

# Biologisch-biochemische Methoden zur Reifebestimmung von Komposten

L. POPP\*, P. FISCHER\* und N. CLAASSEN\*\*

Eingegangen am 19.03.1998, angenommen am 18.04.1998

## 1 Einleitung

Als Folge der im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (ANONYM. 1994) vorgeschriebenen Verwertung von Abfällen werden große Mengen an Bioabfällen getrennt erfaßt und kompostiert. Bei flächendeckender Einführung der Biotonne ist mit einer jährlichen Menge von fünf bis sechs Millionen Tonnen Kompost zu rechnen (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1995). Für die pflanzenbauliche Verwertung stellt neben der stofflichen Zusammensetzung dieser Komposte ihre Reife den wichtigsten Qualitätsparameter dar. Deshalb wird mit den unterschiedlichsten Ansätzen versucht, die Reife zu bestimmen, wobei jedoch viele Methoden aufwendig und zeitraubend sind und nicht immer den tatsächlichen Zustand der Komposte widerspiegeln (JOURDAN, 1988; EBERTSEDER, 1997). Ziel dieser Arbeit war es infolgedessen, Reifebestimmungsmethoden neu zu entwickeln bzw. bestehende so zu modifizieren, daß der Rottegrad von Komposten schnell, zuverlässig und ohne großen Aufwand ermittelt werden kann. Alle eingesetzten Methoden beruhen auf der Messung biologisch-biochemischer Prozesse und Zustände, die die Kompostreife in Form mikrobieller Aktivität und Qualität der organischen Substanz wiedergeben sollen. Dabei geht man i. a. davon aus, daß mit zunehmendem Rottefortschritt die Stabilität der organischen Substanz ansteigt und die Aktivität der Mikroorganismen abnimmt.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Komposte

Die in den Jahren 1992 bis 1995 untersuchten rund 100 Komposte stammten sowohl aus bayerischen Kompostieranlagen als auch aus Modellversuchen der Bayerischen Landesanstalt für Landtechnik (SCHMIDT, 1994; HELM, 1995). Durch die Unterschiede der Komposte hinsichtlich Mietenart, -größe, Zusammensetzung des Ausgangsmaterials, Alter, Umsetzhäufigkeit und -technik war gewährleistet, daß nahezu das gesamte Spektrum der Kompostproduktion abgedeckt war (Tab. 1 und Tab. 2).

### 2.2 Theoretische Grundlagen und Durchführung der Messungen zur Reifebestimmung

#### 2.2.1 Selbsterhitzungstest von Komposten ( $T_{\max}$ )

Die Selbsterhitzung organischer Substanzen ist die Folge der Freisetzung von Wärme beim oxidativen Umsatz C-haltiger Verbindungen durch Mikroorganismen (NIESE, 1959). Der Selbsterhitzungstest ist aufgrund der in vielen wissenschaftlichen Arbeiten belegten, reproduzierbaren Ermittlung des Rottefortschritts und wegen seiner meßtechnisch leichten Durchführbarkeit die in Deutschland am weitesten verbreitete Reifebestimmungsmethode für Komposte (Bundesgütegemeinschaft Kompost, 1994).

---

\* Dr. LUTZ POPP und Prof. Dr. PETER FISCHER, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, FH Weihenstephan, D-85350 Freising

\*\* Prof. Dr. NORBERT CLAASSEN, Institut für Agrikulturchemie, Georg-August-Universität, D-37075 Göttingen

Tabelle 1: Charakterisierung der Komposte aus Modellversuch M1 (HELM, 1995)

Table 1: Characterization of composts from experiment M1 (HELM, 1995)

Kompost	Mieten-		Bio- abfall %	Zusätze	Alter Wochen	Umsetz- häufigkeit
	Höhe m	Breite m				
1	1,5	3	100	-	3/8/13	7/20/26
2	1,5	3	80	-	3/8/13	7/20/26
3	1,5	3	60	-	3/8/13	7/20/26
4	1,5	3	40	-	3/8/13	7/20/26
5	1,5	3	20	-	3/8/13	7/20/26
6	1,5	3	60	Bakterienpräparat, 10 % Boden	3/8/13	7/20/26
7	1,5	3	60	10 Vol-% Fertigkompost	3/8/13	7/20/26
8	1,5	3	60	-	3/8/13	21/45/51
9	1,5	3	60	-	3/8/13	3/8/13
10	1,5	3	60	-	3/8/13	0/2/3
11	1,5	3	60	-	3/8/13	7/20/26
12	4,0	8	60	-	3/8/13	3/8/13
13	1,5	3	60	1 Gew.- % CaCN <sub>2</sub>	3/8/13	7/20/26
14	1,5	3	60	-	8/13	2/7

Tabelle 2: Charakterisierung der untersuchten Komposte aus Modellversuchen und aus bayerischen Kompostieranlagen der Jahre 1992-1995

Table 2: Characterization of tested composts from composting experiments and from Bavarian compost plants of the years 1992-1995

Parameter	Ausmaß/Art
Bioabfall-Anteil	0-80 %
Strukturmaterial-Anteil	100-20 %
Zusätze	Reifkompost, Gesteinsmehl, tonhaltiger Boden, Kalk, Kalkstickstoff
Umsetzintervall	1-100 Tage
Mietenart/Rotteverfahren	Dreieck, Tafel, Matratze, Box, Trommel
Mietenhöhe	1-4 m
Mietenbreite	2-10 m
Umsetztechnik	Radlader, gezogene und selbstfahrende Umsetzer, Schaufelrad
Kompostalter	2-78 Wochen

Der Selbsterhitzungstest wurde - zum Großteil von EBERTSEDER (1997) - in Übereinstimmung mit den Methodenvorschriften der Bundesgütegemeinschaft Kompost (1994) durchgeführt

### 2.2.2 Maximale Atmungsintensität von Komposten ( $AI_{max}$ )

Der Sauerstoffbedarf bzw. die Atmungsintensität von Komposten nimmt nach einem Anstieg unmittelbar zu Kompostierungsbeginn im weiteren Verlauf der Rotte immer mehr ab und sinkt in durchgerotteten Fertigkomposten auf minimale Werte (NIESE, 1969).

Die Bestimmung der Atmungsintensität der Komposte in der vorliegenden Arbeit erfolgte durch Modifikation der von KOHMANN und FISCHER (1993) beschriebenen Methode. Die Atmung der Mikroorganismen wurde indirekt über den durch Sauerstoffverbrauch verursachten Druckabfall gemessen. Hierzu wurden die Komposte auf eine niedrige Wasserdampfspannung (25-35 hPa) gebracht und auf der Basis von 250 g Trockensubstanz in perforierte Kunststoff-Container eingefüllt. Sowohl die Perforierung als auch ein durch eine besondere Befülltechnik im Zentrum der Kompostprobe erzeugter Hohlraum schufen günstige Voraussetzungen für den Gasaustausch. Die Kompost-Container wurden zusammen mit NaOH (zur Bindung von CO<sub>2</sub>) und H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (zur Bindung von NH<sub>3</sub>) in druckdichte Edelstahlgefäße eingebracht. Unmittelbar vor der Inkubation bei 38 °C erfolgte eine druckneutrale Anreicherung der Gefäßatmosphäre mit Sauerstoff, um die mikrobiellen Prozesse in dem abgeschlossenen System nicht wegen Sauerstoffmangels zum Erliegen zu bringen. Die Druckabnahme wurde während einer 12stündigen Bebrütung kontinuierlich mit Hilfe eines Data-Loggers aufgezeichnet und über die Zustandsgleichung der Gase als maximale Atmungsintensität berechnet.

### 2.2.3 pH-Wert nach 5stündiger anaerober Bebrütung von Komposten (pH<sub>5h</sub>)

Der mikrobielle Abbau von Kohlenhydraten erfolgt über Glucose bis zum Zwischenprodukt Brenztraubensäure. In Abwesenheit von Sauerstoff wird letztere in Gärprozesse eingeschleust, deren Endprodukte zu einem großen Teil wieder organische Säuren sind (SCHLEGEL, 1981; FLEMMING und FAULSTICH, 1995). Anaerober Abbau organischer Substanzen führt folglich zu einer Versauerung, die umso stärker ausfällt, je mehr leicht verwertbare, für Mikroorganismen als Nahrungsgrundlage dienende Kohlenhydrate in einem Substrat vorliegen (JANN et al., 1959; GLINSKI et al., 1992). Kalziumkarbonat, welches in Komposten mit 3-34 % der Trockensubstanz vorhanden ist (FISCHER und JAUCH, 1991; POPP und FISCHER, 1997), puffert zwar den pH-Wert und könnte dadurch zu einer Nivellierung der Ergebnisse führen. Aber gemäß des für karbonathaltige Substrate gültigen Zusammenhangs von pH und CO<sub>2</sub>-Partialdruck und in Anbetracht der unter anaeroben Bedingungen gebildeten großen Mengen an CO<sub>2</sub> (RUBARTH, 1994) kann als Folge einer anaeroben Bebrütung von Komposten der pH-Wert unter 6,1 sinken.

Die Messung des pH-Wertes erfolgte parallel zur Redoxpotentialbestimmung (siehe 2.2.6).

### 2.2.4 Gehalt an löslichem organischem Stickstoff nach Trocknung von Komposten bei 105 °C (N<sub>org105</sub>)

Trocknung von Böden führt bekanntermaßen zu einem Anstieg des Gehaltes extrahierbarer organischer N-Verbindungen (N<sub>org</sub>), der umso höher ausfällt, je humoser und reicher an mikrobieller Biomasse die Böden sind (JAGER und BRUINS, 1975; SPARLING und ROSS, 1988; BAREKZAI und MÜHLING, 1992). Da während der Rotte die Biomasse und die Gehalte an gesamtener wie auch leicht löslicher organischer Substanz von Komposten abnehmen, der Anteil stabiler Huminstoffe dagegen zunimmt (GLAHE, 1961; WITT, 1981; GRUNDMANN, 1990; GARCIA et al., 1991), ist davon auszugehen, daß Trocknung und anschließende Extraktion von Frischkomposten zu einer größeren N<sub>org105</sub>-Ausbeute führt als die von Reifkomposten.

Die Komposte wurden 24 h bei 105 °C getrocknet und anschließend mit 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-Lösung im Verhältnis 1:10 1 h geschüttelt. Die Suspension wurde filtriert, das Filtrat 1:50 bis 1:100 verdünnt und im N-Analyzer (Skalar 5100) auf Ammonium, Nitrat und Gesamt-N untersucht. Der Gehalt von N<sub>org105</sub> ergab sich aus der Differenz von Gesamt-N minus Ammonium-N und Nitrat-N.

### 2.2.5 Dimethylsulfoxid-(DMSO)-Reduktion bzw. Dimethylsulfid-(DMS)-Produktion von Komposten

Die Messung der Reduktion von DMSO gilt als empfindliche und schnelle Methode zur Bestimmung mikrobieller Aktivitäten in Böden, Abwässern und Komposten (ALEF und KLEINER, 1989). Da die DMSO-Reduktion laut Angaben in der Literatur signifikant mit dem Gehalt an organischem C und N, sowie der mikrobiellen Biomasse korreliert ist (ALEF und KLEINER, 1989; SPARLING und SEARLE, 1993), kann angenommen werden, daß frische Komposte aufgrund ihres großen Angebots an verwertbarer organischer Substanz und ihrer starken Belebung mehr DMS freisetzen als reife Komposte.

Die Messung der DMSO-Reduktion erfolgte in Anlehnung an ALEF (1991), jedoch mit einigen Modifikationen: 8 g Kompost-Frischsubstanz wurden in 118 ml-Rollrandflaschen eingewogen, mit 4 ml einer 3,5 %igen DMSO-Tris(hydroxymethyl)-aminomethan-HCl-Lösung versetzt und nach Verschluss mit gasdichten Septen und Aluminiumbördelkappen bei 40 °C im Wasserbad bebrütet. Nach 3 h erfolgte mittels einer gasdichten Spritze die Entnahme eines Aliquots von 200 µl aus der Flaschenatmosphäre und die Analyse auf DMS im Gaschromatographen (Carlo Erba, Fractovap 2200 mit Flammenionisationsdetektor).

### 2.2.6 Redoxpotential nach 5stündiger anaerober Bebrütung von Komposten( $E_{h5h}$ )

Nach Überstauung von Böden mit Wasser kann das Redoxpotential ( $E_h$ ) innerhalb kurzer Zeit stark absinken. Diese Abnahme ist die Folge mikrobiellen Stoffwechselgeschehens und ihr Ausmaß hängt ab von den vorhandenen Kohlenstoffquellen und Puffersubstanzen sowie der Aktivität der Mikroorganismen (HEWITT, 1950; JACOB, 1970; PONNAMPERUMA, 1972; BAILEY und BEAUCHAMP, 1973; FLESSA, 1990). Da Frischkomposte im Gegensatz zu Reifkomposten reich an leicht verwertbaren Kohlenstoff-Verbindungen sind (BUHLMANN, 1977; BANNICK, 1989; GARCIA et al., 1992), ist davon auszugehen, daß das Redoxpotential in Frischkomposten nach Überstauen mit Flüssigkeit und anschließender Bebrütung bei hoher Temperatur tiefer absinkt als in Reifkomposten.

Kompost auf der Basis von 40 g Trockensubstanz wurde in 300-ml-Weithalsflaschen eingewogen und mit abgekochtem und auf 40 °C abgekühltem destilliertem Wasser versetzt, wobei die Summe aus zugegebenem und schon im Kompost vorhandenem Wasser 250 ml betrug. Danach erfolgte in der Suspension die gleichzeitige Messung von Redoxpotential, pH-Wert und Temperatur. Anschließend wurden die Proben zugeschraubt, 5 h im Wasserbad bei 40 °C bebrütet und dabei stündlich auf die genannten drei Parameter untersucht.

Eine ausführliche Beschreibung aller vorgestellten Methoden findet sich bei POPP (1997).

## 3 Ergebnisse

Die Ergebnisse sämtlicher Reifebestimmungsmethoden sind in den Abbildungen 1 und 2 exemplarisch für den Modellversuch M 1 dargestellt. In Abbildung 3 werden die Beziehungen der Reifeparameter aller Komposte zu  $T_{max}$  des Selbsterhitzungstests gezeigt. Der Selbsterhitzungstest wurde deswegen als Bezugsgröße gewählt, weil er in Deutschland als Standardmethode zur Reifebestimmung gilt und sich auch im Modellversuch M1 zeigte, daß sich der Reifeprozeß in Abhängigkeit von der Rottedauer eindeutig in abnehmenden  $T_{max}$ -Werten widerspiegelt (Abb. 1).

Die Temperaturmaxima der Komposte im Selbsterhitzungstest ( $T_{max}$ ) lagen in einem Bereich von 18,3 °C bis 70,6 °C. Bis auf fünf Komposte wies das jüngere Material einer Anlage bzw. einer Versuchsvariante stets eine höhere  $T_{max}$  auf als das ältere.

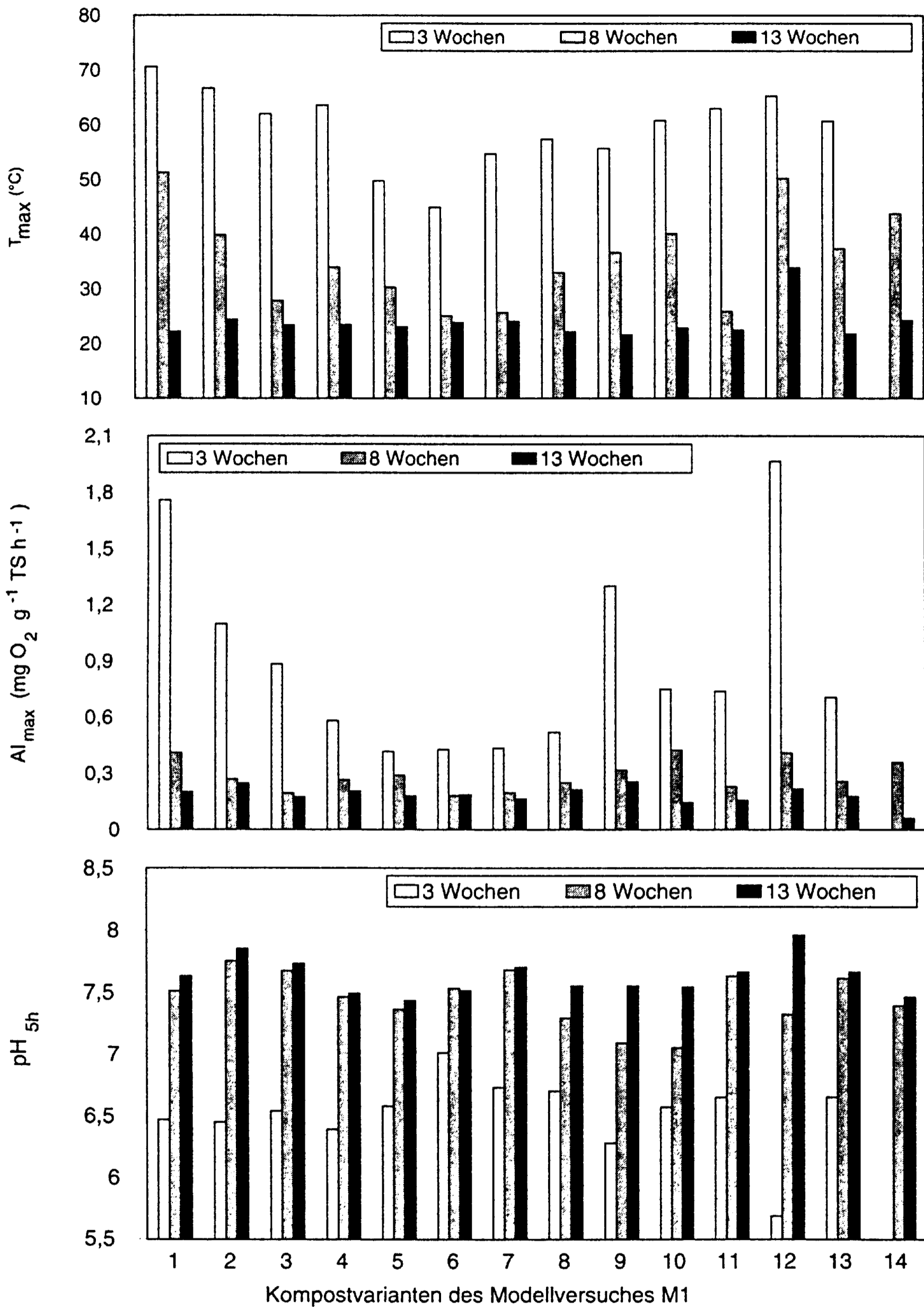


Abbildung 1: Selbsterhitzungsfähigkeit ( $T_{max}$ ), Atmungsintensität ( $AI_{max}$ ) und pH-Wert nach anaerober Bebrütung ( $pH_{5h}$ ) von Komposten aus Modellversuch M1 in Abhängigkeit von der Rottedauer (3, 8 und 13 Wochen)

Figure 1: Self heating capacity ( $T_{max}$ ), maximum respiration intensity ( $AI_{max}$ ) and pH value after five hours of anaerobic incubation ( $pH_{5h}$ ), of composts from experiment M1 as affected by duration of composting (3, 8 and 13 weeks)

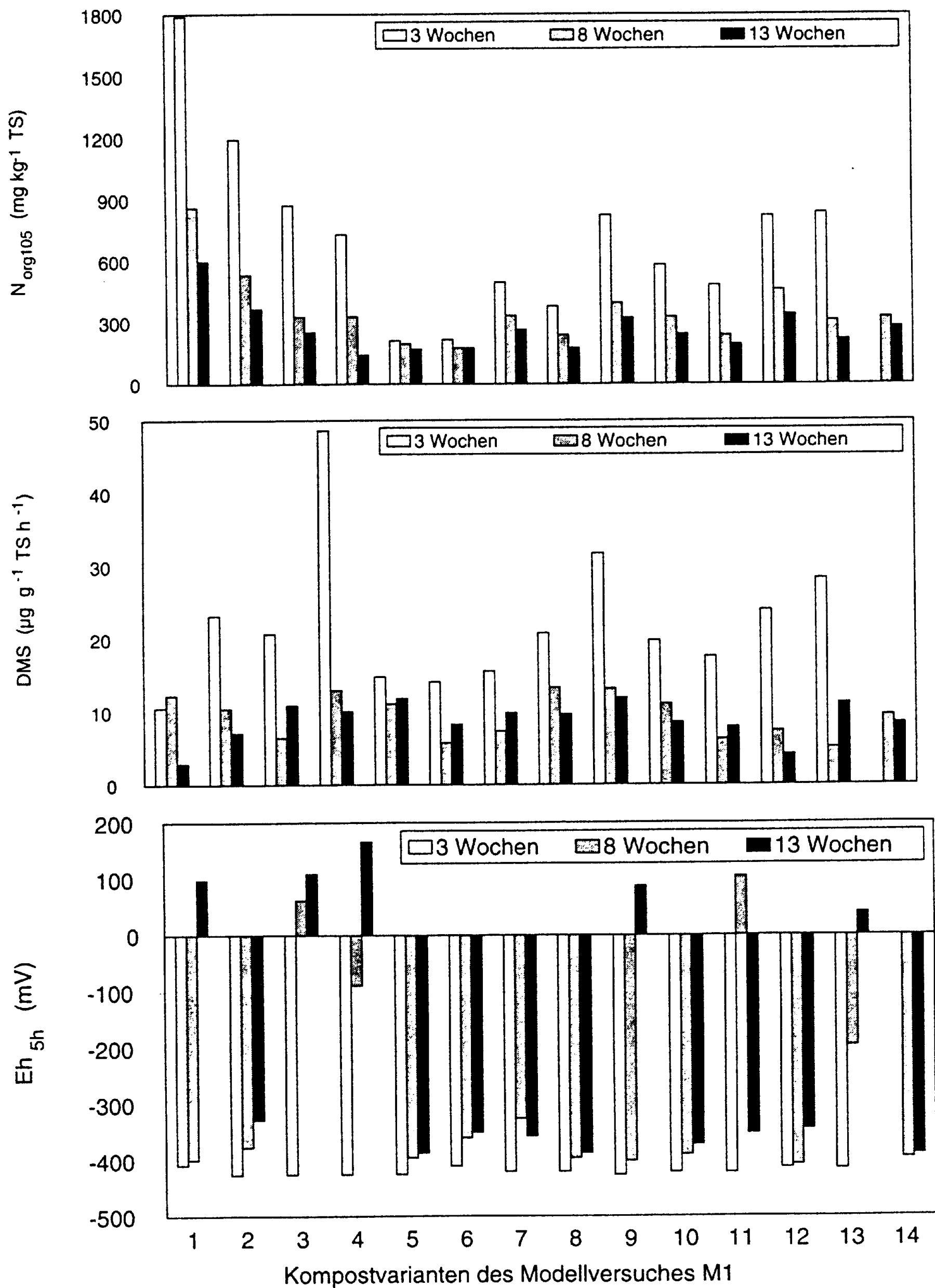


Abbildung 2: Gehalt an löslichem organischem Stickstoff nach Trocknung ( $N_{org105}$ ), Dimethylsulfid-Bildung (DMS) und Redoxpotential nach anaerober Bebrütung ( $Eh_{5h}$ ) von Komposten aus Modellversuch M1 in Abhängigkeit von der Rottedauer (3, 8 und 13 Wochen)

Figure 2: Content of soluble organic N after drying at 105 °C ( $N_{org105}$ ), dimethylsulfide production (DMS) and redoxpotential after five hours of anaerobic incubation ( $Eh_{5h}$ ) of composts from experiment M1 as affected by duration of composting (3, 8 and 13 weeks)

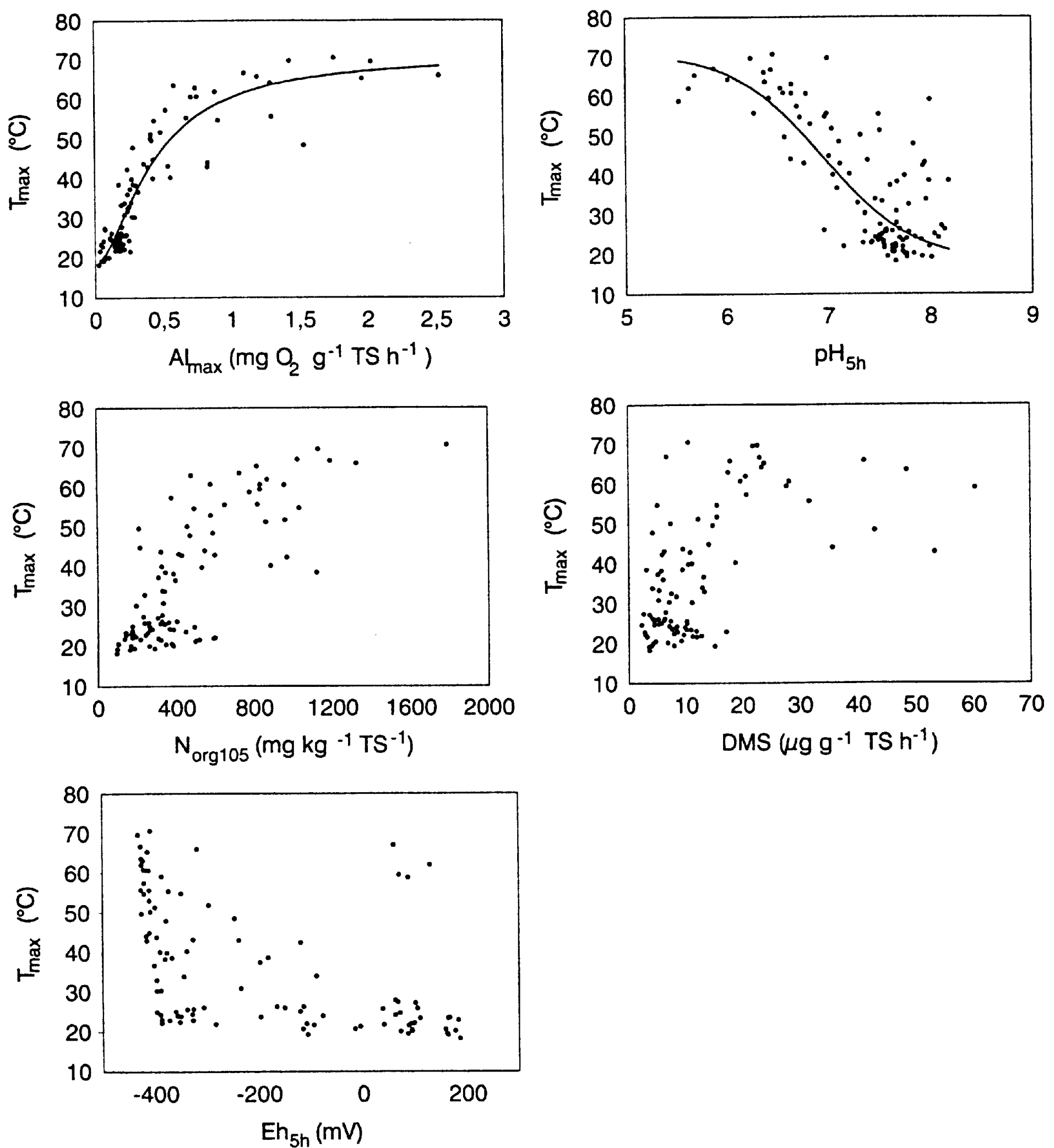


Abbildung 3: Beziehung zwischen maximaler Atmungsintensität ( $AI_{max}$ ), pH-Wert nach anaerober Bebrütung ( $pH_{5h}$ ), organischem Stickstoff nach Trocknung ( $N_{org105}$ ), Dimethylsulfid-Bildung (DMS) bzw. Redoxpotential nach anaerober Bebrütung ( $Eh_{5h}$ ) und Selbsterhitzungsfähigkeit ( $T_{max}$ ) von Komposten

Figure 3: Relation between maximum respiration intensity ( $AI_{max}$ ), pH value after five hours of anaerobic incubation ( $pH_{5h}$ ), organic N after drying at 105 °C ( $N_{org105}$ ), dimethylsulfide production (DMS) and redoxpotential after five hours of anaerobic incubation ( $Eh_{5h}$ ), respectively, and self heating capacity ( $T_{max}$ ) of composts

Die maximale Atmungsintensität ( $AI_{\max}$ ) der Komposte bewegte sich zwischen 0,03 und 2,53  $\text{mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TS h}^{-1}$ . Ebenso wie mit  $T_{\max}$  ließ sich der Reifeprozess anhand der mit Zunahme der Kompostierungsdauer kleiner werdenden  $AI_{\max}$ -Werte nachvollziehen und abgesehen von vier Ausnahmen besaßen alle jungen Komposte sowohl aus bayerischen Anlagen als auch aus Modellversuchen eine höhere  $AI_{\max}$  als die dazugehörigen alten.

Die pH-Werte der Komposte nach 5stündiger anaerober Bebrütung ( $\text{pH}_{5\text{h}}$ ) deckten eine Spanne von 5,53 bis 8,18 ab. Eine eindeutige Abhängigkeit des Rottefortschritts von der Kompostierungsdauer konnte im Modellversuch M1 nachgewiesen werden, insofern als  $\text{pH}_{5\text{h}}$  von Werten um 6-6,5 zu Kompostierungsbeginn auf über 7,5 nach Ende der Rotte anstieg.

Die  $N_{\text{org105}}$ -Gehalte der Komposte schwankten zwischen 96 und 1789  $\text{mg N}_{\text{org105}} \text{ kg}^{-1} \text{ TS}$ . Die jüngsten Komposte wiesen bis auf einige Ausnahmen höhere  $N_{\text{org105}}$ -Konzentrationen auf als die alten Komposte der gleichen Anlagen bzw. der gleichen Versuchsvarianten.

Die DMS-Produktion der Komposte lag zwischen 2,26 und 60,43  $\mu\text{g DMS g}^{-1} \text{ TS h}^{-1}$ . In vielen Fällen war die DMSO-Reduktion in jungen Komposten höher als in alten. Jedoch gab es auch eine Reihe von Ausnahmen, in denen junge Komposte niedrigere Werte aufwiesen als die nächst älteren.

Das Redoxpotential der Komposte nach Bebrütung ( $E_{\text{h}5\text{h}}$ ) bewegte sich zwischen + 186 mV und - 431 mV. Häufig wiesen die ältesten Komposte höhere  $E_{\text{h}5\text{h}}$ -Werte auf als das jeweils dazugehörige jüngste Material der gleichen Anlage bzw. Versuchsvariante. Es gab aber auch etliche Ausnahmen, in denen junge Komposte auf ähnlichem Niveau wie alte oder sogar deutlich darüber lagen.

#### 4 Diskussion

Die überprüften sechs Methoden zeigten eine deutlich unterschiedliche Eignung zur Bestimmung der Reife von Komposten. Der  $N_{\text{org105}}$ -Gehalt wurde entscheidend vom Kompostausgangsmaterial beeinflusst, wie an den ersten fünf Varianten von Modellversuch M1 gut zu erkennen ist (Abb. 2). Je höher der Bioabfallanteil und somit der N-Gehalt war, umso größer war die  $N_{\text{org105}}$ -Ausbeute. Dieser Unterschied blieb trotz absolut abnehmender Werte an allen drei Probenahmeterminen erhalten, d. h. die sich auf die  $N_{\text{org105}}$ -Konzentration auswirkenden Reifungsprozesse wurden von der Qualität des Ausgangsmaterials überlagert. Somit war es auch nicht möglich, einen "Grenzwert" für Reifekomposte zu ermitteln, insbesondere weil N-arme Ausgangsmaterialien schon zu Kompostierungsbeginn sehr niedrige Werte aufweisen können, und dadurch eine weit fortgeschrittene Reife vortäuschen (siehe M 1-5 und M 1-6).

Auch mittels der DMS-Produktion konnte keine Grenze festgestellt werden, bei deren Überschreitung Komposte als reif zu bezeichnen gewesen wären. Dies war aber anders als bei  $N_{\text{org105}}$  nicht vorrangig auf die Zusammensetzung des Ausgangsmaterials zurückzuführen, sondern vermutlich auf zeitlich begrenzte Ereignisse und Zustände während des Rotteverlaufs (z. B. Umsetzen; witterungsbedingte Abkühlung oder Austrocknung; Zugabe von Wasser), die sich kurzfristig stark auf die enzymatische Leistungsfähigkeit der Kompostmikroflora auswirkten, ohne jedoch dabei die Gesamtbefindlichkeit des Kompostes zu beeinflussen. Dies deckt sich mit Angaben von ABD-EL-MALEK et al. (1976), HERMANN und SHANN (1993) und IANNOTTI et al. (1994), denen zufolge während der Kompostierung oszillierende Enzymaktivitäten auftraten. Darüber hinaus muß eine geringe enzymatische Aktivität nicht notwendigerweise der Beleg für einen abgeschlossenen Reifeprozess, sondern kann auch in frischen Komposten die Folge unsachgemäßer Kompostierungsbedingungen sein (FORSTER et al., 1993; HERMANN und SHANN, 1993).

Die häufigsten Abweichungen von aufgrund vorhandener Angaben zu Kompostierungsverfahren. Alter und Rotteverlauf zu erwartenden Werte traten bei der Messung von  $E_{\text{h}5\text{h}}$  auf. Da das Gesamtpotential von vielen einzelnen Redoxsystemen und von deren jeweiliger Löslichkeit und Austauschstromdichte an der Redoxpotential-Elektrodenoberfläche bestimmt wird, ist es denkbar, daß in geringer Konzentration vorliegende aber gut lösliche Redoxpaare einen größeren



Einfluß auf das Potential haben als höherkonzentrierte jedoch unbeweglichere, reaktionsträgere Paare (HEWITT, 1950; BOHN, 1971; FLESSA, 1990). Dies gilt v. a. für höhermolekulare organische Substanzen, die langsamer oxidativ-reduktiv umgesetzt werden als anorganische Verbindungen (RABOTNOVA, 1963). Folglich spiegelt  $Eh_{5h}$  vermutlich häufig nur Teilaspekte des Gesamtsystems "Kompost" wider und läßt deshalb keine umfassende Beurteilung der Stabilität der organischen Substanz und der mikrobiellen Aktivität als Ausdruck der Reife von Komposten zu.

Im Gegensatz zu den drei bisher diskutierten Methoden sind  $pH_{5h}$ ,  $AI_{max}$  und  $T_{max}$  Parameter, mit denen in nahezu allgemeingültiger Weise die Kompostreife bestimmt werden kann. Alle drei Größen erfassen offensichtlich in charakteristischer Weise die mikrobielle Verfügbarkeit der organischen Substanz und die Aktivität der Mikroorganismen. Ein entscheidender Unterschied zu den ersten drei Parametern besteht zudem darin, daß sich unabhängig vom Einfluß des Ausgangsmaterials und der Verfahrenstechnik  $pH_{5h}$ ,  $AI_{max}$  und  $T_{max}$  mit zunehmender Rottedauer einem Grenzwert annähern bzw. diesen unterschreiten und somit eine Identifizierung von Reifekomposten ermöglichen. Wenn man außerdem einige "extreme" Komposte, in denen anscheinend ungünstige Kompostierungsbedingungen tiefgreifende Beeinträchtigungen der mikrobiellen Leistungsfähigkeit verursachten, ausschließt, ergeben sich sehr enge Korrelationen zwischen  $T_{max}$  und  $pH_{5h}$  bzw.  $AI_{max}$  (Gleichung 1 und Gleichung 2; Abb. 3).

$$T_{max} = 18 + \frac{53}{(1 + 0,245e^{-1,668 \ln AI_{max}})} ; \quad r = 0,927***; \quad n = 90 \quad (1)$$

$$T_{max} = 71 - \frac{53}{(1 + 7,19 \cdot 10^6 e^{-2,269 pH_{5h}})} ; \quad r = -0,808***; \quad n = 105 \quad (2)$$

Aufgrund dieses hochsignifikanten Zusammenhangs könnte man den fünf bis zehn Tage dauernden Selbsterhitzungstest durch die Messung von  $AI_{max}$  bzw.  $pH_{5h}$  ersetzen, die schon nach 12 h bzw. 5 h aussagekräftige Ergebnisse liefert und besonders im Falle von  $pH_{5h}$  nur eine geringe technische Ausstattung erfordert. Darüber hinaus scheint  $pH_{5h}$  im Gegensatz zu  $T_{max}$  und  $AI_{max}$  auch gegenüber den als "extrem" bezeichneten Komposten, die wegen ihrer geringen mikrobiellen Aktivität eine weit fortgeschrittene Reife vortäuschen, unempfindlich zu sein. Ein Grund hierfür mag sein, daß  $pH_{5h}$  nicht nur die aktuelle Aktivität erfaßt, sondern auch in gewisser Weise die Vorgeschichte der Komposte widerspiegelt, d. h. eine als Folge unsachgemäßer Rotteführung aufgetretene starke Versauerung dokumentiert und somit auf einen bei weitem noch nicht abgeschlossenen Rotteprozeß hinweist. Mit jedem der drei Parameter lassen sich Reifegrade definieren, deren Grenzen aber nicht als starr, sondern eher als fließende Übergänge angesehen werden sollten (Tab. 3). Das Erreichen des Grades "reif" wird durch Kompostierung in großen Mieten (Höhe  $\geq 2$  m, Breite  $\geq 3,5$  m) und mit seltenem Umsetzen (weniger als einmal pro Woche) um mehrere Wochen verzögert.

Tabelle 3: Definition von Reifegraden mittels pH-Wert nach 5stündiger anaerober Bebrütung ( $pH_{5h}$ ), maximaler Atmungsintensität ( $AI_{max}$ ) und Selbsterhitzungskapazität ( $T_{max}$ )

Table 3: Definition of states of maturity with pH value after five hours of incubation ( $pH_{5h}$ ), maximum respiration intensity ( $AI_{max}$ ) and self heating capacity ( $T_{max}$ )

Reifegrad	$AI_{max}$	$pH_{5h}$	$T_{max}$
	mg O <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> TS h <sup>-1</sup>		°C
frisch	> 0,55	< 6,8	> 50
mittel	0,20-0,55	6,8-7,5	30-50
reif	< 0,20	> 7,5	< 30

## 5 Zusammenfassung

Zum Nachweis des Reifezustands von rund 100 Komposten aus bayerischen Kompostieranlagen und Modellversuchen wurden sechs biologisch-biochemische Methoden neuentwickelt, modifiziert oder gemäß bestehenden Vorschriften eingesetzt. Die untersuchten Parameter waren der Gehalt an löslichem organischem N nach Trocknung von Komposten bei 105 °C ( $N_{\text{org105}}$ ), die Dimethylsulfoxid-(DMSO)-Reduktion bzw. Dimethylsulfid-(DMS)-Produktion, das Redoxpotential und der pH-Wert nach 5stündiger anaerober Bebrütung ( $E_{\text{h5h}}$  und  $\text{pH}_{\text{5h}}$ ), die maximale Atmungsintensität ( $AI_{\text{max}}$ ) und der Selbsterhitzungstest ( $T_{\text{max}}$ ). Nur  $\text{pH}_{\text{5h}}$ ,  $AI_{\text{max}}$  und  $T_{\text{max}}$  erwiesen sich als nahezu allgemeingültige Parameter zur Charakterisierung der Kompostreife, während die ersten drei Größen zu sehr vom Ausgangsmaterial, von kurzfristigen Änderungen während des Kompostierungsprozesses oder nicht den Rottefortschritt widerspiegelnden Faktoren abhängen. Mit Hilfe von  $\text{pH}_{\text{5h}}$ ,  $AI_{\text{max}}$  und  $T_{\text{max}}$  lassen sich Komposte drei Reifegraden (frisch, mittel, reif) zuordnen. Komposte aus großen, selten umgesetzten Mieten benötigen zum Erreichen des Reifegrades "reif" eine um mehrere Wochen längere Rottedauer als solche aus kleinen, häufig umgesetzten Mieten.

## 6 Summary

L. POPP, P. FISCHER und N. CLAASSEN: *Biologisch-biochemische Methoden zur Reifebestimmung von Komposten (Biological-biochemical methods for determining maturity of composts)*

Agribiol. Res. 51, 3, 1998

In order to determine maturity of about 100 composts both from Bavarian compost plants and composting experiments six biological-biochemical methods were developed, modified or used according to existing instructions. The tested parameters were content of soluble organic N of composts after drying at 105 °C ( $N_{\text{org105}}$ ), dimethylsulfoxide (DMSO) reduction, dimethylsulfide (DMS) production, respectively, redoxpotential and pH value after five hours of anaerobic incubation ( $E_{\text{h5h}}$  and  $\text{pH}_{\text{5h}}$ ), maximum respiration intensity ( $AI_{\text{max}}$ ) and self heating capacity ( $T_{\text{max}}$ ). Only  $\text{pH}_{\text{5h}}$ ,  $AI_{\text{max}}$  and  $T_{\text{max}}$  were found nearly universally valid parameters to characterize compost maturity.  $N_{\text{org105}}$ , DMS-production and  $E_{\text{h5h}}$ , however, were influenced too much by parent material, short-termed changes during composting or factors not reflecting the process of maturing. With  $\text{pH}_{\text{5h}}$ ,  $AI_{\text{max}}$  and  $T_{\text{max}}$  composts can be classified in three states of maturity (fresh, middle, mature). To reach the state "mature" composts from large, infrequently turned piles need some weeks of composting more than composts from small, frequently turned piles.

## Danksagung

Für die Finanzierung des Forschungsvorhabens bedanken wir uns beim Bayerischen Landesamt für Umweltschutz.

## 7 Literatur

ABD-EL-MALEK, Y., MONIB, N., RIZK, S. G. and SHEHATA, S. M., 1976: Biological activities during ripening of composts. Zbl.Bakt.Abt.II, 131, 744-750

ALEF, K., 1991: Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie. ecomed-Verlag, Landsberg/Lech

ALEF, K. and KLEINER, D., 1989: Rapid and sensitive determination of microbial activity in soils and soil aggregates by dimethylsulphoxide reduction. Biol. Fertil. Soils, 8, 349-355

- ANONYM, 1994: Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) vom 27.09.1994 (BGBL. Teil I, Nr. 66)
- BAILEY, L. D. and BEAUCHAMP, E. G., 1973: Effects of Moisture, Added  $\text{NO}_3^-$ , and Macerated Roots on  $\text{NO}_3^-$  Transformation and Redox Potential in Surface and Subsurface Soils. *Can. J. Soil Sci.*, **53**, 219-230
- BANNICK, C. G., 1989: Simulationsversuche zur Mietenkompostierung unter Berücksichtigung der Wirkung verschiedener Stickstoffzusätze auf den Abbau organischer Stoffgruppen und die Bildung von Huminstoffen. Diss. Georg-August-Universität Göttingen
- BAREKZAI, A. und MÜHLING, K.-H., 1992: Einfluß der Trocknungsdauer und Trocknungstemperatur von Bodenproben auf ihren Gehalt an  $\text{CaCl}_2$ -extrahierbaren N-Fractionen sowie deren Beziehung zur N-Aufnahme der Pflanzen. *Agribiol. Res.* **45**, 2, 153-158
- BOHN, H., 1971: Redox Potentials. *Soil Science*, **112**, 39-45
- BUHLMANN, V., 1977: Zur Kennzeichnung der Veränderungen des organischen Anteils von Siedlungsabfällen während der Rotte. Diss. Justus-Liebig-Universität Gießen
- Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (Hrsg.), 1994: Methodenbuch zur Analyse von Kompost. 2. Aufl., März 1994
- EBERTSEDER, T., 1997: Qualitätskriterien und Einsatzstrategien für Komposte aus Bioabfall auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Dissertation TU München-Weihenstephan
- FISCHER, P. und JAUCH, M., 1991: Grüngutkompost-Inhaltsstoffe und Stofffrachten. Kongreßband 1991, VDLUFA-Schriftenreihe **33**, 751-756
- FLEMMING, H.-C. und FAULSTICH, M., 1995: Was geschieht bei der biologischen Abfallbehandlung. In: FAULSTICH, M., KOLB, F. R. und NETTER, R. E. (Hrsg.): Praxis der biologischen Abfallbehandlung. 18. Mülltechnisches Seminar. 5-48. Berichtsheft Nr. 121, TU München
- FLESSA, H., 1990: Redoxprozesse in Böden in der Nähe von wachsenden und absterbenden Pflanzenwurzeln. Dissertation TU München-Weihenstephan
- FORSTER, J. C., ZECH, W. and WÜRDINGER, E., 1993: Comparison of chemical and microbiological methods for the characterization of the maturity of composts from contrasting sources. *Biol. Fertil. Soils*, **16**, 93-99
- GARCIA, C., HERNANDEZ, T. and COSTA, F., 1991: Changes in Carbon Fractions during Composting and Maturation of Organic Wastes. *Environmental Management*, **15**, 433-439
- GARCIA, C., HERNANDEZ, T., COSTA, F. and AYUSO, M., 1992: Evaluation of the Maturity of Municipal Waste Compost Using Simple Chemical Parameters. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, **23** (13-14), 1502-1512
- GLATHE, H., 1961: Bestimmung von Kompostmodellen von Müll mit und ohne Klärschlamm unter Verwendung physikalischer, chemischer und biologischer Messungen. Arbeitsgemeinschaft für kommunale Abfallwirtschaft. DLG-Verlag, Frankfurt
- GLINSKI, J., STAHR, K., STEPNIIEWSKA, Z. and BRZEZINSKA, M., 1992: Changes of Redox and pH Conditions in a Flooded Soil Amended with Glucose and Nitrate under Laboratory Conditions. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, **155**, 13-17
- GRUNDMANN, J., 1990: Humifizierung und Mineralisation organischer Substanz bei der Biomüll-Kompostierung unter dem Einfluß verschiedener Zusätze. Diss. Georg-August-Universität Göttingen
- HELM, M., 1995: Prozeßsteuerung bei der Kompostierung von organischen Reststoffen aus Haushalten. KTBL-Schrift 371. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup
- HERMANN, R. F. and SHANN, J. R., 1993: Enzyme Activities as Indicators of Municipal Solid Waste Compost Maturity. *Comp. Sci. Util.*, **1**, 54-63
- HEWITT, L. F., 1950: Oxidation-Reduction-Potentials in Bacteriology and Biochemistry. E. & S. Livingstone Ltd., Edinburgh
- IANNOTTI, D. A., GREBUS, M. E., TOTH, B. L., MADDEN, L. V. and HOITINK, H. A. J., 1994: Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste. *J. Environ. Qual.*, **23**, 1177-1183

- JACOB, H.-E., 1970: Redox Potential. In: NORRIS, J. R. und RIBBONS, D. W. (Hrsg.): *Methods in Microbiology*. 91-123. Academic Press, London und New York
- JAGER, G. and BRUINS, E. H., 1975: Effect of repeated drying at different temperatures on soil organic matter decomposition and characteristics, and on the soil microflora. *Soil Biol. Biochem.* 7, 153-159
- JANN, G. J., HOWARD, D. H. and SALLE, A. J., 1959: Method for the determination of completion of composting. *Appl. Microbiol.*, 7, 271-275
- JOURDAN, B., 1988: Zur Kennzeichnung des Rottegrades von Müll- und Müllklärschlammkomposten. Erich-Schmidt-Verlag, Bielefeld
- KOHMANN, H. und FISCHER, P., 1993: Neue Methode zur Reifegradbestimmung von Kompost. *ENTSORGA-Magazin*, 6, 72-74
- NIESE, G., 1959: Mikrobiologische Untersuchungen zur Frage der Selbsterhitzung organischer Stoffe. *Arch. Mikrobiol.*, 34, 285-318
- NIESE, G., 1969: Die Bestimmung der mikrobiellen Aktivität in Müll und Müllkomposten durch Messung der Sauerstoffaufnahme und der Wärmebildung. Habilitationsschrift, Institut für Landwirtschaftliche Mikrobiologie der Justus-Liebig-Universität Gießen
- PONNAMPERUMA, F. N., 1972: Chemistry of submerged soils. *Adv. Agron.*, 24, 29-96
- POPP, L., 1997: Reifekriterien und Einsatzmöglichkeiten für Komposte aus Bioabfall im Gartenbau und Garten-Landschaftsbau. Dissertation, Lehrstuhl für Pflanzenernährung der TU München-Weihenstephan
- POPP, L. und FISCHER, P., 1997: Bioabfallkompost-Qualität und Anwendung im Gartenbau und GaLa-Bau. Teilbericht des Instituts für Bodenkunde und Pflanzenernährung der FH Weihenstephan. In: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): *Bioabfallkompostierung-Verfahren und Verwertung*, München, im Druck
- RABOTNOVA, I. L., 1963: Die Bedeutung physikalisch-chemischer Faktoren (pH und rH<sub>2</sub>) für die Lebensfähigkeit der Mikroorganismen. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena
- RUBARTH, W., 1994: Vergärung von Bioabfall nach dem Waasa-Verfahren. In: WIEMER, K. und KERN, M. (Hrsg.): *Grundlagen und Verfahren der Anaerobtechnik*. 113-128. M.C.I. Baeza Verlag, Witzenhausen
- SCHLEGEL, H. G., 1981: *Allgemeine Mikrobiologie*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart-New York
- SCHMIDT, J., 1994: Gas- und Stoffumsatz während der Kompostierung von Bioabfall in Abhängigkeit verschiedener Zuschlagstoffe und die Bewertung der Kompostqualität im Pflanzenversuch. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Pflanzenernährung der TU München-Weihenstephan
- SENEVIRATNE, R., 1985: Effect of mild drying on the mineralization of soil nitrogen. *Plant and Soil*, 84, 175-179
- SPARLING, G. P. and SEARLE, P. L., 1993: Dimethyl sulphoxide reduction as a sensitive indicator of microbial activity in soil: The relationship with microbial biomass and mineralization of nitrogen and sulphur. *Soil Biol. Biochem.*, 25, 251-256
- SPARLING, G. P. and ROSS, D. J., 1988: Microbial contributions to the increased nitrogen mineralization after air-drying of soils. *Plant and Soil*, 105, 163-167
- THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J., 1995: *Biologische Abfallbehandlung*. EF-Verlag, Berlin
- WITT, J., 1981: Die Humusstoffbestimmung als Grundlage für die Erkennung des Reifegrades von Siedlungsabfallkompost. *Landwirtsch. Forsch., Sonderh.* 38, Kongreßband Trier