

Ein Simulationsmodell des Kompostierungsprozesses

Jürgen Kaiser

Synopsis

The article presents a mathematical formulation of the physical and biological rules that govern the composting process. The model of the composting ecosystem includes mass transfer, heat transfer, and conversion of organic matter into CO₂ and humic substances. The first trophic level is described as a consumption of 4 substrates by a 4-component microflora, with equations of microbial growth kinetics that consider (a) the coexistence of specialists and generalists among consumers, and (b) specific conditions for the decay of lignin. By the model can be predicted composting dynamics including state variables, microbial activity, and matter conversion progress, dependent on conditions like raw material composition, thermal insulation, and aeration. Some simulations of composting processes are discussed, and working principles of special applications are explained. An experimental process is contrasted to its simulation to check how realistic the model assumptions are, and to discuss some fields of application of the model.

Kompostierung, Ökosystem, Mikroorganismen, Wachstumskinetik, Populationsdynamik, Stoffübertragung, Wärmeübertragung, Zersetzung, Simulation.

Composting, ecosystem, microorganisms, growth kinetics, population dynamics, mass transfer, heat transfer, decomposition, simulation.

1. Einleitung

Kompostierung ist ein naturnahes Abbauverfahren für Stoffe pflanzlichen Ursprungs. Gemessen am Aufwand zur Gestaltung der Prozeßbedingungen steht es zwischen natürlicher Zersetzung organischer Substanz im Boden und Fermentationsprozessen in Flüssigkultur. Mit den bodenbiologischen Prozessen hat Kompostierung die Vielfalt der simultan assimilierten Substrate und beteiligten Organismen gemein. Die Gestaltung des Stoffaustauschs zielt hingegen bei der Kompostierung auf schnellen Substratabbau unter aeroben Bedingungen und charakterisiert das Verfahren als Feststoff-Fermentation. Von Boden- und Flüssigkultur-Prozessen unterscheidet sich Kompostierung am markantesten durch den Verlauf der Prozeßtemperatur, der hier ganz wesentlich durch biotische Faktoren bestimmt wird.

Kompostierungsprozesse gibt es in großer Vielfalt von stofflichen und technologischen Varianten und sind ein aktueller Gegenstand in Agrar- und Technikwissenschaften (s. Literatur). Dabei ist jeder konkrete Prozeß sowohl mit einem breiten Spektrum biologisch abbaubarer Substrate als auch einem breiten Spektrum von Organismen verbunden. Trotz zunehmender Einsicht in die Organismenwelt von Zersetzungsprozessen, deren Stoffwechselwege und Zwischenprodukte, läßt sich die Ökosystemdynamik des Kompostierungsprozesses nur ausschnittsweise, zum Teil indirekt beobachten. Dies macht verständlich, daß trotz vieler qualitativer Erkenntnisse keine Standardmodelle zur quantitativen Erklärung des Kompostierungsprozesses existieren, und damit noch viele Wege der Modellierung offenstehen. "The utilization of information on decomposition has ... just begun" (PAUL 1992).

2. Die thermodynamischen Grundlagen der Kompostierung

Das hier vorgestellte Simulationsmodell beschreibt die thermodynamischen Effekte nach Standardprinzipien der Modellierung stoffwandelnder Prozesse in Reaktoren und stimmt darin mit dem Kompostierungsmodell von NAKASAKI & al. (1987) überein.

Für die räumliche Begrenzung des Prozesses steht der Begriff "Komposter", der Experimentalgefäße ebenso einschließen soll wie Rotteboxen und Mieten. Die Schüttung des Rotteguts bewirkt, daß fest-wäßrige Phase und freier Luftraum aus makroskopischer Sicht homogen über das Rottegut verteilt sind. Luftkonvektion und mechanische Umsetzungsvorgänge wirken im weiteren Prozeßverlauf homogenisierend.

Der Kompostierungsprozeß muß somit folgenden Bedingungsgleichungen genügen:

CO₂-Bilanz:

$$\frac{dm_{CO_2}}{dt} = \frac{dm_{CO_2}^{bio}}{dt} - m_{CO_2} \frac{dV_{Abluft}/dt}{V} \quad (1)$$

wobei

- m_{CO_2} CO₂-Masse in der Rotteluft, kg
- $dm_{CO_2}^{bio}/dt$ Bioprozeß-CO₂-Bildung, kg/h
- V freier Luftraum im Rottegut, Rottegut-Volumen, m³
- dV_{Abluft}/dt Abluft-Volumenstrom, m³/h
- t Zeit, h

damit

$$C_{CO_2} = 100\% \times \frac{m_{CO_2}}{\rho_{CO_2} V} \quad (2)$$

mit

- C_{CO_2} CO₂-Konzentration in der Rotteluft, Vol.-%
- ρ_{CO_2} Dichte von CO₂, (ca. 2 kg/m³ bei 1 atm, 20°C)

Der freie Luftraum V wird als Summe der Teilvolumina der Komponenten berechnet, indem er mit dem Rottegut-Volumen gleichgesetzt und jeder Komponente eine konstante Schüttdichte unterstellt wird:

$$V = \sum_{i = \text{alle Komponenten}} \frac{m_i}{\rho_i} \quad (3)$$

mit

- m_i Masse der Komponente i , kg
- ρ_i Schüttdichte der Komponente i , kg/m³
- $1/\rho_i$ Teilvolumen der Komponente i , m³/kg

Wasserbilanz:

$$\frac{dm_{H_2O}}{dt} = \frac{dm_{H_2O}^{bio}}{dt} + \frac{dm_{H_2O}^{Zuluft}}{dt} - \frac{dm_{H_2O}^{Abluft}}{dt} \quad (4)$$

wobei

- m_{H_2O} Wasser-Masse des Rotteguts, kg
- $dm_{H_2O}^{bio}/dt$ Bioprozeß-Wasserbildung, kg/h
- $dm_{H_2O}^{Zuluft}/dt$ Wassereintrag via Zuluft, kg/h
- $dm_{H_2O}^{Abluft}/dt$ Wasseraustrag via Abluft, kg/h

und

$$\frac{dm_{H_2O}^{Zuluft}}{dt} = f_{Zuluft} \frac{dV_{Zuluft}}{dt} \quad (5)$$

$$\frac{dm_{H_2O}^{Abluft}}{dt} = f_{sat}(T) \frac{dV_{Abluft}}{dt} \quad (6)$$

mit

f (absolute) Feuchtigkeit, Dampfdichte, Wasserdampfgehalt in Luft, kg/m^3

$f_{sat}(T) = 10^{0,0213T - 2,19}$ Sättigungs-Feuchtigkeit von Luft, kg/m^3

[spezieller Ansatz in Anlehnung an Dampfdruck-Gleichungen mit Parameterausgleich für den relevanten Bereich $0 \leq T \leq 80^\circ\text{C}$ nach CAMPBELL (1977)]

T Prozeß- und Abluft-Temperatur, $^\circ\text{C}$

T_{Zuluft} Zulufttemperatur, $^\circ\text{C}$

Wärmebilanz:

$$\frac{dQ}{dt} = \frac{dQ_{bio}}{dt} - \frac{dQ_{Umgebung}}{dt} + \frac{dQ_{Zuluft}}{dt} - \frac{dQ_{Abluft}}{dt} \quad (7)$$

wobei

Q Wärmehalt des Komposters, kJ

dQ_{bio}/dt Bioprozeß-Wärmebildung, $\text{kJ/h} = \text{kW}/3600$

$dQ_{Umgebung}/dt$ Wärmefluß zur Umgebung (via Komposter-Oberfläche), kJ/h

dQ_{Zuluft}/dt Wärmefluß via Zuluft, kJ/h

dQ_{Abluft}/dt Wärmefluß via Abluft, kJ/h

mit

$$\frac{dQ_{Umgebung}}{dt} = u \cdot [T - T_{Umgebung}] \quad (8)$$

$$\frac{dQ_{Zuluft}}{dt} = [r \cdot f_{Zuluft} + c_v^{trocken} \cdot T_{Zuluft}] \cdot \frac{dV_{Zuluft}}{dt} \quad (9)$$

$$\frac{dQ_{Abluft}}{dt} = [r \cdot f_{sat}(T) + c_p^{trocken} \cdot T] \cdot \frac{dV_{Abluft}}{dt} \quad (10)$$

wobei

u Gesamt-Wärmeübergangskoeffizient der Oberfläche bei Luft-Konvektion innerhalb des Komposters, $\text{kJ}/(\text{Kh})$

[ohne Konvektion ist ein wesentlich geringerer Wärmeübergangskoeffizient anzusetzen, da in diesem Fall das Wärme-Isolationsvermögen ruhender Luft wirksam wird]

r spezifische Verdampfungswärme von Wasser = 2360 kJ/kg (bei 60°C)

$c_p^{trocken}$ spezifische Wärme trockener Luft = $0,59 \text{ kJ}/(\text{m}^3\text{K})$ (bei 1 atm, 18°C).

Aus dem Wärmegewinn folgt unmittelbar der Verlauf der Prozeßtemperatur:

$$\frac{dT}{dt} = \frac{dQ}{dt} / (C_{Komposter} + C_{Rottegut} + C_{Rotteluft}) \quad (11)$$

wobei

C Wärmekapazitäten in kJ/K bezeichnet.

Dabei ergibt sich die Wärmekapazität des Rotteguts als Summe der Wärmekapazitäten seiner stofflichen Komponenten,

$$C_{\text{Rottegut}} = \sum_{i = \text{alle Komponenten}} c_i^{\text{spec}} m_i \quad (12)$$

mit c_i^{spec} als spezifische Wärme der Komponente i , kJ/(kgK).

Die Wärmekapazität der Rotteluft ist stark temperaturabhängig, da sie wesentlich durch das Wasseraufnahmevermögen bestimmt wird:

$$C_{\text{Rotteluft}} = c_{p, \text{Rotteluft}} \cdot V = \left(r \cdot \frac{df_{\text{sat}}(T)}{dT} + c_p^{\text{trocknen}} \right) \cdot V \quad (13)$$

Prozeß- und Ablufttemperatur sind gemäß Modellvoraussetzung "Homogenität" gleich, ebenso sind Zuluft- und Abluftvolumenstrom des Komposters im Modell gleichgesetzt.

Die Bioprozeßwasserbildung ist der CO₂-Bildung proportional; nach dem Vorbild der Oxidationsgleichung der Glukose (C₆H₁₂O₆ + 6O₂ -> 6CO₂ + 6H₂O) wurde 1 mol H₂O pro mol CO₂ angenommen, ebenso eine Sauerstoffzehrung von 1 mol O₂ pro mol CO₂ (d. h. Respirationsquotient = 1). Damit gilt für die O₂-Restkonzentration in der Rotteluft:

$$c_{\text{O}_2} = 21 - c_{\text{CO}_2}, \quad (14)$$

Zuluft mit atmosphärischem O₂-Gehalt von 21% vorausgesetzt.

Auch die Wärmetönung ist der CO₂-Bildung bzw. O₂-Zehrung proportional; verwendet wurde ein für Kompostierungsprozesse ermittelter Faktor von 14000 kJ pro kg O₂-Verbrauch (FINSTEIN & al. 1986). Zum Vergleich: die Oxidationswärme von Glukose beträgt 15600 kJ/kgO₂, von Zellulose ca. 15000 kJ/kgO₂.

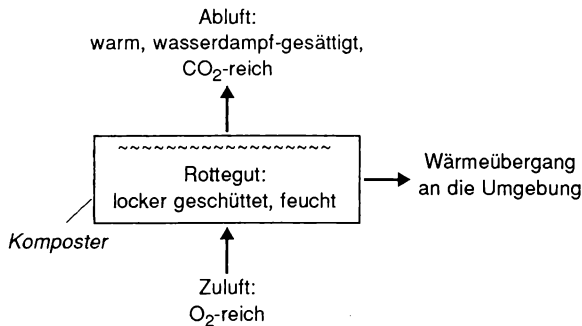


Abb. 1: Stoff- und Wärmeströme des Ökosystems der Kompostierung.

Fig. 1: Mass and heat flows of the composting ecosystem.

3. Die Kinetik der mikrobiellen Stoffwandlung

Für die biologischen Prozesse der Kompostierung fällt es bedeutend schwerer, einen geeigneten Kompromiß zwischen Einfachheit und Realitätsnähe des Modells zu finden. Erstes Problem ist bereits die zweckmäßigen Beschränkung der Zahl der stofflichen und biotischen Komponenten. Dazu ist das stofflich-biotische Spektrum in Klassen zu unterteilen, innerhalb derer die Eigenschaften hinreichend einheitlich sind, um durch "einen" homogenen Stoff bzw. "eine" homogene Population repräsentiert werden zu können. Ohne Unterscheidung mehrerer stofflicher und biotischer Komponenten läßt sich der Kompostierungsprozeß nicht simulieren, wenn man sowohl seine Startgeschwindigkeit als auch seine Dauer quantitativ richtig wiedergeben möchte.

Die simultan assimilierten Substrate der Kompostierung unterscheiden sich erheblich hinsichtlich Abbaubarkeit und Strukturbeitrag (Schüttdichte). Vergleicht man die Literatur zur Kompostierung (FINSTEIN & al. 1986, BIDDLESTONE & al. 1987) sowie zur natürlichen Zersetzung (KNAPP 1985, BEGON & al. 1990, BETTS & al.

1991, PAUL 1992), findet man weitgehende Übereinstimmung in der Klassifikation der wesentlichen organischen Ausgangsstoffe: es sind, geordnet nach Abbaubarkeit:

Zucker&Stärke - Hemizellulose - Zellulose - Lignin - (Huminstoffe).

Huminstoffe sind die biologisch stabilen organischen Endprodukte des Substratabbaus. Ob gegebenenfalls weitere für die Kohlenstoff-Bilanz bedeutsame organische Substrate, etwa Eiweiße, einer der 4 Komponenten zugerechnet werden können, steht offen.

Unter den abbauenden Organismen organischen Materials (Destruenten) sind die Organismen der Mikroflora quantitativ überragend, sowohl gemessen an der Organismenmasse als auch der Atmungsaktivität (BEGON & al. 1990). Dies sollte um so mehr für den Kompostierungsprozeß gelten und die alleinige explizite Berücksichtigung der 1. trophischen Stufe im Modell rechtfertigen. Innerhalb der Organismen der Mikroflora läßt sich bei Gegenüberstellung der Literatur ebenfalls eine Klassifikation finden, wenn auch mit weniger Bestimmtheit und eingeschränkt auf die Hauptrepräsentanten des aeroben Prozesses bei pflanzlichem Ausgangsmaterial:

Bakterien - Aktinomyzeten - Braunfäulepilze - Weißfäulepilze.

Braun- und Weißfäulepilze sind bereits per Definition nach ihrer Fähigkeit zum Zellulose- bzw. Ligninabbau unterschieden. Eine darüber hinausgehende Modellannahme ist die analoge Anpassung der Bakterien an die Ressource Zucker&Stärke und der Aktinomyzeten an Hemizellulose. Dabei konsumieren Bakterien ausschließlich Zucker&Stärke, Aktinomyzeten zusätzlich Hemizellulose, Braunfäulepilze darüber hinaus Zellulose, und Weißfäulepilze das gesamte Spektrum bis hin zum Lignin (Tab. 1). Zu dieser Einteilung bleibt zu anzumerken, daß Bakterien auch an anderer Stelle des Nahrungsnetzes wirksam sind, etwa in Kombination mit den Weißfäulepilzen. Bestimmend für die Intensität dieses Teils der Stoffwandlung dürfte jedoch die Konzentration der Pilze sein, denen daher im Modell der entsprechende Anteil an CO₂- und Wärmebildung zugeordnet wird.

Die Formulierung der Modellgleichungen zur Kinetik des mikrobiellen Wachstums kann in einigen Punkten an Standardmodelle der Mikrobiologie anknüpfen. So sind dort substrat- und temperaturdefiniertes Wachstum, d. h. stetiges Wachstum der Populationsgröße in Abhängigkeit von Substratkonzentration und Milieutemperatur, eine vertraute Abstraktion. Weitere Milieuparameter, z. B. die Konzentrationen der Nährstoffe wie Stickstoffverbindungen, entfallen im Modell der Kompostierung, da sie im Rahmen der Prozeßgestaltung permanent im optimalen Bereich gehalten werden können. Zweckmäßige Maßeinheit der Größe mikrobieller Populationen ist die Biomasse. Problematisch ist hier, im Fall einer Feststoff-Fermentation, jedoch der Bezug: weder das Volumen der wäßrigen Phase, noch die Trockenmasse oder das Rottegutvolumen sind im Prozeßverlauf konstant. Da bei der Kompostierung die Substrate nur zum geringen Teil in gelöster Form assimiliert werden (wie bei der Flüssigphasen-Fermentation), scheint ein Bezug zum Wasservolumen nicht passend: die Gelöst-Konzentration ist hier nicht maßgeblich für die Wirksamkeit der Substrate. Im vorliegenden Modell werden Organismenbiomassekonzentrationen x_i sowie Substratkonzentrationen s_j und S_j in der Einheit Masse-Konzentration ausgedrückt, womit sie mit gebräuchlichen Angaben zum Rottegut-Wassergehalt c_{H_2O} in Masse-% vergleichbar sind.

Somit gilt für das Mikroorganismenwachstum:

$$\frac{dx_i}{dt} = \mu_i x_i \quad (15)$$

$$\mu_i = \mu_{max,i} \cdot \frac{T(80-T)}{1600} \cdot \frac{S_i}{K_{s,i} + S_i} - \delta \quad \text{falls } c_{O_2} > 0 \quad (16)$$

$$\mu_i = 0 \quad \text{falls } c_{O_2} = 0 \quad (17)$$

mit

$$S_1 = s_1 \quad S_2 = s_1 + s_2 \quad S_3 = S_4 = s_1 + s_2 + s_3 \quad (18)$$

$i = 1$ (Bakterien), 2 (Aktinomyzeten), 3 (Braunfäulepilze), 4 (Weißfäulepilze),

$j = 1$ (Zucker&Stärke), 2 (Hemizellulose), 3 (Zellulose), 4 (Lignin),

x_i	Konzentration der Organismen i , kg/kg Rottegut
s_j	Konzentration von Substrat j , kg/kg Rottegut
S_i	Gesamtkonz. wachstumsbestimmender Substrate für Organismen i , kg/kg Rottegut
$K_{s, i}$	Sättigungskonstante für Organismen i , kg/kg Rottegut
μ_i	mikrobielle Wachstumsrate für Organismen i , h^{-1}
$\mu_{max, i}$	maximale Wachstumsrate für Organismen i , h^{-1}
δ	mikrobielle Sterberate, h^{-1}
Y	Ertragskoeffizient, kg Organismen/kg Substrat
T	Prozeßtemperatur, °C

Entsprechend gilt für die Substratzehrung

$$\frac{ds_4}{dt} = -\frac{1}{Y} \cdot \frac{s_4}{s_1 + s_2 + s_3 + s_4} \cdot \frac{dx_4}{dt} \quad (19)$$

$$\frac{ds_3}{dt} = -\frac{1}{Y} \left(\frac{s_3}{s_1 + s_2 + s_3} \cdot \frac{dx_3}{dt} + \frac{s_4}{s_1 + s_2 + s_3 + s_4} \cdot \frac{dx_4}{dt} \right) \quad (20)$$

$$\frac{ds_2}{dt} = -\frac{1}{Y} \left(\frac{s_2}{s_1 + s_2} \cdot \frac{dx_2}{dt} + \frac{s_2}{s_1 + s_2 + s_3} \cdot \frac{dx_3}{dt} + \frac{s_2}{s_1 + s_2 + s_3 + s_4} \cdot \frac{dx_4}{dt} \right) \quad (21)$$

$$\frac{ds_1}{dt} = -\frac{1}{Y} \left(\frac{dx_1}{dt} + \frac{s_1}{s_1 + s_2} \cdot \frac{dx_2}{dt} + \frac{s_1}{s_1 + s_2 + s_3} \cdot \frac{dx_3}{dt} + \frac{s_1}{s_1 + s_2 + s_3 + s_4} \cdot \frac{dx_4}{dt} \right) \quad (22)$$

damit für die Bioprozeß-CO₂-Entwicklung:

$$\frac{dn_{CO_2}^{bio}}{dt} = c_c \frac{MM_{CO_2}}{M_c} (Y-1) \left(\frac{ds_1}{dt} + \frac{ds_2}{dt} + \frac{ds_3}{dt} + \frac{ds_4}{dt} \right) M \quad (23)$$

- mit
- c_c Masse-Konzentration Kohlenstoff in den Substraten (ca. 0,44)
 - MM Molmassen von CO₂ bzw. C
 - M Masse Rottegut, kg

Die Details der Gleichungen zur Kinetik tragen folgenden biologischen Fakten Rechnung:

(a) Temperaturabhängigkeit mikrobiellen Wachstums

Unter den Bedingungen der Kompostierung ist Organismenwachstum ist auf den Bereich 0 - 80°C beschränkt. Der Temperaturfaktor in Gl. 16, der Werte zwischen 0 und 1 annimmt und das Wachstumsoptimum auf 40°C legt, soll dies ausdrücken. Der gewählte Term ist die einfachstmögliche Mittelung über die faktisch zwischen den Organismenarten stark variierenden Formen der Temperaturabhängigkeit des Wachstums.

(b) Substratabhängigkeit mikrobiellen Wachstums

Die Substratabhängigkeit des Wachstums ist in Gl. 16 im Sinne einer MICHAELIS-MENTEN-Kinetik beschrieben, in der Mikrobiologie als MONOD-Kinetik bezeichnet. Der Term trägt der Tatsache Rechnung, daß Wachstumsraten bei großem Ressourcenangebot nicht unbegrenzt steigen, Mikroorganismen andererseits bei beliebig geringen Substratkonzentrationen lebensfähig sind.

Der MONOD-Ansatz offeriert zwei Vereinfachungen für Grenzfälle:

- a) nicht-substratlimitiertes Wachstum: $\mu = const.$ für $S \gg K_S$
- b) Wachstum als Reaktion 1. Ordnung: $\mu = k S$ für $S \ll K_S$

Zur Beschreibung von Kompostierungsprozessen erwiesen sich diese Ansätze als unzureichend, die tatsächlichen Verhältnisse liegen zwischen den Extremen. Eine Deutung der MICHAELIS-MENTEN-Kinetik der Kompostierung nach Modellen der chemischen Reaktionskinetik geben WHANG & MEENAGHAN (1980).

(c) Aerob-anaerob-Alternative des Stoffwechselwegs

Die Fallunterscheidung zwischen Gl. 16 und 17 reflektiert, daß Sauerstoffabhängigkeit des Wachstums erst weit unterhalb atmosphärischer Konzentration (21%) zu bemerken ist. Bei vollständiger Sauerstoffauszehrung stellen die aeroben Organismen ihr Wachstum ein. Bei gelegentlicher Unterbrechung der Sauerstoffverfügbarkeit über wenige Stunden können sich anaerobe Kulturen nicht zu hinreichender Populationsgröße entwickeln, um nennenswerte Anteile an der Stoffwandlung zu erreichen. Im Modell wird Sauerstoffauszehrung mit Wachstumstillstand beantwortet.

(d) Substrat-spezialisten und -generalisten unter den Mikroorganismen

Die Unterscheidung von s_j und S_j trägt der Tatsache Rechnung, daß das Wachstum der Generalisten (Aktinomyzeten, Braunfäulepilze, Weißfäulepilze) von mehreren Substraten abhängig ist (Gl. 16). Sie nutzen die von ihnen verwertbaren Substrate im Verhältnis der aktuellen Substratkonzentrationen s_j , ohne Präferenz unter den Substraten (Gln. 19-22). Eine Modellhypothese.

(e) Bedingte Abbaubarkeit von Lignin

$S_4 = S_3$ in Gl. 18 reflektiert, daß Lignin nur in Kombination mit anderen Substraten abbaubar ist (KIRK & FARRELL 1987). Sind alle anderen Substrate ausgezehrt, stoppen Lignolytenwachstum und Ligninabbau.

(f) Nachfolgende Trophiestufen

Diese zum Stoff- und Wärmehaushalt quantitativ weniger beitragenden Stufen werden nicht durch explizite Einbeziehung konsumierender Organismen im Modell berücksichtigt, sondern durch summarische Erfassung des Übergangs von Organismen der 1. Trophiestufe zu Huminstoffen. Die mikrobielle Sterberate ist δ das Maß für diesen Übergang. Die Huminstoffe bilden sich in erster Näherung proportional zur Mikroorganismenmasse, gleich ob sie vermittels höherer trophischer Ebenen entstehen oder als "By-Produkt" des Stoffwechsels der Mikroorganismen der 1. Trophiestufe. Im Modell wird verlorene Organismenmasse mit gewonnener Huminstoffmasse gleichgesetzt:

$$\frac{dm_{\text{Huminstoffe}}}{dt} = \delta (m_{\text{Bakterien}} + \dots + m_{\text{Weißfäulepilze}}) \tag{24}$$

Verbleibende Komponente des Systems sind die Mineralstoffe. Sie umfassen alle anorganischen Feststoffe und sind biologisch inert. Für die Masse des Rotteguts, die Bezugsgröße für alle Konzentrationen x_i , s_j und S_j , gilt damit:

$$M = m_{\text{Kohlenhydrate}} + m_{\text{Hemizellulose}} + m_{\text{Zellulose}} + m_{\text{Lignin}} + m_{\text{Huminstoffe}} + m_{\text{Bakterien}} + m_{\text{Aktinomyzeten}} + m_{\text{Braunfäulepilze}} + m_{\text{Weißfäulepilze}} + m_{\text{Mineralstoffe}} + m_{\text{H}_2\text{O}} \tag{25}$$

$(M - m_{\text{H}_2\text{O}})$ stellt die *Trockenmasse* dar, auf die Konzentrationsangaben häufig bezogen werden, z. B. zum Glührückstand bzw. Aschegehalt. Während der *Glührückstand* als Anhaltspunkt für den Mineralstoffgehalt eines Rotteguts gilt, dient dessen Komplement *Glühverlust* bzw. flüchtige Substanz als Anhaltspunkt für den Gehalt eines Rotteguts an organischer Substanz, die Summe von Substraten, Huminstoffen und Organismen. In den Begriffen dieses Modells gilt

$$\begin{aligned} \text{Glühverlust} &= 100\% \times (m_{\text{Zucker\&Stärke}} + \dots + m_{\text{Weißfäulepilze}}) / \text{Trockenmasse} \quad \text{mit} \\ \text{Glühverlust} + \text{Glührückstand} &= 100\% \end{aligned}$$

Für die Kennzeichnung der Rottegutkonsistenz sind aber auch auf die Gesamtmasse M bezogene Konzentrationen c_i in Masse-% aussagekräftig,

$$c_i = 100\% \times m_i / M \tag{26}$$

insbesondere $c_{\text{H}_2\text{O}}$, der Rottegut-Wassergehalt.

4. Modellparameter

Der Substratabbau der 1. Trophiestufe besteht nach diesem Modell aus 4 parallelen Prozessen, die über die Substratkonzentrationen und die Temperatur miteinander gekoppelt sind. Diese parallelen Prozesse sind experimentell kaum trennbar. Die Beobachtung des Abbaus einzelner stofflicher Komponenten erfordert besonderen

Aufwand, z. B. ^{15}N -Tracertechnik (PAUL 1992). Noch problematischer scheint es, den Wachstumsverlauf einzelner Organismenpopulationen aufzunehmen. Um geeignete kinetische Parameter $\mu_{max, i}$, K_S, i und Y zu erhalten, bleibt nur die Möglichkeit, diese gemeinsam und gleichzeitig anzupassen. Statistische Methoden der Datenanpassung setzen Modelle mit bedeutend weniger Parametern voraus (RICHTER & SÖNDGERATH 1990). Daher wurden im vorliegenden Fall die Parameter durch systematische Variation über Rückkopplung mit simulierten Prozessen angepaßt. Dies gelingt, da alle Parameter weitgehend unabhängig voneinander bestimmte Kurvenabschnitte der resultierenden Zeitreihen beeinflussen, die Anpassung einzelner Parameter also weitgehend separat erfolgen kann.

Kriterien der Anpassung können alle routinemäßig als Zeitreihen direkt meßbaren Parameter sein:

- Prozeßtemperatur, Masse und Volumen des Rotteguts
- CO_2 -Konzentration der Rotteabluft
- Wassergehalt des Rotteguts, Glühverlust, Reifegrad.

Aus Daten zum Reifegrad, die den Fortschritt der Huminstoffbildung widerspiegeln, wurde der Parameter δ abgeschätzt. Zu experimentellen Zeitreihen bleibt anzumerken, daß sie die Stoffwandlungskinetik nicht nur indirekt reflektieren, sondern i.a. noch von stochastischen Effekten überlagert sind, die der Präzision abgeleiteter Daten Grenzen setzen. Zur Parametergewinnung dieses Modells sind experimentell erfaßte Kompostierungsprozesse unterschiedlicher stofflicher und technologischer Ausrichtung herangezogen worden. Ergebnis ist eine Parameter-Kombination, die zur Simulation eines breiten Variantenspektrums der Kompostierung geeignet sein sollte (Tab. 1). Die erreichte Güte des Modells einschließlich Parametersatz mag anhand Beispiel 4 bzw. Abb. 4 beurteilt werden.

Die ermittelten Parameter zum mikrobiellen Wachstum belegen das bekannte Phänomen, daß die Wachstumspotentiale der Feststoff-Fermentation deutlich geringer als die der Flüssig-Fermentation sind: Organismen der Flüssigkultur weisen zum Teil mehrfach höhere maximale Wachstumsraten auf. Die höheren K_S -Werte sind als biologische Anpassung an die gegebenen hohen Substrat-Konzentrationen zu erklären.

Teil der Parametergewinnung mußte auch der Anfangsbesatz an Organismen sein, der analytisch kaum zu ermitteln ist. Im Ergebnis zeigte sich, daß deutliche Unterschiede zwischen den Organismen bestehen: die mehr auf Zucker&Stärke-Konsumption spezialisierten Organismen wachsen zwar schneller, sind jedoch in ihrem natürlichen Vorkommen, in Biomasse-Konzentration gemessen, ihren Konkurrenten um Zehnerpotenzen unterlegen (Tab. 2).

Tab. 1: Parameter der mikrobiellen Wachstumskinetik zur Simulation des Kompostierungsprozesses.

Tab. 1: Parameters of microbial growth kinetics for simulation of the composting process.

	$\frac{\mu_{max}}{h^{-1}}$	$\frac{K_S}{Ma. \%}$	konsumierbare Substrate
Bakterien	0,2	2	Zucker&Stärke
Aktinomyzeten	0,1	2	Zucker&Stärke, Hemizellulose
Braunfäulepilze	0,05	2	Zucker&Stärke, Hemizellulose, Zellulose
Weißfäulepilze	0,03	2	Zucker&Stärke, Hemizellulose, Zellulose, Lignin
$\delta = 0,001 h^{-1} \quad Y = 0,2 \text{ kg/kg}$			

5. Anwendungen des Modells zur Prozeßsimulation

Das komplette Modell aus Gleichungen 1-26 stellt ein System von 12 nichtlinearen gewöhnlichen Differentialgleichungen in den zeitabhängigen Variablen

$$\{m_{\text{Zucker\&Stärke}}, \dots, m_{\text{Lignin}}, m_{\text{Huminstoffe}}, m_{\text{Bakterien}}, \dots, m_{\text{Weißfäulepilze}}, m_{\text{H}_2\text{O}}, m_{\text{CO}_2}, T\}$$

und den davon über algebraische Gleichungen ableitbaren Variablen

$$\{M, V, Q, x_1, \dots, x_4, s_1, \dots, s_4, dm_{\text{CO}_2}^{\text{bio}}/dt, dm_{\text{H}_2\text{O}}^{\text{bio}}/dt, dQ_{\text{bio}}/dt, \dots\}$$

dar. Zeitabhängige Parameter des Systems sind $\{T_{\text{Umgebung}}, T_{\text{Zuluft}}, f, dV_{\text{Zuluft}}/dt\}$, ein konstanter Parameter ist z. B. $m_{\text{Mineralstoffe}}$. Das System ist in Normalform überführbar und numerisch als Anfangswertproblem lösbar. Die große Anzahl wechselwirkender Größen erfordert die Darstellung einer Lösung in mehreren Diagrammen. Für die in Abbildungen 2-4 dargestellten Prozesse ist eine Aufteilung der Parameter und Variablen in

Diagramm (a): physikalische Zustandsgrößen (T_{Umgebung} , T_{Zuluft} , T , M , V),

Diagramm (b): Stoff- und Wärmeübertragung

($dm_{\text{H}_2\text{O}}^{\text{Zuluft}}/dt$, $dm_{\text{H}_2\text{O}}^{\text{Abluft}}/dt$, $dm_{\text{H}_2\text{O}}^{\text{bio}}/dt$, dQ_{Zuluft}/dt , dQ_{Abluft}/dt , dQ_{bio}/dt , dQ_{Umgebung}/dt , dV_{Zuluft}/dt)

Diagramm (c): Mikroflora-wachstum und -atmung ($dm_{\text{Bakterien}}/dt, \dots, dm_{\text{Weißtäuelpilze}}/dt$, c_{CO_2}) und

Diagramm (d): Rottegutkonsistenz ($c_{\text{H}_2\text{O}}$, $c_{\text{Mineralstoffe}}$, $c_{\text{Zucker\&Stärke}}$, $c_{\text{Weißtäuelpilze}}$, $c_{\text{Huminstoffe}}$)

vorgenommen. Deren gemeinsame Zeit-Koordinate ist nur in (d) als Achsentext benannt. Für alle dargestellten Prozessen gilt die Legende in Abb. 3: dort mit * gekennzeichnete Variablen sind im Maßstab der rechten Diagramm achse dargestellt. In (b) sind alle zur Wasserbilanz gehörenden Variablen mit durchgezogenen Linien, zur Wärmebilanz gehörenden Variablen mit gestrichelten Linien dargestellt. *Wassereintrag_Zuluft* und *Wasseraustrag_Abluft* sind nicht gesondert ausgezeichnet, da die oberhalb verlaufende Kurve stets als *Wasseraustrag_Abluft* zu identifizieren ist. Gleiches gilt für *Wärmeeintrag_Zuluft* und *Wärmearustrag_Abluft*. Für (c) ist die Form eines Summendiagramms gewählt, da so gleichzeitig die Bioprozeß-CO₂-Bildung angezeigt wird: die Bioprozeß-CO₂-Bildung ist der Summe der Wachstumsintensitäten und der Summe der Substratzehrungsintensitäten proportional (Gl. 23). (d) ist ebenfalls ein Summendiagramm, in dem jeweils Substrat und adaptierte Mikroorganismenart gleiche Kennzeichnung tragen.

Beispiel 1: Simulation eines Kompostierungsprozesses

Hier soll zunächst demonstriert werden, wie sich bekannte Phänomene in der Simulation widerspiegeln und so in den Modellvoraussetzungen eine ursächliche Erklärungsmöglichkeit finden. Dazu dient die Simulation eines Kompostierungsprozesses im 1-m³-Maßstab. Zugrundegelegt sind die Parameter des mikrobiellen Wachstums von Tabelle 1, alle weiteren Vorgabengrößen nennen Tabelle 2 und Tabelle 3. Die für den Komposter in Tabelle 2 gewählten wärmephysikalischen Daten kennzeichnen einen mäßig isolierten Behälter. Zuluft- und Umgebungstemperatur entsprechen Verhältnissen in Hallen. Das Rottegut in Tabelle 3 sei ein Gemisch aus Grüngut und Stroh, das den Idealbedingungen der Kompostierung - lockere Struktur bei hohem Substratgehalt - nahekommt. Die gewählten Konzentrationsangaben müssen nicht repräsentativ sein, da das Verfahren ein sehr breites Konzentrationsspektrum zuläßt. Die Zuluft sei wasserdampfgesättigt, die Unterschiede zu ungesättigter Luft fallen bei 20 °C nicht ins Gewicht, wovon ein Vergleich zwischen *Wassereintrag_Zuluft* und *Wasseraustrag_Abluft* in (b) überzeugt.

Abb. 2 zeigt den simulierten Prozeßverlauf. Unter (a) findet man einen schnellen Anstieg der Prozeßtemperatur bis gegen 75 °C; die Temperaturkurve zeigt ferner, daß der Prozeß nach 11 Tagen bereits endet, weil das Substrat aufgezehrt ist. Charakteristisch sind Volumen- und Massereduktion. Unter (b) fällt besonders der große Austrag von Wasser mit der warmen Abluft auf, der die Bioprozeßwasserbildung um ein Mehrfaches übersteigt. Dagegen wird die Bioprozeßwärme nur zum Teil mit der Abluft ausgetragen, ca. ein Drittel geht über die Komposteroberfläche an die Umgebung verloren mit entsprechenden Konsequenzen für die Trocknung des Rotteguts. Dazu sei angemerkt, daß die Wärmeverluste bei Maßstabsvergrößerung prozentual abnehmen. Unter (d) findet man zunächst, daß der Wassergehalt in Masse-% nahezu konstant bleibt: wegen der Massereduktion des Rotteguts ist der absolute Wasseraustrag im Prozeßresultat dennoch erheblich. Dementsprechend nimmt der Anteil der Mineralstoffe zu, deren absolute Menge unverändert bleibt. Zucker&Stärke, Hemizellulose und Zellulose werden innerhalb von 8 Tagen vollständig abgebaut. Der Ligninabbau bleibt unvollkommen. Die Mikroflora entwickelt sich und würde in der Praxis als Myzel sichtbar werden. Die Huminstoff-Bildung steht nach 14 Tagen noch ganz am Anfang. Sie wäre Gegenstand einer Nachrotte zur Reifung des Komposts, die im Unterschied zur hier simulierten Hauptrotte im Prinzip keinen Luftaustausch mehr benötigt.

Wie realistisch ist diese Simulation? Die Dynamik der physikalischen Zustandsgrößen oder der Wasserbilanz ist mit der experimentellen Erfahrung vereinbar. Nicht erreicht wird in der Praxis die vollständige Wandlung der leicht abbaubaren Komponenten innerhalb der Hauptrotte. Dieser Widerspruch mag aus einer zu einfachen Formulierung der Abbaukinetik durch Gleichungen vom MONOD-Typ herrühren. Wahrscheinlichere Ursache ist aber wohl die begrenzte praktisch erreichbare Homogenität des Rotteguts, verbunden mit lokaler Abbauverzögerung wegen Sauerstoff- und Nährstoffmangel.

Beispiel 2: Wirkung der Startkultur auf den Prozeß

Eine erste Variante zu Beispiel 1 ist in Abbildung 2 (rechts) dargestellt. Einzig veränderte Vorgabeparameter sind die Anfangskonzentrationen der Organismen, die hier 5-fach höher sind. Der damit simulierte Prozeß startet etwas schneller, weist aber im ganzen nur unbedeutende Unterschiede zum Vergleichsprozeß (Abb. 2, links) auf. Dies erklärt einerseits die Unempfindlichkeit des Modellparameters *Organismen-Anfangskonzentra-*

tion für die Simulation, andererseits die praktisch geringe Abhängigkeit eines Kompostierungsprozesses vom zufälligen Anfangsbesatz an Organismen.

Beispiel 3: Wirkung einer Intervallbelüftung

In einer zweiten Variante zu Beispiel 1 wird eine Intervallbelüftung simuliert, ein periodisch unterbrochener Luftaustausch im Rottegut. Dieses Prinzip findet Anwendung z. B. in periodisch rotierenden Rottetrommeln oder periodisch umgesetzten Mieten. Vorliegendes Beispiel simuliert einen Prozeßverlauf unter der Voraussetzung von 3-Stunden-Intervallen mit Luftzufuhr von $2 \text{ m}^3/\text{h}$ bzw. Luftstillstand. Während des Luftstillstands kommt das Wärme-Isolationsvermögen ruhender Luft zum Tragen, und der Wärmeübergang an die Umgebung wird vernachlässigbar. Abbildung 3 zeigt den Prozeßverlauf, wobei sich die Darstellung in (b) und (c) auf einen zeitlichen Ausschnitt von $3 \frac{1}{2}$ Tagen (Skalierung der Zeitachse!) und je eine Variable beschränkt. In (d) wird ausgewiesen, wie dieser Prozeß in der Konsequenz zu weiterer Wassergehalt-Abnahme bzw. Rottegut-Trocknung gegenüber der Vergleichsvariante (Abb. 2, links) führt. Die zeitliche Dehnung des Prozesses resultiert aus wiederholter Sauerstoffauszehrung während der Abstellintervalle, ausgewiesen durch CO_2 -Konzentrationen von 21% in (c). Das Beispiel demonstriert, innerhalb welcher kurzer Zeiträume der Sauerstoffvorrat eines Rotteguts ohne Luftaustausch verbraucht sein kann.

Beispiel 4: Ein Experiment und seine Simulation im Vergleich

Ein früher beschriebenes Experiment (KAISER & SOYEZ 1990) soll hier nochmals zu einem Modell-Realitäts-Vergleich genutzt werden. In diesem Experiment wurde der Rotteverlauf eines Grüngut-Stroh-Gemischs von anfänglich 106 kg und 60% Wassergehalt in einem $0,7\text{-m}^3$ -Komposter verfolgt. Dabei wurde der Luftaustausch durch Intervallbelüftung im Tag-Nacht-Rhythmus mit Zuluftstrom von $2 \text{ m}^3/\text{h}$ bewirkt (Abb. 4b). Meßtechnisch erfaßt wurden Prozeßtemperatur sowie CO_2 -Konzentration der Abluft im 2-stündlichen Abstand. Lücken in der CO_2 -Reihe resultieren daraus, daß die Messung nur bei laufendem Luftstrom möglich war.

Die Meßdaten zeigt Abbildung 4 im Kontext des simulierten Prozesses. Der simulierte Prozeß basiert wiederum auf den kinetischen Parametern von Tabelle 1, den technischen Parametern von Tabelle 2 sowie den Rottegutparametern von Tabelle 3. Lediglich die Substratkonzentrationen wurden niedriger angesetzt, da die CO_2 -Daten offensichtlich auf ein weniger organische Substanz enthaltendes Rottegut hinweisen. Der Startgeschwindigkeit wird mit höherer Anfangskonzentration an Organismen entsprochen.

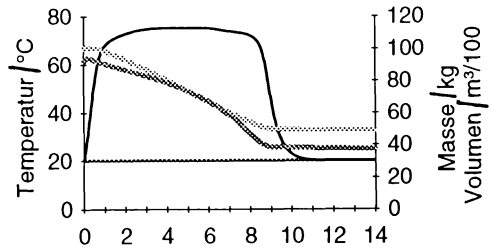
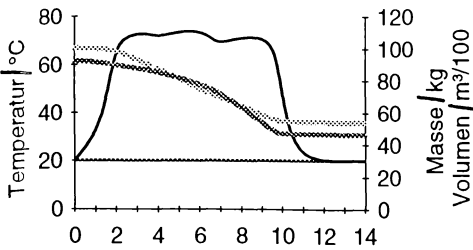
Welche Phänomene werden in der Gegenüberstellung sichtbar? Die experimentellen Daten weisen gerade bei Vergleich mit der Simulation auf eine charakteristische Überlagerung des Prozeßverlaufs durch Zufallseffekte hin, deren Ausmaß die prinzipiellen Vertrauensgrenzen von Schlußfolgerungen aus einem deterministischen Prozeßmodell anzeigt. Bemerkenswert ist die in Experiment und Simulation übereinstimmend ausgewiesene Tatsache, daß bei Einstellung der Luftzufuhr der Kompostierungsprozeß praktisch ungebremst weitergeht, bis der Sauerstoff ausgezehrt ist, was anhand einer CO_2 -Konzentration von 21% in (c) ablesbar ist. Die gleichfalls übereinstimmend ausgewiesenen Phasen konstanter hoher Temperatur bei vollständiger Sauerstoffauszehrung bekräftigen die Wirksamkeit der Wärme-Isolation durch das Rottegut selbst. Letztlich weist das Beispiel darauf hin, daß die Anzahl interessierender Prozeßgrößen, die verfolgt werden können, in der Simulation ungleich größer ist als in jedem Experiment. So ist es in diesem Falle möglich, aus nur 2 vermessenen Zeitreihen über die Simulation eine Vorstellung vom zeitlichen Verlauf der Rottegutkonsistenz-Wandlung zu gewinnen (d).

Tab. 2: Spezielle technische Parameter zur Simulation von Kompostierungsprozessen: 1-m^3 -Komposter.

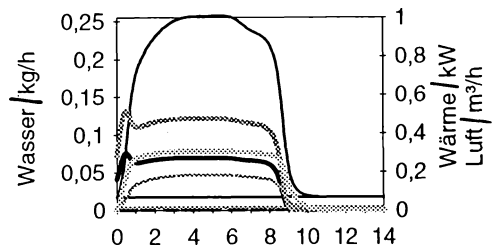
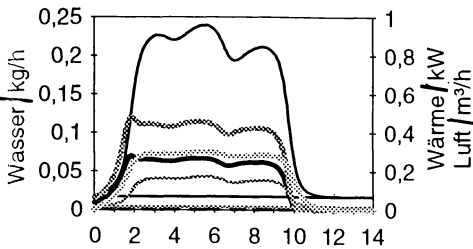
Tab. 2: Special technological parameters for simulation of composting processes: 1-m^3 -composter.

$C_{\text{Komposter}}$	80
$\frac{\text{kJ}}{\text{K}}$	
u	20
$\frac{\text{kJ}}{\text{Kh}}$	
$\frac{dV_{\text{Zuluft}}}{dt}$	1
$\frac{\text{m}^3}{\text{h}}$	
$T_{\text{Umgebung}}, T_{\text{Zuluft}}$	20
$^{\circ}\text{C}$	

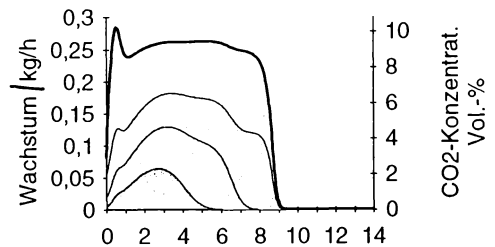
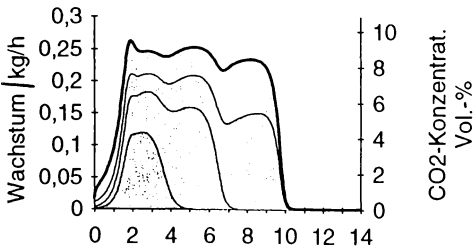
(a) Physikalische Zustandsgrößen



(b) Stoff- und Wärmeübertragung



(c) Mikroflora-wachstum und -atmung



(d) Rottegutkonsistenz

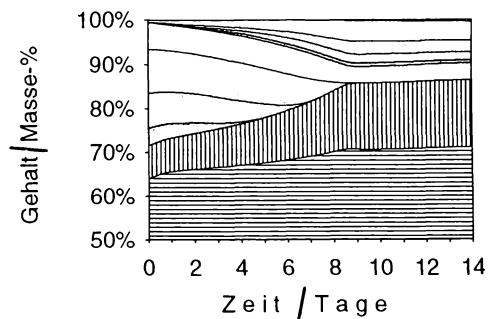
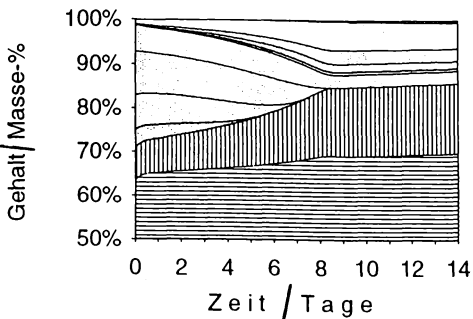


Abb. 2: Simulation der Ökosystemdynamik eines Kompostierungsprozesses im 1-m³-Komposter: Startkultur natürlich (links) und 5-fach angereichert (rechts).

Fig. 2: Simulation of ecosystem dynamics of a composting process in a 1-m³-composter: initial culture naturally (left), and 5-fold enriched (right).

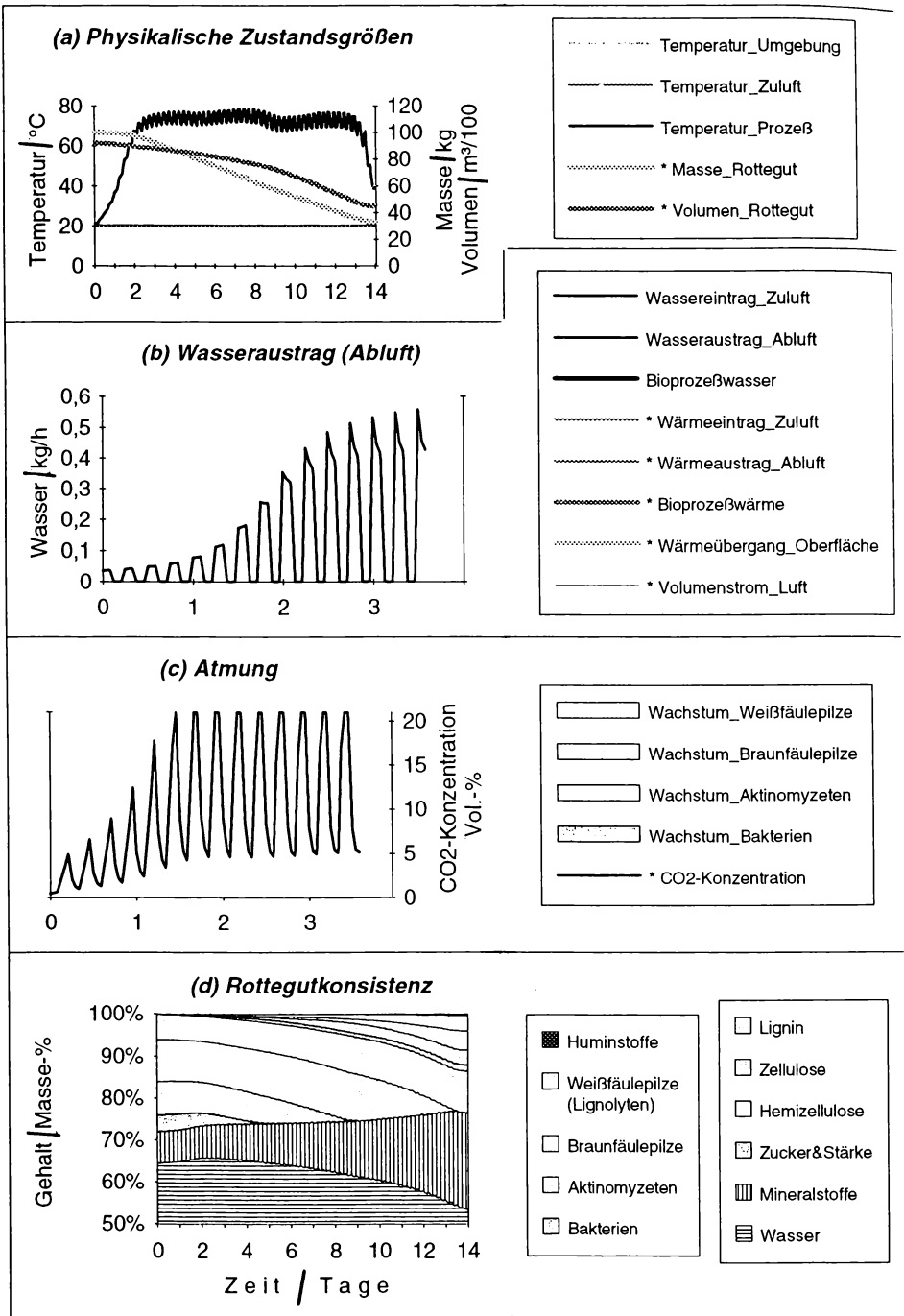


Abb. 3: Simulation der Ökosystemdynamik eines Kompostierungsprozesses im 1-m³-Komposter: Intervallbelüftung.

Fig. 3: Simulation of ecosystem dynamics of a composting process in a 1-m³-composter: interval airtion.

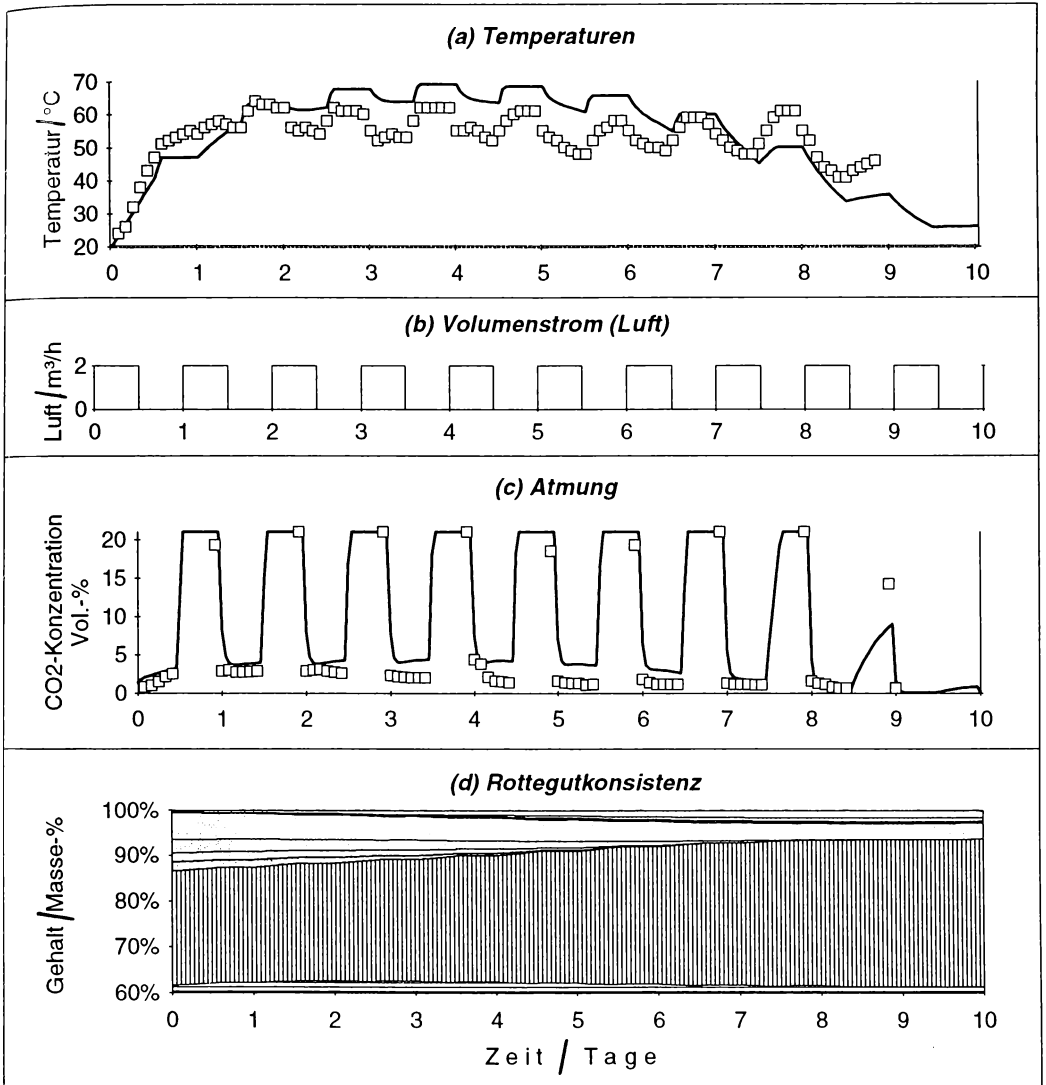


Abb. 4: Dynamik eines Kompostierungsprozesses in Experiment und Simulation: 0,7-m³-Komposter, Intervallbelüftung. □: experimentelle Daten nach KAISER & SOYEZ (1990).

Fig. 4: Dynamics of a composting process in experiment and simulation: 0.7-m³-composter, interval airtion. □: experimental data from KAISER & SOYEZ (1990).

Tab. 3: Spezielle Rottegut-Parameter zur Simulation von Kompostierungsprozessen: Grüngut-Stroh-Gemisch.
Tab. 3: Special material parameters for simulation of composting processes: horticultural residues/straw-mixture.

	c_i		ρ_i kg/m ³	c_i^{spec} kJ/kgK
	Masse-%			
	Beispiel 1-3	Beispiel 4		
Zucker&Stärke	4	2	1000	2,3
Hemizellulose	8	2	200	2,3
Zellulose	10	3	50	2,3
Lignin	6	6	10	2,3
Huminstoffe	0	0	20	2,3
Mineralstoffe (Asche)	7,5	25	1000	0,8
Bakterien	0,001	0,004	1000	4,2
Aktinomyzeten	0,004	0,016	200	4,2
Braunfäulepilze	0,02	0,08	50	4,2
Weißfäulepilze	0,1	0,4	20	4,2
Wasser	64,48	61,9	1000	4,2
Gesamtmasse / kg	100	106		

6. Schlußfolgerungen

Das vorgestellte Modell erklärt nicht nur Funktionsprinzipien des Kompostierungsprozesses, sondern ist auch realitätsnah genug für quantitative Aussagen zu wesentlichen Prozeßaspekten. Die Präzision der Simulation steht im Verhältnis zum Ausmaß der Zufallsbestimmtheit realer Kompostierungsprozesse. Der Wert des Modell besteht darüber hinaus darin, daß es die Darstellung von Detailvorgängen einschließt, die der meßtechnischen Erfassung schwer zugänglich sind. Die Simulationsergebnisse stützen weitgehend die Modellvoraussetzungen, insbesondere die Darstellung des Kompostierungsprozesses als substrat- und temperaturdefinierte Feststoff-Fermentation mit substratadaptierten Mikroflorakomponenten.

Es bleibt auf die Grenzen des Modells hinzuweisen: einige in der Praxis zu beobachtende Erscheinungen wie unvollständiger oder wesentlich verzögerter Substratabbau, Methanbildung oder CO₂-Konzentrationen >21% lassen sich mit diesem Modell allein nicht nachvollziehen. In solchen Fällen müssen zusätzlichen Ursachen zur Erklärung herangezogen bzw. dem Modell hinzugefügt werden, etwa weitere stoffliche und biotische Komponenten, Inhomogenitäten, Diffusion, anaerober Stoffwechsel oder Inhibierung des mikrobiellen Wachstums. In manchen Fällen mögen Differenzen zwischen experimentellen und Modell-Resultaten auf Reserven in der Prozeßführung durch Homogenisierung, Luft- und Nährstoffversorgung hinweisen.

Literatur

- BEGON, M., HARPER, J.L. & C.R. TOWNSEND, 1990: Ecology - Individuals, Populations, Communities. Kap. 11: Decomposers and Detritivores. - Blackwell, Oxford: 361-389 [dt.: Ökologie - ... Birkhäuser, Basel 1991].
- BETTS, W.B., DART, R.K., BALL, A.S. & S.L. PEDLAR, 1991: Biosynthetics and Structure of Lignocellulose. - In: BETTS, W.B. (ed.), Biodegradation: Natural and Synthetic Materials. - Springer, London: 139-156.
- BIDDLESTONE, A.J., GRAY, K.R. & C.A. DAY, 1987: Composting and straw decomposition. - In: FORSTER, C.F. & D.A. JOHN WASE (ed.), Environmental biotechnology. - Ellis Horwood, Chichester: 135-175.
- BILITEWSKI, B., 1991: Abfallwirtschaft. - Springer.
- CAMPBELL, G.S., 1977: An introduction to environmental biophysics. - Springer, Berlin.
- FINSTEN, M.S., MILLER, C.F. & P.F. STROM, 1986: Waste treatment composting as a controlled system. - In: SCHÖNBORN, W. (ed.), Biotechnology., vol. 8 (Biodegradations.) - VCH, Weinheim: 363-398.
- FISCHER, P. & M. JAUCH, 1988: Kompostierung von Grünrückständen. - Reihe Materialien Bayer. Staatsmin. Landw.
- FÖRSTNER, U., 1991: Umweltschutztechnik. - Springer, Berlin.
- GOTTSCHALL, R., 1985: Kompostierung. - C. F. Müller, Karlsruhe.
- GISI, U., 1990: Bodenökologie. - G. Thieme, Stuttgart.
- HÄRTIG, C. & H. LORBEER, 1993: Phenomenological Principles of Lignin Degradation. - Acta Biotechnol. 13: 31-40.

- JOURDAN, B., 1988: Zur Kennzeichnung des Rottegrades von Müll- und Müllklärschlammkomposten. - Diss. Univ. Stuttgart.
- KAISER, J. & K. SOYEZ, 1990: Simulation der aeroben Rotte mit biotechnischen Modellen. - In: DOTT, W. (ed.), Biologische Verfahren der Abfallbehandlung. - EF, Berlin: 147-156.
- KIRK, T.J. & R.L. FARRELL, 1987: Enzymatic 'combustion': The microbial degradation of lignin. - Ann. Rev. Microbiol. 41: 465-505.
- KNAPP, J.S., 1985: Biodegradation of Celluloses and Lignins. - In: M. MOO-YOUNG (ed.), Comprehensive biotechnology., vol. 4 - Pergamon Press, Oxford: 835-846.
- NAKASAKI, K., KATO, J., AKIYAMA, T. & H. KUBOTA, 1987: A New Composting Model and Assessment of Optimum Operation for Effective Drying of Composting Material. - J. Ferment. Technol. 65: 441-447.
- NIETFELD, H., PRIESACK, E. & F. BEESE, 1992: A model of solute transport and microbial growth in aggregates. - Modeling Geo-Biosphere Processes 1: 1-12.
- PAUL, E.A., 1992: Organic Matter, Decomposition.- In: LEDERBERG, J. (ed.), Encyclopedia of Microbiology, vol. 3. - Academic Press, San Diego: 289-304.
- RICHTER, O. & D. SÖNDGERATH, 1990: Parameter Estimation in Ecology: The Link between Data and Models. - VCH, Weinheim.
- ROBINSON, J.M., 1990: Lignin, land plants, and fungi: Biological evolution affecting Phanerozoic oxygen balance. - Geology 15: 607-610.
- SUKATSCH, D.A. & A. DZIENGEL, 1984: Formelsammlung Biotechnologie. - Bibliomed, Melsungen.
- THOMÉ-KOZMIENSKY, K.J. (ed.), 1983: Kompostierung und Brennstoffgewinnung. - EF, Berlin.
- WIEMER, K. (ed.), 1992: Verfahrenstechnik der Bioabfallkompostierung. - M. Baeza, Witzenhausen.
- WISSEL, C., 1989: Theoretische Ökologie: Eine Einführung. - Springer, Berlin.
- WHANG, D.S. & G.F. MEENAGHAN, 1980: Kinetic Model of the Composting Process. - Compost Science 21, 3: 44-46.

Nomenklatur

nach: Nomenclature Guidelines, 1985: - In: MOO-YOUNG, M. (ed.): Comprehensive biotechnology vol. 4, App. 2: 1161-1164. - Pergamon, Oxford.

Adresse

Jürgen Kaiser, UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Ökosystemanalyse, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1994

Band/Volume: [23_1994](#)

Autor(en)/Author(s): Kaiser Jürgen

Artikel/Article: [Ein Simulationsmodell des Kompostierungsprozesses 339-353](#)