 4-3

⁶⁶ Generell kann es sich dabei auch um unterschiedliche Kategorien von Umweltwirkungen handeln, die nicht einfach addiert werden können.

Im folgenden wird die Berücksichtigung der Assimilationskapazitäten bei der Festlegung von optimalen Ablagerungsparametern für die Deponierung mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle und den erforderlichen Vorbehandlungsaufwand untersucht. In Hinsicht auf die ökologische Verträglichkeit des abzulagernden Materials ist dabei zu verlangen, dass die lokalen Verhältnisse in den Ökosystemen nicht nachhaltig gestört werden. Ökologisch verträgliche Zuordnungswerte für die Ablagerungsparameter müssen daher an den vorherrschenden Bedingungen der lokalen Ökosphäre gemessen werden. Über diese sind die Prozessführungsparameter zu definieren, durch die die erforderlichen Behandlungserfolge sicher gestellt werden - die ökosystemaren Forderungen greifen gewissermaßen auf die Prozessführung durch. Die Verhältnisse verdeutlicht Abbildung 0-2.

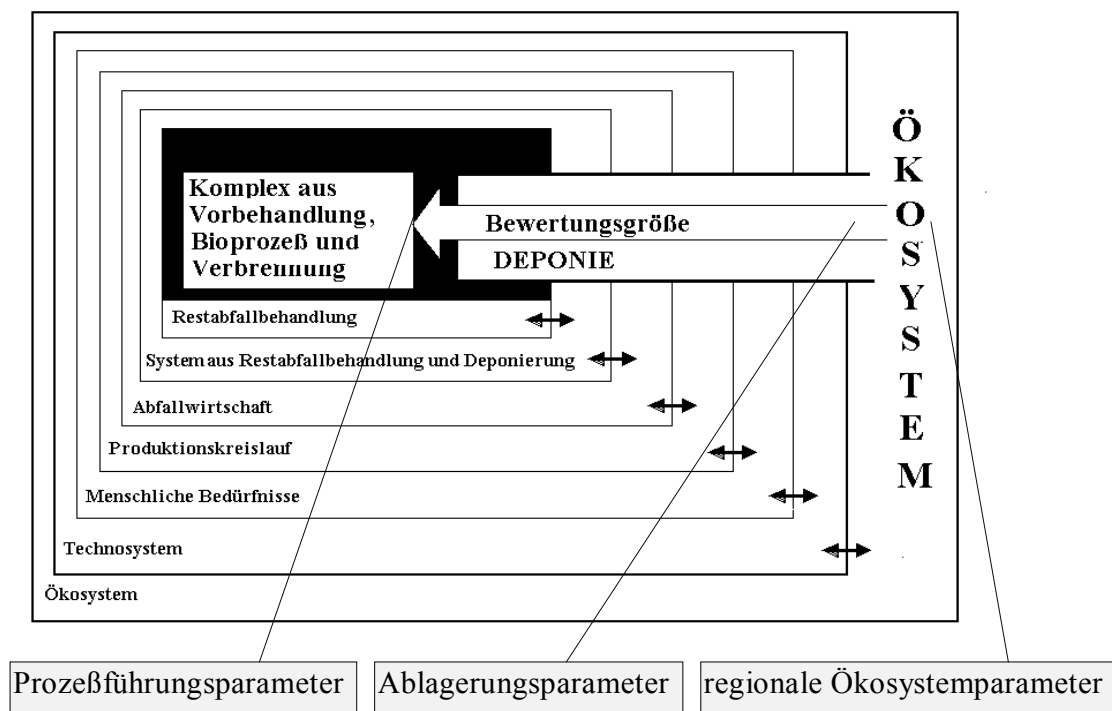


Abbildung 0-2 Steuerung der Deponieanforderungen durch regionale Ökosystemparameter und Einpassung der Abfallwirtschaft in die Ökosphäre

Eine hinreichende ökologische Verträglichkeit dürfte dann gewährleistet sein, wenn die Reaktivität des abzulagernden Materials mit der natürlichen Habitate übereinstimmt und die mit der Reaktivität zusammenhängenden Stofffreisetzungen wenigstens nach Durchführung technischer Maßnahmen die Assimilationskapazität vor Ort nicht überschreiten. Die Schadstoffgehalte sollten in der Bandbreite der originären Bodenbelastungen liegen (s. Tabelle 6.3).
 Untersucht werden soll im folgenden, welche Restaktivität von behandeltem Abfall mit Werten von AT_4 in Bezug auf die Bodeneigenschaften (Kriterium 1) und die Methanbildung (Kriterium 2) sowie übergreifend gemessen an den kumulierten ökobilanziellen Wirkungskategorien erreicht werden muss bzw. ob der zunächst nur aus Sicht der Leistungsfähigkeit von Behandlungsanlagen vorgeschlagene und in den entsprechenden Regelwerken⁶⁷ festgelegte Werte für $AT_4 = 5 \text{ mg O}_2/\text{g TS}$ den Forderungen entspricht.

⁶⁷ Abfallablagereverordnung vom 1.3.2001

Tabelle 0-3 Relevanzkriterien für die ökologische Verträglichkeit der MBA

Kriterium		Forderung	Konkrete Umsetzung
1	die Reaktivität des abzulagernden Materials stimmt mit der natürlicher Habitats überein	$R_{\text{Boden}} \cong R_{\text{Restabfall}}$	R: AT_4
2	die mit der Reaktivität zusammenhängenden Stofffreisetzungen überschreiten wenigstens nach Durchführung technischer Maßnahmen die Assimilationskapazität vor Ort nicht	$E_{i,\text{max}} \leq A_{i,\text{min}}$	i: Methan
3	die Schadstoffgehalte liegen in der Bandbreite der originären Bodenverhältnisse	$S_{i,\text{Boden}} \cong S_{i,\text{Restabfall}}$	i: Schwermetalle, Organische Belastungen

Legende: R: Reaktivität; S: Schadstoffgehalt; E: Emissionsfracht; A: Assimilationskapazität

6.3.1 Vergleich der Reaktivität von Behandlungsprodukten und natürlichen Habitaten

Der Zugang besteht darin, die Stabilität des Restabfalls mit der von Substraten im Ökosystem an Hand der Atmungsaktivität AT_4 zu vergleichen⁶⁸:

Stabilitätskriterium: $AT_{4, \text{Boden}} \cong AT_{4, \text{Restabfall}}$

Dabei erweist sich zunächst, dass unbehandelter Restabfall mit nicht oder nur wenig abgebautem Streumaterial aus L-Horizonten von Waldböden vergleichbar ist. AT_4 -Werten von 20-60 mg O_2 stehen dabei Werte von 8,6 - 48 gegenüber (s. Tabelle 6-4; PICHLER, 1999). Die AT_4 -Werte von organischen Auflagen (sog. O-Horizonte) liegen hingegen im Bereich von 1,7 bis 6,9 (s. Tabelle 6-4), was gut mit den AT_4 -Werten von vorbehandeltem Restabfall korrespondiert: Die Restreaktivität von behandeltem Restabfall entspricht derjenigen von organischen Auflagen.

Restabfälle mit einem $AT_4 = 5 \text{ mg } O_2/\text{g TS}$ halten aber auch einem Vergleich mit Oberböden, sogenannten A-Horizonten, stand. Zwar fallen hier zunächst sehr geringe Werte der Oberböden auf (im Bereich von $AT_4 = 0,03$ bis $0,5$). Jedoch ist hier ein Bezug auf den Trockensubstanzgehalt nicht zweckmäßig, da nur sehr geringe TOC-Gehalte vorliegen. Sinnvoll ist demgegenüber der Bezug auf den TOC-Wert. Wie Tabelle 6-4 ausweist, kommen Werte im Bereich von 0,8 bis 5,6 g $CO_2\text{-C}/\text{g TOC}$ zustande, denen behandelte Restabfall mit Werten von 2,2 bis 20 gegenübersteht. Restabfall, der einen Grenzwert von 5 mg $O_2/\text{g TS}$ einhält, liefert daher TOC-normierte Atmungsaktivitäten, die mit denen von Oberböden vergleichbar sind (s. Abbildung 6-3).

⁶⁸ Zwar sollen derartige Substrate nicht auf Deponien abgelagert werden, sondern verbleiben auf Dauer im Ökosystem, was für Restabfall gerade nicht zutrifft. Trotz dieses methodischen Problems erscheint es jedoch zweckmäßig, solche Vergleiche anzustellen, um die Reaktivität richtig einordnen zu können.

Tabelle 0-4 AT₄-Werte von natürlichen Böden und Restabfall (PICHLER, 1999)

Substrat	Lokalität	AT ₄ (mg O ₂ /g TS)	AT ₄ (mg CO ₂ -C/g TOC)
Streu (L-Horizonte)	Deutschland	48	34
	Finnland	17-26	14-19
	Kanada	8,6	8,9
Organische Auflage (O-Horizonte)	Deutschland	6,9	4,9
	Kanada	3,3	4,4
	Alaska	1,7-5,0	1,5-6,4
Oberboden (A-Horizonte)	Deutschland	0,1-0,5	2,3-3,7
	Schweden	0,1-0,4	1,0-2,9
	Spanien	0,1-0,2	4,3-5,6
	Finnland	0,3	0,8-1,3
	Kanada	0,1-0,3	1,1-4,0
	Brasilien	0,03	1,9
Restabfall	unbehandelt	20-60	20-50
	behandelt	1,1-7,4	2,2-20

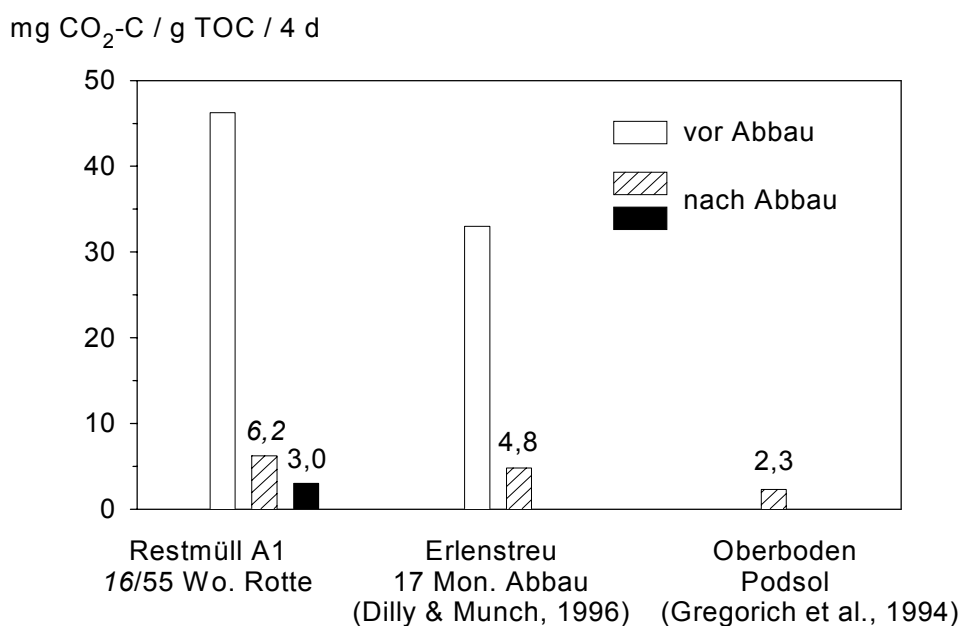


Abbildung 0-3 Im Atmungstest entstandener CO₂-Kohlenstoff (bezogen auf den TOC-Gehalt der Probe) von nicht und mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen im Vergleich zu Erlenstreu und einem Oberboden (PICHLER, 1998)

Damit ist gezeigt, dass vorbehandelte Restabfälle ähnliche Eigenschaften haben wie natürliche Substrate, weshalb eine ökologische Gefährdung durch die Ablagerung derartiger Abfälle zumindest bezüglich der Restaktivität des Kohlenstoffs ausgeschlossen werden können sollte.

6.3.2 Tolerabilität von emissionsseitigen Umweltwirkungen der Ablagerung

Der Betrachtungszugang besteht darin, die Stofffreisetzungen durch den Prozess mit der lokalen Assimilationsrate zu vergleichen:

Stabilitätskriterium: $E_{i,max} \leq A_{i,min}$

Von besonderer Relevanz ist die Deponiegasemission, unter Klimaaspekten speziell Methan:

Kriterium: $Emission_{Methan} \leq Oxidationskapazität_{Methan}$

Hier ist der tolerable Wert dann erreicht, wenn die temporären Emissionen des abgelagerten Materials durch die natürliche Methanoxidation im Deponiekörper bzw. auf der Deponieoberfläche abgebaut werden. Derartige natürliche Methanoxidationen können unter aeroben Bedingungen durch die native mikrobielle Flora erfolgen, die in aeroben Deponiedeckschichten siedelt. Diese Abdeckungen müssten zwar i.a. technisch aufgebracht werden, können dann aber sich selbst überlassen über sehr lange Zeit aktiv sein, und zwar unter allen witterungsmäßigen und klimatische Randbedingungen.

Bezüglich der gesuchten umweltverträglichen Zuordnungswerte des abzulagernden Materials ist der Wert einzuhalten, bei dem die aktuellen Emissionen nicht größer sind als die Oxidationskapazität der Deponiedeckschichten⁶⁹.

Das Methanemissionspotenzial eines gut stabilisierten Restabfalls ($AT_4 \leq 5 \text{ mg O}_2/\text{g TS}$) wird auf 20 - 40 l/kg TS geschätzt. Das Potential für Methan liegt entsprechend bei etwa 10 - 20 l/kg TS. Daraus ist über Methanmengen-Prognosemodelle ein zeitlicher Verlauf der Methanemissionen abzuleiten. Die auf die Deponieoberfläche bezogenen maximalen Gasmengen liegen bei dem angenommenen Methangehalt von 50 Vol.-% für das Berechnungsbeispiel im Bereich von 0,55 – 0,95 l CH₄/(m²*h) (EHRIG, 1999).

Dieser Methanproduktion stehen Oxidationsleistungen gegenüber, durch die die gebildeten Mengen assimiliert werden können, so dass Schadefekte nicht mehr auftreten. Experimentelle Ergebnisse von Deckschichten in realen MBA-Deponien liegen nicht vor. Allerdings können Daten aus ähnlichen Systemen herangezogen werden. Experimentell bestimmte Oxidationsleistungen von Böden und Deponieabdeckungen liegen im Bereich von 0,01 bis 16,8 l CH₄/(m²*h); für Biofilter im Bereich 5,6 bis 70. Am häufigsten liegen die Werte zwischen 0,1 bis 5. Ein Mittelwert von 3 l CH₄/(m²*h) dürfte sinnvoll sein (EHRIG, 1999).

Die tatsächlichen Wirkungsgrade des Methanabbaus hängen neben der Art des Biofiltermaterials auch von der Belastung der Filter und von den Reaktionsbedingungen ab. Bezüglich der Filterbelastung sind unter sonst optimalen Reaktionsbedingungen im Bereich von 0 – 10 l CH₄/(m²*h) Wirkungsgrade bis 95 % nachgewiesen (STEGMANN, 1991). Da die Methanemissionen bei vorbehandeltem Restabfall bei weniger als 1 l CH₄/(m²*h) liegen, sind auch hier hohe Wirkungsgrade zu erwarten.

Zu berücksichtigen sind die Temperaturabhängigkeit der Oxidationsleistung, da die Deponieabdeckung den klimatischen Einflüssen direkt ausgesetzt ist, sowie die Eigenerwärmung auf Grund der exothermen Reaktion (HUMER, 1997). Geht man von einer Temperaturabhängigkeit nach einer Arrhenius-Beziehung aus, dann erscheint eine Minderung für den Winterzeitraum auf 10 %, und im Frühjahr/Herbst auf 50 % der Leistung angebracht. Der Vergleich dieser Leistungen mit den Gasmengenprognosen ergibt, dass lediglich in den Wintermonaten über maximal 50 Jahre mit geringen Gasemissionen aus dem System zu rechnen ist; die übrige Zeit werden alle Emis-

sionen aus der Deponie durch die Oxidationspotenziale der mikrobiellen Flora in der Deponieabdeckung oxidiert (EHRIG, 1999).

Da es sich bei den untersuchten Systemen noch nicht um technisch optimierte Abdeckungen handelt, wie z.B. Böden mit guten Struktureigenschaften wie Komposten und Boden-Kompost-Mischungen, bestehen erhebliche Verbesserungspotenziale. Trotz aller Unwägbarkeiten, wie der Temperaturabhängigkeit der Prozesse, Witterungs- und Feuchtigkeitseinflüssen etc. erscheint daher eine vollständige Oxidation des gebildeten Methans in der Deckschicht möglich, wenn die AT_4 -Werte des vorbehandelten Restabfall bei einem Wert von $5 \text{ mg O}_2/\text{g TS}$ liegen. Damit ist die ökologische Sinnfälligkeit dieses Zuordnungswertes insoweit begründet und die Forderung $AT_4 \leq 5 \text{ mg O}_2/\text{g TS}$ als Zielgröße der Optimierung des Prozesses nutzbar.

⁶⁹ s. Fußnote 44

Kapitel 7: Zusammenfassung und Thesen

7.1 Ökologische Technologie und Optimalitätsprinzip

1. Nachhaltige Entwicklung erfordert, dass bei der Entwicklung von Technologien und beim Betrieb von Produktionsanlagen Ökonomie, Ökologie und soziale Bedingungen gleichermaßen berücksichtigt werden. Als ein neues technologisches Paradigma zur Erweiterung der klassischen Technologie ist dafür eine „Ökologische Technologie“ zu erarbeiten, die Produktionsprozesse unter Anwendung ökologischer Prinzipien gestaltet.
2. Ökologische Prinzipien sind die Gestaltungsprinzipien ökologischer Technologien. Sie beziehen sich einerseits darauf, Technologien biozentrisch zu entwerfen, d.h., sie in das vorgegebene tragende System der Biosphäre unter Berücksichtigung von deren Eigenschaften und deren Leistungsfähigkeit sowie ohne irreversible Störung des langfristig etablierten dynamischen Gleichgewichts einzuordnen und primär ihr Potential biosystembezogen zu nutzen. Andererseits haben sie technologische Entwurfsprinzipien mit Blick auf Ressourceneffizienz umzusetzen. Sie sind für konkrete Prozesse jeweils weiter zu operationalisieren und in Handlungsanweisungen umzusetzen.
3. Ihre Anwendung ist nur komplex und unter Nutzung eines übergreifenden Prinzips sinnvoll, das die verschiedenen Aspekte von Prozessrealisierungen zu einem Kompromiss führt. Dieses ist mit dem Optimalitätsprinzip gegeben. Es ist daher auch für die Ökotechnologie anzuwenden.
4. Optimierung verlangt nach einem Bewertungskriterium. Ein geeignetes Bewertungskriterium ist mit einem Aufwandsterm gegeben, der den Aufwand pro Produkteinheit beschreibt. Für die Betrachtung ökotechnologischer Prozesse ist die Nutzung von Nachhaltigkeitscharakteristika zu fordern. Eine für die Nachhaltigkeit charakteristische Bewertungsgröße ist nicht verfügbar und möglicherweise auch nicht zu finden, da die verschiedenen Aspekte von Nachhaltigkeit nur durch eine große Anzahl von (unterschiedlich bedeutungsvollen) Kriterien beschrieben werden können. Für die einzelnen Aspekte sowie für die Schnittmenge von jeweils zwei Aspekten der Nachhaltigkeit liegen Vorschläge vor, die als Ersatzlösungen für Nachhaltigkeit dienen können. Dazu müssen sie die für eine konkrete Situation jeweils wesentlichsten Aspekte beschreiben.
5. Einfache auf Nachhaltigkeit orientierte Bewertungen können bereits unter Nutzung von ökonomischen Kriterien erfolgen, indem Marktpreise variiert oder durch aufwandsbezogene Preise ersetzt werden. Als Erweiterung dieser Bewertung ist die Einbeziehung von Gebrauchswerten sinnvoll. Um ökologische Aspekte zu berücksichtigen, eignen sich ökobilanzielle Bewertungen; hier ist eine breite Daten- und Methodenbasis vorhanden. Derartige Bewertungen wer-

den in der Wirtschaft bereits umfassend durchgeführt. Nachhaltigkeitskennzahlen lassen sich für spezielle Anwendungen durch Auswahl von regional entscheidenden Aspekten formulieren, die Elemente von top-down und bottom-up-Strategien berücksichtigen.

6. Bewertung setzt ein qualitätskonstantes Produkt voraus. Ein Zugang für die Bewertung bei nicht qualitätskonstanten Produkten ist die Entwicklung einer skalaren Bewertungsgröße in einem weiter gesteckten Bewertungsrahmen über das ursprünglich zu bewertende Produkt hinaus und auf ein Folgeprodukt, das invariant gegen die Entscheidungsvariablen des betrachteten Produktionsprozesses ist. Der Aufwand für die Produktion dieses qualitätsinvarianten Produktes ist dann die neue, erweiterte Zielgröße des Prozesses. Da die Nutzung des Produktes im Vordergrund steht, ist der Gebrauchswert angesprochen. Was methodisch notwendig ist, um eine Optimierung unter variablen Qualitäten eines Produktes zu ermöglichen, gestattet auch, einen breiteren Ausschnitt des Gesamtsystems in die Optimierung einzubeziehen und gesellschaftliche Bedarfe zu bewerten. Damit ist ein integrierter Zugang eröffnet, der die Forderung der Ökotechnologie nach holistischer Betrachtung erfüllt.

7. Der Vergleich von technologischen Varianten darf nicht auf der Basis beliebiger Prozessrealisierungen, sondern muss an Hand der jeweils optimierten Zielfunktion erfolgen. Nur so ist eine objektive Vergleichsbasis geschaffen. Nur wenn bereits eine nicht optimierte Variante der optimierten Vergleichsvariante überlegen ist, braucht die zweite Optimierung (für den Vergleich) nicht angestellt zu werden.

8. Beste Ergebnisse für ein technologisches System können nicht durch eigennützige Optimierungen einzelner Aggregate, Anlagen oder Betriebe erreicht werden. Eine ganzheitliche Betrachtung ist in guter Übereinstimmung mit (gesamt-) ökonomischen Erfordernissen. Es bleibt zu prüfen, inwieweit diese Aussage auch für die volle Nutzung von ökologisch orientierten Kriterien gilt.

9. Die Benutzung von Modellen für die Simulation von realen Prozessen führt zu einer Minderinanspruchnahme von Zeit und Ressourcen, so dass Kosten-, Arbeits- und Umweltentlastungen eintreten. Dem stehen F&E-Aufwendungen für den Aufbau der Modelle gegenüber. Diese müssen daher dem Bearbeitungsgegenstand in Umfang und Qualität angepasst werden, um insgesamt zu effektiven Lösungen zu gelangen. Zunächst sollte mit einfachen Modellen und Analogien gearbeitet und erst mit fortschreitender Kenntnis der verschiedenen Aspekte des Gesamtprozesses zu verfeinerten Modellen übergegangen werden. Aus dem Effekt, der sich bei Verwendung einer verbesserten Modellbasis in der Optimierung einstellt, sind Aussagen über den zulässigen Aufwand für F&E-Arbeiten ableitbar. Er gestattet es auch, bevorzugte Forschungsgegenstände zu determinieren, bei denen die größte Aussicht auf Verbesserungen des Gesamtprozesses bestehen. Damit wird ein effektiver Umgang mit knappen Ressourcen in der Forschung sichergestellt.

10. Dezentrale Produktionen sind gegenüber zentralen wegen spezifisch höherer Belastungen benachteiligt. Das kann durch die Verwertung von Abprodukten mit geringen, ggf. negativen Rohstoffaufwendungen sowie durch innovative Techniken und den Wegfall von Produktionsschritten im Bereich der Konfektionierung ausgeglichen werden, so dass eine Verschiebung der Produktionsoptima zu kleineren Ausstößen möglich wird. Für den jeweils konkreten Fall existiert aber eine Minimalmenge, die abhängig von den regionalen Bedingungen festgelegt und bei der Produktion nicht unterschritten werden darf. Die Einführung von dezentralen Technologien muss daher stufenweise unter strikter Beachtung der regionalen Randbedingungen erfolgen. Technologische Neuerungen fallen bei den dezentralen Anlagen besonders stark ins Gewicht.

11. Ökologische Vorteile von Produktionsverfahren werden durch Transportprozesse eliminiert. Daher sind regionale Produktionen vorzuziehen.

7.2 Ergebnisse zu den speziellen Prozessen

12. Mit Bezug auf die Umsetzung der Ökoprinzipien und die Anwendung des Optimalitätsprinzips wurden die Produktion von Einzellerprotein aus Erdöldestillaten (SCP), die Kompostierung als Teilprozess eines Verfahrens zur Verwertung von kompostbütigem CO₂ für die Gewächshausdüngung sowie die mechanisch-biologische Abfallbehandlung untersucht, wobei jeweils praktische Fragestellungen bzw. spezielle Effekte im Vordergrund standen. Die Ergebnisse verdeutlichen insgesamt, dass für Produktionsprozesse Spielräume für die Verbesserung der ökologischen Effizienz bestehen, auch wenn die Prozesse nicht von vornherein als Ökotechnologien anzusprechen sind.

- ***Einzellerprotein-Produktion (SCP)***

13. Die Variation von Preisen für Ausgangsstoffe kann genutzt werden, um Verknappungen von Rohstoffen zu simulieren. Die optimale Verfahrensauslegung von SCP-Prozessen führt abhängig von den Preisen zur Änderung von Steuergrößen, insbesondere der Prozesstemperatur und der Verweilzeit und damit zu Effekten bei den Rohstoffverbräuchen. Die Änderungen der Steuergrößen lassen sich nicht in jedem Falle im Rahmen der Ursprungsauslegung realisieren. Um Verluste an Prozesseffizienz zu vermeiden und die Etablierung von ökologischen Prozessrealisierungen zu ermöglichen, sind daher Auslegungsspielräume zu berücksichtigen.

14. Das technologische und ökonomische Temperaturoptimum T^* stimmt nicht notwendig mit dem biologischen Optimum T_0 überein, das durch die maximale Wachstumsrate bzw. den maximalen Biomassertrag gekennzeichnet ist. Das bedeutet, dass das biologische System anders reagiert als technologische Systeme und dass eine Verfahrensgestaltung nach den besten Bedingungen für das biologische System technologisch nicht zielführend ist. Grobe Einschätzungen der Leistungsfähigkeit von Prozessen mittels der Daten des biologischen Optimums erbringen daher eine definitive Aussage über die letztendliche Präferenz eines Prozesses gegenüber einem Vergleichsprozess nur dann, wenn bereits das Ergebnis der Optimierung mit diesen Parametern bessere Ergebnisse erbringt. Im Falle schlechterer Ergebnisse ist die Untersuchung weiterer Prozesscharakteristika zwingend.

15. Die Optimierung des Gesamtsystems aus SCP-Produktion und Verwertung führt bezüglich der SCP-Produktion zu schlechteren Ergebnissen als die eigennützige Optimierung dieses Teilprozesses. Aus der volkswirtschaftlich und ressourcenseitig günstigen Gesamtoptimierung lässt sich daher kein Vorteil in betriebswirtschaftlicher Hinsicht ableiten. Ein systemorientiertes Verhalten des SCP-Produzenten geht zu Lasten seines eigenen Ertrags. Da das nicht im Interesse des Produzenten ist, müssen ihn flankierende Maßnahmen dazu stimulieren. Das könnten z.B. steuerliche Vorteile sein, die die Nachteile gerade ausgleichen.

16. Die frühzeitige Bewertung von Produktionsalternativen nach dem Optimalitätsprinzip erlaubt eine Auswahl von geeigneten Produktionskulturen für die Verfahrensrealisierung. Durch die Ausscheidung ungeeigneter Kulturen erlaubt es einen höheren Untersuchungsumfang des natürlichen Potentials an Produktionskulturen der Biotechnologie. Dadurch kann ein größerer Anteil der Biodiversität nutzbar gemacht und so gesichert werden.

- **Kompostierung und CO₂-Nutzung**

17. Modelle für die Kompostierung können auf der Vorstellung aufbauen, die Gesamtkinetik aus dem Umsatz von mehreren unterschiedlich schnell abbaubaren Substraten zusammen zu setzen, deren Verwertung durch spezifische Mikroorganismen erfolgt. Ein Ansatz unter Verwendung eines "leichter" und eines "schwerer" abbaubaren Substrats lässt sich für die Beschreibung der Kompostierung von Grünabfällen gut verwenden. Bei der Bioabfallkompostierung ist die Einbeziehung eines dritten Substrat-Terms für die besonders leicht abbaubaren Substanzen aussichtsreich.

18. Für eine Vorhersage des Anfahrvorganges bei vorgegebenen Konditionen der Eingangsluft ist ein Modell der CO₂-Produktivität geeignet, das einen linearen Zusammenhang zwischen CO₂-Produktion und der mittleren Materialtemperatur T_{Sm} vorsieht. Bewährt hat sich der empirische Ansatz $m_{\text{CO}_2} = 0.0553 \cdot T_{\text{Sm}} - 0.742$.

19. Mit Hilfe des Modells lassen sich Prozessverläufe simulieren. Eine wichtige praktische Fragestellung ist die Bestimmung des Zeitpunkts des Beginns der Hygienisierungsphase. Diese sollte beginnen, wenn die Konzentration der organischen Substanz gerade noch ausreicht, um die Hygienisierungstemperatur ohne zusätzlichen Energieaufwand zu erreichen und sie für den geforderten Zeitraum aufrecht zu erhalten.

20. Die Initialtemperatur der Kompostierung hat einen sehr starken Einfluss auf die Geschwindigkeit des Anfahrvorganges. Die Auswirkung auf den Zeitpunkt des Erreichens eines festgelegten Umsatzes ist weniger ausgeprägt, kann aber absolut doch Unterschiede von mehreren Tagen ausmachen. Unterhalb einer charakteristischen Anfangstemperatur von etwa 12 °C verlangsamt sich der Prozess mit zunehmender Luftmenge.

- **Mechanisch-biologische Abfallbehandlung**

21. Aus dem Optimum der ökologischen Belastungen des Gesamtprozesses aus Vorbehandlung und Ablagerung lässt sich eine optimale Behandlungsdauer von etwa 15 Wochen ableiten. Mit dieser ist ein Restorganik-Gehalt gemäß einem AT₄-Wert von 3-5 mg/g Trockensubstanz verbunden. Der Wert stimmt gut mit den Vorgaben der gesetzlichen Regelung überein. Diese stellt daher eine ökologisch begründete Vorgabe dar.

22. Vorbehandelte Restabfälle haben ähnliche Reaktivitäten wie natürliche Substrate, weshalb eine ökologische Gefährdung durch die Ablagerung derartiger Abfälle zumindest bezüglich der Restaktivität des Kohlenstoffs ausgeschlossen werden kann.

23. Für bestimmte Bereiche der Rottedauer ergibt sich in Abhängigkeit von der Methanoxida-tionsleistung der Deponieabdeckung Umweltneutralität des Gesamtsystems, charakterisiert durch Treibhauspotenzialwerte Null. Das ist bei 95% Methanoxidation dann der Fall, wenn die Rottedauer 8 Wochen übersteigt. Bei Methanoxida-tionsleistungen unter etwa 75% kommt eine Entlastung nicht zustande. Technische Systeme sollten daher mindestens 75% des in der Deponie gebildeten Methans abbauen können.

24. Bei Einsatz von thermischen Verfahren für die Reinigung von MBA-Abgas durch regenerativ-thermische Verfahren sind niedrige TOC-Werte möglich. Doch eine ökologisch gleichwertige oder bessere Reinigungsleistung wird nur dann erreicht, wenn Zusatzaufwendungen für den Bau und den Betrieb der Reinigungsanlage nicht größer sind als die erzielten Reinigungseffekte. Das ist bei den derzeit eingesetzten thermischen Abgasreinigungs-Anlagen nicht immer gegeben. Die Optimierung der Reinigungsleistungen ist durch höhere Abgasbelastungen mit Or-

ganik realisierbar. Das bedingt eine grundsätzliche Änderung in der Auslegungsphilosophie von MBA, die bisher auf möglichst kleine Abgasfrachten orientiert.

25. Die Verwertung von Restabfall auf dem Wege der Trockenstabilisierung führt zu ökologischen Vorteilen. Diese werden durch Transportaufwendungen eliminiert. Zulässige Entfernungen hängen vom Transportmittel ab; bei der Eisenbahn sind 1000 km, bei Lkw-Transporten 300 km zulässig.

26. Die Abtrennung von Kunststoffen aus Restabfall in einer MBA führt zu ausgeprägt geringerem Treibhauspotenzial. Die Verwertung von Aluminium bringt nur geringe Vorteile. Analoge Verhältnisse liegen bei den Kategorien Versauerungspotenzial und Eutrophierung vor. Das Ozonabbaupotenzial ist von der Ausschleusung von Kunststoffen und Aluminium praktisch nicht zu beeinflussen.

27. Kreisläufe sind so zu gestalten, dass auch Möglichkeiten zur Ausschleusung von Schadstoffen in Schadstoffsinken bestehen. Die Schnittstellen müssen zweckmäßig angeordnet sein. Die Lenkung der Schadstofffrachten sollte zu einer Entlastung der Recyclingfraktionen führen. Eine Schadstoffentfrachtung des auf der Deponie abzulagernden vorbehandelten abzulagernden Materials ist hingegen für eine Kreislaufökonomie nicht zielführend. Vollständige Kreislaufwirtschaft ist nicht möglich.

Literaturverzeichnis

- BABEL, 1993 Babel, W.; Soyez, K.; Pöhland, D.: Single Cell Protein. In: Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Vol. A 24, 1993, p. 165-183.
- BABEL, 1988 Babel, W.: Einfluss von Milieufaktoren auf Stoffwechsel und Wachstum. In: Hecker, M.; Babel, W. (Hrsg.): Physiologie der Mikroorganismen. Jena, Stuttgart, 1988.
- BABEL, 2000 Babel, W.; Soyez, K.; Pöhland, D.: Single Cell Protein. In: Handbook of Polymer Science. Weinheim, 2000.
- BAIER, 1998 Baier, D. u.a.: Verfahrensentwicklung zur Kopplung von Kompostierung und Gewächshausproduktion - Bau und Betrieb der Demonstrationsanlage Rosengut Langerwisch. Abschlußbericht GINKO GmbH, Wilhelmshorst, 1998.
- BAYER, 2002 Bayer AG: Sustainable development report 2001-Produkte.
http://www.sd.bayer.de/produkte/bayer_oeko_check_de.html - 22.2 K
- BEYER, 1988 Beyer, M.; Chudy, A., u.a.: DDR-Futterbewertungssystem. Berlin, 1988.
- BENEDEK, 1967 Benedek, P.; Laszlo, A.: Grundlagen des Chemieingenieurwesens, Leipzig, 1967.
- BLEY, 2002 Bley, Th.; Müller, S.: How should microbial life be quantified to optimise bioprocesses? In: Acta Biotechnol., 22 (2002) 3-4, 401-410.
- BMU, 1993 3. Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz vom 14. Mai 1993. Bundesanzeiger Nr. 99a, Bonn, 1993.
- BMU, 1998 Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung - BioAbfV) vom 21.9.1998. Berlin, 1998.
- BMU, 2001 Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Behandlungsanlagen vom 20.2.2001. Berlin, 2001.
- BRINGEZU, 2000 Bringezu, S.: Ressourcennutzung in Wirtschaftsräumen. Berlin, 2000.
- BZL, 2000 BZL Projektsteuerung und Kommunikation GmbH: Thermisch-regenerative Abgasreinigung für die mechanisch-biologische Abfallbehandlung. Studie im Auftrag der Herhof-Umwelttechnik GmbH, Oyten, 2000.
- COLLINS, 1997 Collins, H.-J.; Maak, D.: MBA Meisenheim, Landkreis Bad Kreuznach. In: Beihefte Müll und Abfall, Heft 33, S. 123-127, Berlin, 1997.
- COLWELL, 1992 Colwell, R. R.: Microbial Diversity. A General Commentary. In: Biotechnology and Genetic Resources, United States Commission of the European Communities Workshop, October 21-22, 1992, Airlie, USA, p. 47-52.
- DALY, 1989 Daly, H.; Cobb, J.B. jr.: For the common good: Redirecting the economy towards community, environment and a sustainable future. Bacon Press, Boston, 1989.

- DILLY, 1996 Dilly, O.; Munch, J.-C.: Microbial biomass content, basal respiration and enzyme activities during the decomposition of leaf litter in a black alder forest. *Soil Biol. Biochem.* 28 (1996), 1073-1081. (zit. nach Pichler a.a.O.)
- DOEDENS, 1999 Doedens, H.; Cuhls, C.; Mönkeberg, F. et al.: Bilanzierung von Umweltchemikalien bei der biologischen Vorbehandlung von Restabfällen, Phase 2: Emissionen, Schadstoffbilanzen und Abluftbehandlung. Abschlußbericht zum Teilvorhaben 4/3 im Verbundvorhaben Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen. Universität Hannover, 1999.
- EBT, 1996 Entwicklungsgesellschaft Biotechnik Leipzig mbH: Verfahrensentwicklung zur Kopplung von Kompostierung und Gewächshausproduktion - Bioprozesstechnische Untersuchung zur Auslegung und Steuerung. Endbericht zum BMBF-Vorhaben 14606380, Leipzig, 1996.
- EHRIG, 1999 Ehrig, H.-J.; Höring, K.; Helfer, A.: Anforderungen an und Bewertung von biologischen Vorbehandlungen für die Ablagerung. Abschlußbericht zum Teilvorhaben 3/4 im Verbundvorhaben Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen. Universität-GH Wuppertal, 1999.
- ENERGIE-ENQUETE, 2001 Energie-Enquete-Kommission des Deutschen Bundestages (Hrsg.): Nachhaltige Energieversorgung unter den Bedingungen der Globalisierung und der Liberalisierung. Drucksache 14/7509 des Deutschen Bundestages, Berlin, 2001.
- ENQUETE, 1994 Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt des Deutschen Bundestages" (Hrsg.): Die Industriegesellschaft gestalten. Bonn, 1994.
- GARNER, 1995 Garner, A.; Keoleian, G.A.: *Industrial Ecology: An Introduction*. University of Michigan, Ann Arbor, 1995.
- V. GLEICH, 1994 v. Gleich, A.; Grimme, H. L.: 'Hard' and 'soft' biotechnology paths - Criteria for technology assessment and socio economic perspectives for the region of Bremen. In: Soyez, K.; Moser, A.(Eds.): *Ecologic bioprocessing - challenges in practice*, p. 55-76, Berlin, 1993.
- GREGORICH, 1994 Gregorich, E.G.; Carter, M.R.; Angers, D.A.; Monreal, C.M.; Ellert, B.H.: Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 4 (1994), 367-385 (zit. nach Pichler a.a.O.)
- HERRMANN, 1977 Herrmann, H.: Produkt- und Prozessplanung nach ökologischen Kriterien. *VDI-Z.* 119 (1977)15-16, S. 767-773.
- HUMER, 1997 Humer, M.; Lechner, P.: Grundlagen der biologischen Methanoxidation. Perspektiven für die Entsorgung von Deponiegas. In: Lechner, P. (Hrsg.): *Waste Reports*, No. 5, Wien, 1997.
- KAISER, 1990 Kaiser, J.; Soyez, K.: Simulation der aeroben Rotte mit biotechnischen Modellen. In: Dott, W.; Fricke, K.; Oetjen, R. (Hrsg.): *Biologische Verfahren der Abfallbehandlung*. S. 147-156, Berlin, 1990.
- KAISER, 1999 Kaiser, J.: Ein Simulationsmodell des Kompostierungsprozesses und seine Anwendung auf Grundfragen der Verfahrensgestaltung und Verfahrensführung (Dissertation). In: Bilitewski, B.; Weltin, D. (Hrsg.): *Beiträge zur Abfallwirtschaft*, Heft 10, TU Dresden, 1999.
- KATTANEK, 1971 Kattaneck, S.: Technologische Prinzipien. Vortrag, Tagung Prozess und Sys-

- temtechnik der Kammer der Technik, Dresden, 1971.
- KATTANEK, 1972 Kattaneck, S.: Technologische Prinzipien. Vortrag, Tagung Reaktionstechnik, TH Magdeburg, 1972.
- KICHERER, 2002 Kicherer, A.: Die Ökoeffizienz-Analyse der BASF. In: Umweltwirtschaftsforum, Heft 4, 2002, S. 57-61.
- KOLLER, 2001 Koller, M.; Soyez, K.: Ökologische Bewertung. In: Soyez, K. (Hrsg.): Mechanisch-biologische Abfallbehandlung: Technologien, Ablagerungsverhalten, Bewertung. Erich-Schmidt-Verlag, Berlin, 2001
- KOLLER, 2000 Koller, M. u.a. Ableitung von Entscheidungsgrundlagen, Teil B: Ökobilanzielle Untersuchungen. In: Soyez, K.; Koller, M.; Thrän, D.: Ableitung von Entscheidungsgrundlagen zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Endbericht BMBF-Verbundvorhaben, Potsdam, 2000.
- MARKERT, 2002 Markert, H.: Kalkulationsprogramm für Biogasanlagen. Unpubliziert. Kaltennordheim, 2002.
- MOSER, 1981 Moser, A.: Bioprozesstechnik. Berechnungsgrundlagen der Reaktionstechnik biokatalytischer Prozesse. Wien, 1981.
- MOSER, 1993 Moser, A.; Narodoslowsky, M.: Concept and strategy of ecologic bioprocessing: The ecologic principles. In: Soyez, K.; Moser, A. (Eds.): Ecologic bioprocessing - challenges in practice, p. 23-34. Berlin, 1993.
- MOSER, 1994 Moser, A.; Narodoslowsky, M.; Bales, V.; Hinsenfeld, M.; Kothuis, B.; Kvistgaard, M.; Soyez, K.; Voss, H.: Ecological bioprocessing. Task group of the European Federation Biotechnology, End report, Graz 1994.
- MOSER, 1994A Moser, A.: From high- to ecotech. Acta biotechnol., 14 (1994)4, p.- 315-335.
- NARODOSLAWSKY, 1994 Narodoslowsky, M; Krotscheck, Ch.; Moser, A.: SPI - Der Sustainable Process Index. In: Soyez, K.; Moser, A. (Eds.): Ecologic bioprocessing - challenges in practice, p. 35-54, Berlin, 1993.
- NARODOSLAWSKY, 2002 Narodoslowsky, M.: Die Vision vom Kreislauf und die Realität. Vortrag zum Kongress „Die Zukunft der Abfallwirtschaft in Europa“, 7.-8.10.2002, Straßburg, Düsseldorf, 2002.
- PESCHEL, 1978 Peschel, M., Riedel, C.: Polyoptimierung. Berlin, 1978.
- PESCHEL, 1980 Ingenieurtechnische Entscheidungen. Modellbildung und Steuerung mit Hilfe der Polyoptimierung. Berlin, 1980.
- PICHLER, 1999 Pichler, M.: Humifizierungsprozesse und Huminstoffhaushalt während der Rotte und Deponierung von Restmüll. Fortschritt-Berichte VDI, Reihe 15, Nr. 213, Düsseldorf, 1999.
- PÖHLAND, 1991 Pöhland, H.-D.; Hühn, H.-J.; Prause, M.; Schulze, E.; Schurig, K.-H.; Soyez, K.: High performance fermentation process using methanol utilizing acidophilic bacteria. Acta biotechnol., 11(1991), p. 6-18.
- PRAUSE, 1982 Prause, M.; Soyez, K.: Effektivität von Modellierung und Optimierung mikrobieller Prozesse. Acta biotechnol., 2 (1982)1, 73-77.
- PRAUSE, 1984 Prause, M.; Pöhland, D.; Ringpfeil, M.: Technologie und Forschungsplanung. In: Informationen für die Leitung der Forschung, AdW d. DDR, wissenschaftliches Informationszentrum Berlin, Gesellschaftswissenschaftliche

- Reihe, 29 (1984), 66-73.
- PRAUSE, 1984A Zur Realisierung des Optimalitätsprinzips in der Biotechnologie. Dissertation, Institut für Biotechnologie Leipzig, unveröffentlicht, Leipzig, 1984.
- PRAUSE, 1985 Prause, M.; Soyez, K.: Some aspects of modelling and optimisation in biotechnology. In: Ringpfeil, M. (Edt.): Biotechnological fundamentals of biomass and metabolite production. UNESCO International training course, Leipzig, 1985.
- PRAUSE, 1990 Prause, M.; Kaiser, J.: The principle of optimality as the foundation of biotechnological modelling. *Acta biotechnol.*, 10 (1990)1, 23-34.
- PUCHELT, 2000 Puchelt, A.: Trockenstabilisierung von Restabfällen: Anlagenbeispiel Rennerod/Westerwaldkreis. In: Soyez, K. u.a. (Hrsg.): Die Zukunft der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Brandenburger Umweltberichte, Nr. 6, S. 228-236, Potsdam, 2000.
- ROTTER, 2001 Rotter, S.; Kost, T.; Bilitewski, B.: Verteilung und Steuerung von Stoffflüssen durch mechanische Aufbereitung von Haushaltsabfällen am Beispiel von Chlor und Schwermetallen. In: *Müll und Abfall*, 33 (2001) 9, S. 512-518.
- SCHMIDT-BLEEK, 1993 Schmidt-Bleek, F.: Wieviel Umwelt braucht der Mensch - MIPS, das ökologische Maß zum Wirtschaften. Basel, 1993.
- SOYEZ, 1975 Soyez, K.: Modellierung und technisch-ökonomische Optimierung eines speziellen biotechnologischen Prozesses. Dissertation, Institut für Biotechnologie Leipzig, unveröffentlicht, Leipzig, 1975.
- SOYEZ, 1979 Soyez, K.; Theiss, D.; Prause, M.: Technologische Bewertung von Messanordnungen und Messgenauigkeiten. In: *Abhandlungen der Akademie der Wissenschaften der DDR, Reihe N3*, S. 299-307.
- SOYEZ, 1984 Soyez, K.; Prause, M.; Pöhländ, D.: Gebrauchswertorientierte Bewertung von SCP. In: *Koll. Inst. Theor. Gesch. Org. Wiss, AdW d. DDR*, 36 (1984), S. 79-89.
- SOYEZ, 1987 Soyez, K.; Prause, M.; Theiss, D.: Zur Bewertung der Herstellung von mikrobiellen Futterbiomassen. In: Hanke, P. (Hrsg.): *Forschungs- und Innovationsdynamik der Biotechnologie aus sozialökonomischer Sicht. AdW der DDR, ITW, Kolloquiumsberichte* 67 (1987), S. 254-265.
- SOYEZ, 1989 Soyez, K.; Fieback, K.; Brankatschk, K.; Passin, H.: Kombinierte CO₂-Produktion, Schnellkompostierung und Abwärmenutzung. In: *Gartenbau*, 36 (1989) 8, S. 236-241.
- SOYEZ, 1990 Soyez, K.: *Biotechnologie*. Birkhäuser Verlag, Berlin, Basel, New York, 1990.
- SOYEZ, 1990A Soyez, K.; Fieback, K.; Brankatschk, K.-J.: Kombiniertes Verfahren zur Schnellkompostierung, regenerativen CO₂-Düngung und Abwärmenutzung im Gartenbau. In: Dott, W.; Fricke, K.; Oetjen, R. (Hrsg.): *Biologische Verfahren der Abfallbehandlung*, S. 387-392. Berlin, 1990.
- SOYEZ, 1993 Soyez, K.; Prause, M.; Theiss, D.: Wirtschaftliche Konsequenzen einer nachhaltigen Bioproduktion von Einzellerprotein. In: Soyez, K.; Moser, A. (Eds.): *Ecologic bioprocessing - challenges in practice*, p. 88-94, Berlin, 1993.

- SOYEZ, 1993A Soyez, K.; Prause, M.; Tannenberger, K.; Costa, A.: Verfahrensentwicklung zur Kombination von Kompostierung und Gewächshausproduktion. Endbericht zum BMFT-Vorhaben 1460638/B, Leipzig, 1993.
- SOYEZ, 1994 Soyez, K.: Problems of the practical implementation of ecological process technologies. Proc. 6th European Congress on Biotechnology, Florence, June 13-17, 1993. In: Progress in Biotechnology, 9 (1994), p. 1255-1259.
- SOYEZ, 1995 Soyez, K.; Prause, M.; Costa, A.: Modelle und Simulationen des Kompostierungsprozesses auf der Basis kinetischer Ansätze. In: Bidlingmaier, W.; Stegmann, R. (Eds.): Proceedings 1. Int. Symp. Biological Waste Management, A wasted chance? Essen, 1995.
- SOYEZ, 1996 Soyez, K.; Koller, M.: Emissions- und immissionsseitige Belastungspotenziale der Kompostierung im Land Brandenburg. Machbarkeitsstudie und orientierende Untersuchungen. GTS e.V., Studie im Auftrag des Umweltministeriums des Landes Brandenburg. Potsdam, 1996.
- SOYEZ, 1998 Soyez, K.: Bedingungen für den Einsatz nachwachsender Rohstoffe. Thesen. Diskussionsmaterial der Technologieinitiative Nordbrandenburg (unveröffentlicht). Neuruppin, 1998.
- SOYEZ, 2000 Soyez, K.; Thrän, D.; Koller, M.; Hermann, T.: Das Herhof-Trockenstabilisierungsverfahren als Element einer nachhaltigen Abfallwirtschaft. Studie im Auftrag der GVVW Wetzlar, Potsdam, 2000. www.herhof.de/studie.pdf
- SOYEZ, 2001 Soyez, K. (Hrsg.): Mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen. Technologien, Ablagerungsverhalten, Bewertung. Erich-Schmidt-Verlag, Berlin, 2001.
- SOYEZ, 2002 Soyez, K.; Plickert, S.: Stoffstrommanagement durch mechanisch-biologische Abfallbehandlung. In: Aktuelle Situation und Perspektiven in der Abfallwirtschaft, Freiberg, 15.-16.4.2002, SIDAF-Schriftenreihe, 12 (2002), S. 77-98. Freiberg, 2002.
- SOYEZ, 2002A Soyez, K.; Plickert, S. (2002): Mechanical biological waste treatment. In: Ludwig, C.; Hellweg, S.; Stucki, S. (Eds.): Municipal solid waste management - Strategies and technologies for sustainable solutions. p. 130-138, Springer-Verlag, Berlin, 2002.
- SOYEZ, 2002B Soyez, K.; Thrän, D.: Sustainable Management of the Fluxes of Wood and Timber in the Region Ostprignitz-Ruppin. In: Helming, K.; Wiggering, H. (Eds.): Sustainable Development of Multifunctional Landscapes, Springer-Verlag, Berlin, 2002.
- SOYEZ, 2002C Soyez, K.; Plickert, S.: Mechanical-biological pre-treatment of waste: State of the art and potentials of biotechnology. Acta biotechnol., 22 (2002), 3-4, p. 271-284.
- STARK, 2002 Stark, W.; Virt, G.: Ethische Prinzipien, Axiome und Kriterien zur Entwicklung einer nachhaltigen Abfallwirtschaft. In: Aktuelle Situation und Perspektiven in der Abfallwirtschaft, Freiberg, 15.-16.4.2002, SIDAF-Schriftenreihe, 12 (2002), S. 137-155. Freiberg, 2002.
- STEGMANN, 1991 Stegmann, R.; Laugwitz, R.; Figueroa, R. A.: Untersuchungen zum Langzeitverhalten der in der Deponie produzierten Gaskomponenten. Arbeitsbe-

- richt, TU Hamburg-Harburg, 1991.
- THEISS, 1986 Theiss, D.; Soyez, K.; Prause, M.: Dezentrale Produktionsvarianten im Kreis Delitzsch. Forschungsbericht Institut für Biotechnologie Leipzig, Leipzig 1986 (unveröffentlicht).
- THEISS, 1988 Theiss, D.; Prause, M.: Optimization of SCP-processes with reference to the quality of the product. In: Proceedings Int. Congr. Biotechnol. Soc. Countries, Bratislava, 1988, p. 359-367.
- THRÄN, 2001 Thrän, D.: Stoffstrommanagement in ländlich strukturschwachen Regionen. Analyse, Zielbestimmung und Bewertung des Holzhaushaltes in einer nachhaltigen Regionalentwicklung. Dissertation. In: Schriftenreihe des Lehrstuhls Abfallwirtschaft und des Lehrstuhls Siedlungswasserwirtschaft der Bauhaus-Universität Weimar, Heft 7, Weimar, 2001.
- UBA, 1995 Umweltbundesamt (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen, Texte 52/95, Berlin 1995
- UBA, 2002 Umweltbundesamt (Hrsg.): Zur einheitlichen Ableitung von Schwermetallgrenzwerten bei Düngemitteln. 31.07.2002, Berlin, 2002.
- VDI, 2002 VDI-Richtlinie Produktionsintegrierter Umweltschutz (PIUS): VDI 4075, Entwurf vom 15.12.2002.
- WAGLER, 1990 Wagler, D.; Prause, M.: Typical optimum behaviour of selected parameters in the microbial conversion of methane to SCP, Forschungsbericht des Instituts für Biotechnologie Leipzig, 1990 (unveröffentlicht).
- WEIZSÄCKER, 1997 v. Weizsäcker, E.U.; Lovins, A.; Lovins, K.: Faktor Vier. Doppelter Wohlstand, halbiertes Naturverbrauchen. München, 1997.
- WOLFFGRAM, 1978 Wolffgram, H.: Allgemeine Technologie. Leipzig, 1978.